Comunidade edáfica de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em uma floresta sazonalmente inundável na região Norte do Pantanal de Mato Grosso, Brasil

Leandro Dênis Battirola[1,5], Marinêz Isaac Marques[2], Antonio Domingos Brescovit[3],

Germano Henrique Rosado Neto[4] & Kellie Cristhina dos Anjos[2]

[1]Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT,
Campus Universitário de Sinop, Av. Alexandre Ferronato, 1200,
Setor Industrial, CEP 78557-267, Sinop, MT, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências,
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT,
Av. Fernando Correa da Costa, s/n, Cuiabá, MT, Brasil
[3]Laboratório de Artrópodes, Instituto Butantan,
Av. Vital Brasil, 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brasil
[4]Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná – UFPR,
[5]Autor para correspondência: Leandro Dênis Battirola, e-mail: ldbattirola@uol.com.br

BATTIROLA, L.D., MARQUES, M.I., BRESCOVIT, A.D., ROSADO-NETO, G.H. & ANJOS, K.C. **Community of ground Araneae (Arthropoda, Arachnida) in a seasonally flooded forest in the Northern region of Pantanal of Mato Grosso, Brazil**. Biota Neotrop.10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn00210022010.

Abstract: This study aimed to evaluate the community composition of ground dwelling Araneae in a seasonally flooded forest in the Northern region of Pantanal of Mato Grosso, based on its density and emergency activity. Pitfall traps were used to estimate the ground activity and ground photoeclectors to verify the density of emergency throughout the seasonal periods between January 2004 and January 2005. A total of 2,233 spiders were collected, 1,314 with pitfall traps (29 families and 35 genera) and 919 with ground photoeclectors (27 families and 22 genera). Oonopidae (335 ind.: 15,0%), Corinnidae (310 ind.; 13,9%), Gnaphosidae (289 ind.; 12,9%) and Ctenidae (248 ind.; 11,1%) were the main representatives of the community, as well as those with higher density of activity on the soil surface, while Salticidae (177 ind.; 19,3%), Oonopidae (126 ind.; 13,7%) and Gnaphosidae (114 ind.; 12,4%) were those with higher density of emergency. Twelve groups of behavioral guilds were identified, seven were hunting spiders and five were weavers. The analyses concerning temporal variation of the activity and emergence of this community demonstrate that the influence of abiotic factors, such as rainfall and flooding of the forest, are determinant to its structure, influencing the occurrence of groups as Salticidae, Corinnidae and Oonopidae.
Keywords: *wetlands, ground spiders, taxonomic composition, ecology.*

BATTIROLA, L.D., MARQUES, M.I., BRESCOVIT, A.D., ROSADO-NETO, G.H. & ANJOS, K.C. **Comunidade edáfica de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em uma floresta sazonalmente inundável na região Norte do Pantanal de Mato Grosso, Brasil**. Biota Neotrop.10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn00210022010.

Resumo: Este estudo teve como objetivo avaliar a composição da comunidade edáfica de Araneae de uma floresta sazonalmente inundável na região norte do Pantanal de Mato Grosso, tendo como base sua densidade de atividade e emergência. Foram empregadas armadilhas de solo tipo pitfall-trap para avaliação da atividade sobre o solo, e fotoecletores de solo para verificar a densidade de emergência ao longo de todos os períodos sazonais desta região, entre janeiro de 2004 e janeiro de 2005. Como resultado obteve-se um total de 2.233 aranhas, 1.314 indivíduos obtidos com armadilhas pitfall (29 famílias e 35 gêneros) e 919 com fotoecletores de solo (27 famílias e 22 gêneros). Oonopidae (335 ind.: 15,0%), Corinnidae (310 ind.; 13,9%), Gnaphosidae (289 ind.; 12,9%) e Ctenidae (248 ind.; 11,1%) corresponderam às principais representantes desta comunidade, bem como àquelas com maior densidade de atividade sobre a superfície do solo, enquanto Salticidae (177 ind.; 19,3%), Oonopidae (126 ind.; 13,7%) e Gnaphosidae (114 ind.; 12,4%) foram aquelas com maior densidade de emergência. Doze agrupamentos de guildas comportamentais foram identificados, sete representaram aranhas caçadoras e cinco tecelãs. As análises referentes à variação temporal da atividade e emergência desta comunidade evidenciaram que a influência de fatores abióticos como a pluviosidade e a inundação da floresta são determinantes para sua estruturação, influenciando a ocorrência de táxons como Salticidae, Corinnidae e Oonopidae.
Palavras-chave: *áreas úmidas, aranhas terrestres, composição taxonômica, ecologia.*

Introdução

As aranhas correspondem a um abundante grupo taxonômico na maioria dos habitats terrestres, sendo encontradas desde o solo e serapilheira até o dossel florestal (Brescovit et al. 2002), representando uma porção significativa da diversidade de artrópodes nestes locais (Uetz 1991, Toti et al. 2000). Estes organismos caracterizam-se por não apresentarem especificidade hospedeira e por sua distribuição depender, diretamente, da estrutura física do ambiente e da disponibilidade de presas na área (Halaj et al. 2000, Sørensen 2003), fornecendo, assim, informações precisas sobre a estrutura de habitats, composição e organização das comunidades de invertebrados terrestres (Silva & Coddington 1996).

Em áreas tropicais úmidas como a Amazônia Central e o Pantanal de Mato Grosso, onde se verifica a alternância entre fases terrestres e aquáticas, a inundação é considerada um fator determinante em seus processos ecológicos (Junk 1993, Junk et al. 1989, 2006), sendo que os diferentes grupos que compõem a fauna, incluindo Araneae, são induzidos a desenvolver estratégias próprias de sobrevivência à sazonalidade hídrica (Adis 1992, 1997, Adis & Messner 1997, Adis & Junk 2002, Höfer 1997). Estas estratégias são definidas como adaptações destes organismos às condições desfavoráveis, que podem aumentar sua capacidade de sobrevivência (Tischler 1984).

Dentre estas estratégias destacam-se as migrações sazonais, verticais ou horizontais, realizadas pela fauna edáfica durante os períodos de inundação, assim como o sincronismo entre os períodos de reprodução e a sazonalidade hídrica (Adis 1997). Apesar da importância dos estudos que evidenciem a interação entre as comunidades de invertebrados e as condições ambientais no Pantanal de Mato Grosso, as pesquisas que abordam as comunidades de Araneae, referem-se a associações destes organismos à estruturas florais de diferentes espécies (Souza & Módena 2004), com macrófitas aquáticas (Raizer & Amaral 2001) e copas de palmeiras (Battirola et al. 2004, Santos et al. 2003), além de outros estudos que analisaram a similaridade entre a fauna pantaneira e amazônica (Raizer & Amaral 2001), ou ainda a estratificação vertical em área de vegetação monodominante (Castilho et al. 2005, Marques et al. 2010). Assim, poucos são os dados registrados para a fauna edáfica e seu comportamento sazonal.

Considerando a importância de Araneae na estruturação de comunidades de invertebrados terrestres e a necessidade de aprofundar os conhecimentos sobre sua diversidade e interação com a sazonalidade hídrica no Pantanal de Mato Grosso, este estudo objetivou avaliar de maneira descritiva (i) a composição da comunidade e seus agrupamentos em guildas comportamentais, (ii) a variação na densidade de atividade de Araneae sobre o solo ao longo de todos os períodos sazonais, utilizando armadilhas pitfall e, (iii) a taxa reprodutiva através da densidade de emergência empregando-se fotoecletores de solo, de acordo com as definições de Adis (2002), em uma floresta monodominante de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae), sazonalmente inundável, na região norte do Pantanal de Mato Grosso.

Material e Métodos

1. Área de estudo

Este estudo foi realizado no Pantanal de Cuiabá-Bento Gomes-Paraguaizinho, denominado Pantanal de Poconé, na localidade de Pirizal, fazenda Retiro Novo, entre os paralelos 16º15'24" S e 17° 54' 32" S e 56° 36' 24" - 57° 56' 23" O, município de Nossa Senhora do Livramento, Mato Grosso. As amostragens ocorreram entre janeiro de 2004 e janeiro de 2005, sendo as armadilhas monitoradas quinzenalmente, em uma floresta monodominante sazonalmente inundável, com predomínio de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae), uma das fitofisionomias típicas da região, denominada regionalmente como cambarazal.

Esta região é caracterizada por apresentar quatro períodos sazonais (seca, enchente, cheia e vazante) que definem a alternância entre as fases terrestre e aquática na região norte do Pantanal de Mato Grosso (Heckmann 1998). A seca ocorre entre julho e setembro e caracteriza-se como o período em que a região encontra-se completamente seca com chuvas escassas. O início das chuvas, após o período de seca, corresponde à enchente (outubro a dezembro), quando algumas áreas tornam-se inundadas temporariamente e o nível dos rios começa a subir gradativamente. A cheia (janeiro a março/abril) é o período em que, devido à grande quantidade de chuvas, muitas áreas são inundadas devido ao transbordamento lateral de rios e lagos, caracterizando a fase aquática do sistema. A vazante, que ocorre entre abril e junho, corresponde ao período em que o nível d'água começa a baixar, acompanhando a redução das chuvas, antecedendo a seca na região.

2. Procedimentos em campo

Neste estudo foram empregadas diferentes metodologias amostrais para a avaliação da composição da comunidade edáfica de Araneae. Para avaliar a densidade de atividade destes organismos sobre o solo foram utilizadas armadilhas pitfall (Figura 1) e para a análise da taxa reprodutiva, tendo como base a densidade de emergência, aplicaram-se os fotoecletores de solo (Figura 2), ao longo dos períodos sazonais de seca, enchente, cheia e vazante do Pantanal matogrossense, seguindo-se os critérios indicados por Adis (2002) e adotados por Battirola et al. (2009).

As armadilhas de solo consistem em um frasco de polietileno com 20 cm de altura e abertura circular de 5-6 cm. Foram distribuídas dez armadilhas, sem iscas, casualmente no cambarazal. Destas, sete continham 250 ml de solução aquosa de ácido pícrico, e três com solução de formalina a 4% conforme recomendado por Adis (2002). Estas armadilhas permaneceram instaladas de janeiro de 2004 a janeiro de 2005, e o material coletado era retirado a cada quinze dias para avaliação da densidade de atividade das aranhas, tendo como base o número de indivíduos amostrados.



Figura 1. Armadilha pitfall instalada em solo do cambarazal no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, para avaliação da densidade de atividade da fauna edáfica de Araneae.

Figure 1. Pitfall trap installed in cambarazal ground in Pantanal of Poconé, Mato Grosso, to evaluate the activity density of the spider ground fauna.



Figura 2. Fotoecletor de solo em cambarazal no Pantanal de Poconé, Mato Grosso para avaliação da densidade de emergência da comunidade edáfica de Araneae.

Figure 2. Ground photoelectors in cambarazal in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso to evaluate of emergency density of the community of ground Araneae.

Os fotoecletores de solo consistem em estruturas circulares, com uma área basal de 1 m^2, cobertas por um tecido negro, possuindo em seu ápice um recipiente coletor de plástico transparente, contendo solução aquosa de ácido pícrico (250 ml) (Adis 2002) (Figura 2). Os três fotoecletores corresponderam a uma área amostral de 3 m^2 e permaneceram instalados de janeiro de 2004 a janeiro de 2005. Estas armadilhas eram monitoradas a cada quinze dias, para avaliação da densidade de emergência das aranhas em solo, tendo como base o número de indivíduos/área. As coletas referentes ao dia 29 de fevereiro de 2004 foram perdidas devido à inundação acentuada registrada neste período.

Durante o período de cheia, em que grande parte do cambarazal torna-se inundado, tanto as armadilhas pitfall quanto os fotoecletores de solo, foram instalados sobre murundus presentes na área, que correspondem a porções de terra mais altas e constituídas de micro elevações (Ponce & Nunes da Cunha 1993), aparentemente originadas a partir da atividade de Isoptera na construção dos cupinzeiros (Heckmann 1998), que segundo Por (1995) tem elevação suficiente para não serem atingidos pela água, possibilitando a amostragem com estas metodologias.

3. Análise de dados

A avaliação dos dados foi baseada na análise de variância (ANOVA). Os resultados dos testes de homogeneidade foram validados a um nível de significância de 5% pelo teste de Levene. Para verificar a distribuição temporal, os períodos sazonais foram considerados fatores fixos, e a freqüência absoluta como variável dependente. As médias foram comparadas, posteriormente, quando possível, pelo teste de Duncan, calculados através do Programa SPSS versão 11.5. A similaridade entre o padrão de ocorrência nos períodos sazonais foi verificada pelo índice de similaridade de Bray-Curtis, calculado pelo programa Biodiversity Profissional (MacNeely 1997). A caracterização dos agrupamentos de Araneae, em guildas comportamentais, está baseada na classificação proposta por Uetz et al. (1999), Silva & Coddington (1996) e Höfer & Brescovit (2001).

Resultados

Um total de 2.233 indivíduos de Araneae foi coletado no solo do cambarazal, sendo 1.314 obtidos nas amostragens com armadilhas pitfall (47,8%) distribuídos em 29 famílias e 35 gêneros, e 919 com fotoecletores de solo (33,5%; 23,6 ind.m^2/mês) representando 27 famílias e 22 gêneros. Oonopidae (335 ind.; 15,0%), Corinnidae (310 ind.; 13,9%), Gnaphosidae (289 ind.; 12,9%) e Ctenidae (248 ind.; 11,1%) foram os grupos predominantes nesta comunidade, e juntas corresponderam a 52,9% do total amostrado no cambarazal.

1. Densidade de atividade em solo

Dentre os 1.314 indivíduos capturados com armadilhas pitfall, 765 (58,2%) representavam imaturos, enquanto os adultos corresponderam a 291 fêmeas (22,1%) e 258 machos (19,7%). Corinnidae (20,6%; 271 ind.), Oonopidae (15,9%; 209 ind.), Ctenidae (15,8%; 208 ind.) e Gnaphosidae (10,1%; 133 ind.) corresponderam às famílias com maior densidade de atividade sobre o solo (Tabela 1). Lycosidae (4,9%; 64 ind.), Linyphiidae (4,5%; 59 ind.), Pholcidae (4,1%; 54 ind.), Theridiidae (3,7%; 48 ind.), Mysmenidae (2,9%; 38 ind.) e Salticidae (2,1%; 28 ind.) aparecem neste estudo com taxas intermediárias de atividade acima de 2,0%, enquanto as demais famílias evidenciaram baixa atividade sobre o solo ao longo de todos os períodos amostrais (Tabela 1).

Diferenças significativas na densidade de atividade sobre o solo não foram evidenciadas pela análise de variância entre os períodos sazonais ($F = 2,0$; $p = 0,115$). Entretanto, o índice de similaridade de Bray-Curtis mostrou que o período de cheia é o que mais se diferencia dentre os quatro períodos sazonais avaliados, enquanto que enchente (20,7%; 272 ind.), seca (21,7%; 285 ind.) e vazante (11,9%; 157 ind.) são similares quanto ao padrão de atividade dos táxons. A vazante é o período de menor densidade de atividade de aranhas nesta floresta (Figura 4a).

A cheia correspondeu ao período sazonal de maior densidade de atividade de Araneae sobre o solo (45,6%; 600 ind.), com maior registro no mês de fevereiro/2004, quando 358 indivíduos foram capturados pelas armadilhas de solo (59,6% do total obtido durante a cheia) (Tabela 1, Figura 3). A densidade de atividade dos indivíduos imaturos foi superior a dos adultos em quase todo o período amostral, exceto janeiro de 2004. Dentre os táxons com maior atividade neste período destacam-se Oonopidae, Corinnidae, Ctenidae e Gnaphosidae, e entre os Oonopidae indivíduos de *Orchestina* Simon, 1882. Corinnidae foi representada, predominantemente, por *Castianeira* Keyserling, 1879 e *Falconina* Brignoli, 1985 (Tabela 1).

Ainda durante a cheia, muitos táxons apresentaram suas maiores densidades de atividade sobre o solo em comparação aos demais períodos sazonais, provavelmente, exibindo um comportamento migratório devido à inundação na floresta. Dentre estes, pode-se citar Lycosidae (48,4% do total de capturas), Salticidae (60,7%), Miturgidae (62,5%) a maioria *Teminius insularis* (Lucas, 1857) (40,0%), Trechaleidae (46,6%), principalmente *Heidrunea* Brescovit & Höfer, 1994 (42,8%) e *Anapistula* Gertsch, 1941 (Symphytognathidae, 75,0%). Apenas Selenopidae (100,0%; 1 ind.) foi amostrada exclusivamente neste período, representada ocasionalmente por *Selenops* Latreille, 1890.

2. Densidade de emergência

Dentre os 919 indivíduos de Araneae amostrados com fotoecletores de solo (23,6 ind.m^2/mês), 719 corresponderam aos imaturos (78,2%) e os adultos representados por 86 machos (9,4%) e 114 fêmeas (12,4%). Salticidae (177 ind.; 19,3%; 4,5 ind./m^2), Oonopidae (126 ind.; 13,7%; 3,2 ind.m^2/mês) e Gnaphosidae (114 ind.; 12,4%; 2,9 ind.m^2/mês) predominaram nestas amostragens, seguidas por

Tabela 1. Densidade de atividade de Araneae obtida na superfície do solo em cambarazal, durante os quatro períodos sazonais no Pantanal de Poconé, Mato Grosso com armadilhas pitfall (♂ = macho; ♀ = fêmea; I. = Imaturos), e sua distribuição em guildas comportamentais entre tecelãs e caçadoras (TNS – Tecelãs noturnas de solo; TDS – Tecelãs diurnas de solo; OA – Tecelãs orbiculares aéreas; TTA – Tecelãs de teias tridimensionais aéreas; STLF – Tecelãs sedentárias com teias em lençol de folhagens; ES – Emboscadeiras de solo; ENS – Emboscadeiras noturnas de solo; ENF – Emboscadeiras noturnas de folhagens; EDF – Emboscadeiras diurnas de folhagens; CANF – Corredoras aéreas noturnas de folhagens; CADF – Corredoras aéreas diurnas de folhagens; CNS – Corredoras noturnas de solo; CDS – Corredoras diurnas de solo; CSNS – Caçadoras sedentárias noturnas de solo).

Table 1. Density of activity of Araneae obtained on ground surface in cambarazal, during the four seasonal periods in Pantanal of Poconé, Mato Grosso, with pitfall traps (♂ = male; ♀ = female; I. = Immature), and its distribution in behavior guilds between weavers and hunters (TNS – Nocturnal ground weavers; TDS – Diurnal ground weavers; OA – Orbicular weavers; TTA – Three-dimensional aerial web weavers; STLF – Sedentary sheet weavers in foliage; ES – Ground ambushers; ENS – Nocturnal ground ambushers; ENF – Nocturnal foliage ambusher; EDF – Diurnal foliage ambusher; CANF – Diurnal aerial foliage hunters; CADF – Diurnal aerial foliage runners CNS – Nocturnal ground hunters; CDS – Diurnal ground hunters; CSNS –Sedentary nocturnal ground hunters).

Táxons	Cheia /04	Vazante	Seca	Enchente	Cheia /05	Total	%	Indivíduos			Guildas
						N		♂	♀	I.	Comportamentais
CORINNIDAE	152	27	24	61	7	271	20,6	75	84	112	
Castianeira Keyserling, 1879	23	7	6	22	3	(61)	(22,5)	(25)	(33)	(3)	CNS
Castianeira sp.1	-	-	1	8	-	(9)	(3,3)	(3)	(6)	-	CNS
Castianeira sp.2	-	-	1	9	-	(10)	(3,7)	(4)	(6)	-	CNS
Corinna C. L. Koch, 1841	2	2	-	-	-	(4)	(1,5)	-	(4)	-	CNS
Falconina Brignoli, 1985	53	2	-	-	1	(56)	(20,7)	(31)	(25)	-	CNS
Orthobula Simon, 1987	14	-	3	1	-	(18)	(6,6)	(11)	(7)	-	CNS
Sphecotypus O. P. Cambridge, 1895	-	1	-	-	-	(1)	(0,4)	-	(1)	-	CNS
Corinnidae indeterminados	60	15	13	21	3	(112)	(41,3)	(1)	(2)	(109)	CNS
OONOPIDAE	174	14	11	10	-	209	15,9	65	76	68	-
Oonopinae	42	6	1	1	-	(50)	(23,9)	(22)	(28)	-	ES
Gamasomorphinae	38	4	1	-	-	(43)	(20,6)	(21)	(22)	-	ES
Orchestina Simon, 1882	35	2	-	-	-	(37)	(17,7)	(20)	(17)	-	ES
Oonopidae indeterminados	59	2	9	9	-	(79)	(37,8)	(2)	(9)	(68)	ES
CTENIDAE	63	36	45	52	12	208	15,8	21	11	176	-
Ancylometes concolor (Perty, 1833)	15	2	-	4	-	(23)	(11,0)	(13)	(6)	(4)	ENS
Ctenus taeniatus Keyserling, 1891	-	1	-	-	-	(1)	(0,5)	(1)	-	-	ENS
Asthenoctenus Simon, 1897	3	-	-	-	-	(3)	(1,4)	-	(3)	-	ENS
Nothroctenus Badcock, 1932	4	2	-	-	-	(6)	(2,9)	(5)	(1)	-	ENS
Ctenidae Indeterminados	41	31	45	48	10	(175)	(84,1)	(2)	(1)	(172)	ENS
GNAPHOSIDAE	72	21	15	24	1	133	10,1	19	10	104	-
Apopyllus Platnick & Shadab, 1984	-	4	9	6	-	(19)	(14,3)	(11)	(8)	-	CNS
Camillina Berland, 1919	-	2	1	1	1	(5)	(3,7)	(4)	(1)	-	CNS
Eilica Keyserling, 1891	2	2	-	-	-	(4)	(3,0)	(3)	-	(1)	CNS
Gnaphosidae indeterminados	70	13	5	17	-	(105)	(78,9)	(1)	(1)	(103)	CNS
LYCOSIDAE	30	3	18	12	1	64	4,9	13	13	38	CNS
LINYPHIIDAE	10	8	12	22	7	59	3,7	10	20	29	TDS
PHOLCIDAE	1	16	30	7	-	54	4,1	7	11	36	-
Mesabolivar González-Sponga, 1998	-	1	-	-	-	(1)	(1,8)	-	(1)	-	STLF
THERIDIIDAE	-	3	37	8	-	48	3,6	3	4	41	-
Dipoena Thorell, 1869	-	-	2	-	-	(3)	(6,2)	(1)	(2)	-	TTA
Theridion Walckenaer, 1805	-	1	2	-	-	(3)	(6,2)	(2)	(1)	-	TTA
Theridiidae indeterminados	-	2	33	7	-	(42)	(87,6)	-	(1)	(41)	TTA
MYSMENIDAE	-	5	26	7	-	38	2,9	6	17	15	-
Mysmena Simon, 1894	-	1	-	-	-	(1)	(2,6)	-	(1)	-	TDS
SALTICIDAE	17	5	3	3	-	28	2,1	7	9	12	-
Aillutticus Galiano, 1987	1	1	-	-	-	(2)	(7,1)	-	(2)	-	CADF
Helvetia Peckham & Peckham, 1894	1	-	-	-	-	(1)	(3,6)	(1)	-	-	CADF
Salticidae sp.1	1	-	-	-	-	(1)	(3,6)	-	(1)	-	CADF
Salticidae sp.2	1	-	-	-	-	(1)	(3,6)	-	(1)	-	CADF
Salticidae indeterminados	13	4	3	3	-	(23)	(82,1)	(6)	(5)	(12)	CADF
TITANOECIDAE	6	2	3	15	-	26	2,0	3	7	16	-
Goeldia (Keyserling, 1891)	3	-	2	4	-	(9)	(34,6)	(3)	(5)	(1)	TNS

Tabela 1. Continuação...

Táxons	Cheia /04	Vazante	Seca	Enchente	Cheia /05	Total	%	Indivíduos			Guildas
						N		♂	♀	I.	Comportamentais
DICTYNIDAE	1	2	14	7	-	24	1,8	-	6	18	-
Dictyna Sundevall, 1833	1	2	-	-	-	(3)	(12,5)	-	(3)	-	TTA
ANYPHAENIDAE	6	4	8	4	-	22	1,7	3	-	19	-
Osoriella Mello-Leitão, 1922	1	-	-	-	-	(1)	(4,5)	(1)	-	-	CANF
Teudis O. P. Cambridge, 1896	-	-	2	-	-	(2)	(9,1)	(2)	-	-	CANF
ANYPHAENIDAE indeterminados	5	4	6	4	-	(19)	(86,4)	-	-	(19)	CANF
MITURGIDAE	9	-	3	3	1	16	1,2	6	3	7	-
Teminius insularis (Lucas, 1857)	4	-	-	-	-	(4)	(25,0)	(3)	(1)	-	CDS
Teminius Keyserling, 1887	-	-	2	1	1	(4)	(25,0)	(2)	(2)	-	CDS
MITURGIDAE indeterminados	5	-	1	2	-	(8)	(50,0)	(1)	-	(7)	CDS
CAPONIIDAE	-	1	10	4	-	15	1,1	8	7	-	-
Nops Macleay, 1839	-	-	10	3	-	(14)	(93,3)	(8)	(6)	-	ES
TRECHALEIDAE	7	4	2	2	-	15	1,1	2	5	8	-
Heidrunea Brescovit & Höfer, 1994	3	-	-	-	-	(3)	(20,0)	-	(3)	-	ENF
Trechalea Thorell, 1869	-	2	-	-	-	(2)	(13,3)	(1)	(1)	-	ENF
Trechaleidae sp.1	-	-	-	1	-	(1)	(6,7)	(1)	-	-	ENF
Trechaleidae sp.2	-	-	-	1	-	(1)	(6,7)	-	(1)	-	ENF
Trechaleidae indeterminados	4	2	2	-	-	(8)	(53,3)	-	-	(8)	ENF
PISAURIDAE	4	2	3	3	-	12	0,9	2	2	8	-
Thaumasia Perty, 1833	-	1	-	3	-	(4)	(33,3)	(2)	(2)	-	ENF
ARANEIDAE	3	-	6	2	-	11	0,8	1	-	10	-
Metazygia O. P. Cambridge, 1904	1	-	-	-	-	(1)	(9,1)	(1)	-	-	OA
THERIDIOSOMATIDAE	-	-	6	-	-	6	0,4	-	-	6	OA
PRODIDOMIDAE	-	1	3	-	1	5	0,4	3	1	1	-
Tricongius Simon, 1892	-	1	3	-	-	(4)	(80,0)	(3)	(1)	-	CNS
SYMPHYTOGNATHIDAE	3	-	-	1	-	4	0,3	3	1	-	-
Anapistula Gertsch, 1941	3	-	-	1	-	(4)	(100,0)	(3)	(1)	-	TDS
ZODARIIDAE	-	-	-	3	-	3	0,2	-	-	3	CNS
PHILODROMIDAE	1	-	1	-	-	2	0,1	-	1	1	CADF
SPARASSIDAE	1	1	-	-	-	2	0,1	-	2	-	-
Olios Walckenaer, 1837	1	-	-	-	-	(1)	(50,0)	-	(1)	-	ENF
Polybetes Simon, 1897	-	1	-	-	-	(1)	(50,0)	-	(1)	-	ENF
AMAUROBIIDAE	-	1	-	-	-	1	<0,1	-	-	1	TNS
MIMETIDAE	-	-	1	-	-	1	<0,1	-	-	1	CADF
OCHYROCERATIDAE	-	-	1	-	-	1	<0,1	-	-	1	TNS
SELENOPIDAE	1	-	-	-	-	1	<0,1	1	-	-	-
Selenops Latreille, 1890	1	-	-	-	-	(1)	(100,0)	(1)	-	-	ENF
THOMISIDAE	-	1	-	-	-	1	<0,1	-	1	-	
Strophius Keyserling, 1880	-	1	-	-	-	(1)	(100,0)	-	(1)	-	CANF
ARANEAE indeterminados	9	-	3	22	-	34	2,6	-	-	34	-
Total	570	157	285	272	30	1.314	100,0	258	291	765	-
Adultos	266	61	100	112	10	549	41,8	-	-	-	-
Imaturos	304	96	185	160	20	765	58,2	-	-	-	-

Dictynidae (91 ind.; 9,9%; 2,3 ind./m²/mês), Anyphaenidae (72 ind.; 7,8%; 1,8 ind.m²/mês), Linyphiidae (45 ind.; 4,9%; 1,2 ind.m²/mês) e Titanoecidae (44 ind.; 4,8%; 4,8 ind.m²/mês) (Tabela 2).

A maior densidade de emergência de Araneae em solo foi registrada durante a enchente (344 ind.; 37,4%; 38,2 ind.m²/mês) e cheia (278 ind.; 30,2%; 30,9 ind.m²/mês), enquanto a seca (186 ind.; 20,2%; 20,6 ind.m²/mês) e vazante (111 ind.; 12,1%; 12,3 ind.m²/mês), corresponderam aos períodos de menor representatividade (Tabela 2). Apesar das diferenças na taxa de emergência, bem como na composição de grupos dominantes em cada um dos períodos sazonais na comunidade de Araneae, diferenças significativas não foram detectadas pela análise de variância (F = 1,48; p = 0,252).

Dentre as 20 famílias amostradas na enchente houve o predomínio de Salticidae (19,8%; 7,5 ind.m²/mês), Dictynidae (19,5%;

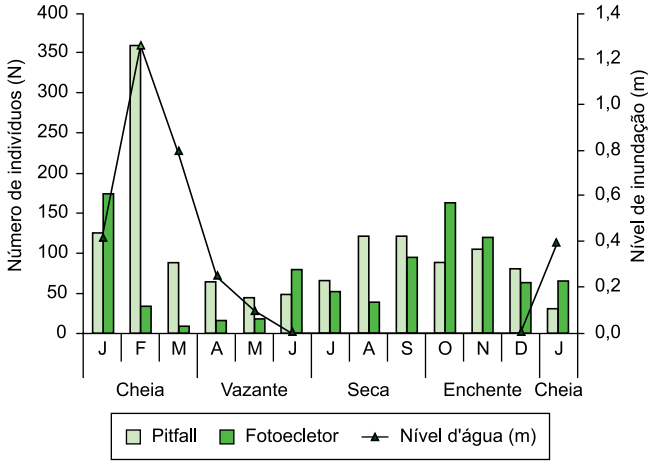


Figura 3. Densidade de atividade e emergência de Araneae em solo de cambarazal no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, obtida com armadilhas pitfall e fotoecletor de solo, durante os quatro períodos sazonais associada ao nível de inundação (m) na floresta.

Figure 3. Density of activity and emergency of Araneae in cambarazal ground in Pantanal of Poconé, Mato Grosso, obtained with pitfall traps and ground photo-electors, during the four seasonal periods associated with the flood level (m) in the forest.

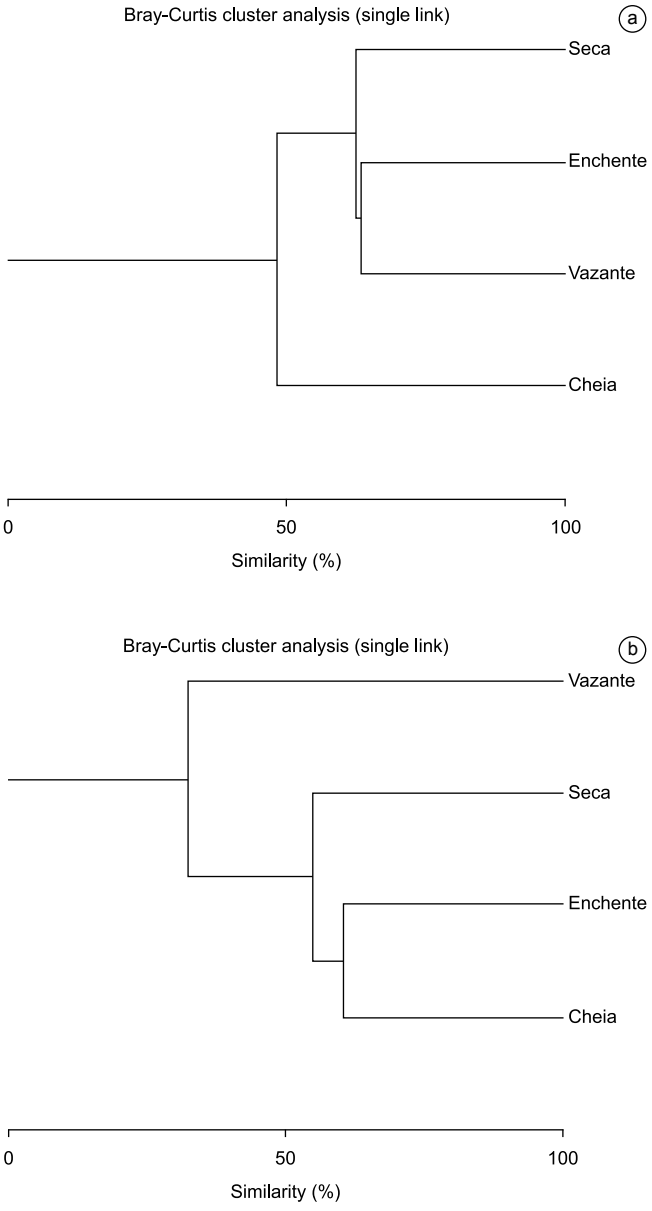


Figura 4. Análise de similaridade da fauna de Araneae entre os períodos sazonais (seca, enchente, cheia e vazante) avaliada pelo índice de Bray-Curtis para a densidade de atividade (a) e emergência (b) em solo de cambarazal no Pantanal de Poconé, Mato Grosso.

Figure 4. Similarity analysis for the Araneae fauna during the four seasonal periods (dry, flood, high water and low water) evaluated for the Bray-Curtis index for the activity density (a) and emergency (b) in cambarazal ground, in Pantanal of Poconé, Mato Grosso.

7,4 ind.m^2/mês), Oonopidae (15,1%; 5,8 ind.m^2/mês), Gnaphosidae (15,1%; 5,8 ind.m^2/mês) e Ctenidae (9,9%; 3,8 ind.m^2/mês). Os Lycosidae (44,4% do total capturado; 0,4 ind.m^2/mês) tiveram sua maior taxa de emergência na enchente, enquanto Uloboridae (100,0%; 0,5 ind.m^2/mês), Caponiidae (100,0%; 0,1 ind.m^2/mês) e Trechaleidae (100,0%; 0,1 ind.m^2/mês) foram registrados exclusivamente neste período.

A densidade de indivíduos imaturos foi superior a de adultos em todos os períodos sazonais, demonstrando que a reprodução destes táxons ocorre ao longo de todo o ano em solo. O índice de similaridade de Bray-Curtis indicou que dentre os quatro períodos sazonais, a vazante é o que mais se diferencia dos demais, provavelmente, devido à baixa densidade de emergência destes organismos sobre o solo, considerando a escassez de recursos proporcionada por este período no Pantanal. Por outro lado, a cheia e enchente são mais similares, evidenciando que a comunidade de aranhas, durante os períodos de maior umidade na floresta possuem densidades de emergência e composições faunísticas correlatas (Figura 4b).

3. Guildas comportamentais

Ao todo foram identificados 12 agrupamentos para a comunidade edáfica, distribuídos entre aranhas caçadoras (7) e tecelãs (5) (Tabelas 1 e 2). Com relação à taxa de atividade sobre a superfície do solo, as caçadoras foram dominantes (78,7%; 1.008 ind.), dentre elas, as corredoras noturnas de solo (CNS) (47,2% do total de caçadoras; 476 ind.), seguidas pelas emboscadeiras de solo (ES) (22,2%; 224 ind.) e emboscadeiras noturnas de solo (ENS) (20,6%; 208 ind.). As corredoras aéreas diurnas de folhagens (CADF) (3,1%; 31 ind.), emboscadeiras noturnas de folhagens (ENF) (3,0%; 30 ind.), corredoras aéreas noturnas de folhagens (2,3%; 23 ind.), e as corredoras diurnas de solo (CDS) (1,6%; 16 ind.), compreenderam aos agrupamentos com menor densidade de atividade (Tabela 1; Figura 5).

Apesar do grupo das tecelãs demonstrar pouca atividade sobre o solo (21,2%; 272 ind.), constituíram cinco agrupamentos, e com maior densidade das tecelãs diurnas de solo (TDS) (37,1% do total de tecelãs; 101 ind.), seguidas pelas que produzem teias tridimensionais aéreas (TTA) (26,5%; 72 ind.) e pelas sedentárias com teias em forma de lençol em folhagens (STLF) (19,8%; 54 ind.). As tecelãs noturnas de solo (TNS) (10,3%; 28 ind.) e as orbiculares aéreas (AO) (6,2%; 17 ind.) constituíram os grupos menos representativos.

Em cada agrupamento comportamental as caçadoras foram mais ativas em solo durante o período de cheia, provavelmente, devido à inundação, que obriga estes organismos a deslocarem-se para locais mais altos em busca de refúgio (Tabela 1). Diferenças significativas foram detectadas pela análise de variância apenas para o agrupamento de corredoras aéreas diurnas de folhagens ($F = 4,08$; $p = 0,021$), sendo

Tabela 2. Densidade de emergência de Araneae obtida em solo de cambarazal, durante os quatro períodos sazonais no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, empregando-se fotoecletores de solo (♂ = macho; ♀ = fêmea; I. = Imaturos), e sua distribuição em guildas comportamentais entre tecelãs e caçadoras (TNS – Tecelãs noturnas de solo; TDS – Tecelãs diurnas de solo; OA – Tecelãs orbiculares aéreas; TTA – Tecelãs de teias tridimensionais aéreas; STLF – Tecelãs sedentárias com teias em lençol de folhagens; ES – Emboscadeiras de solo; ENS – Emboscadeiras noturnas de solo; ENF – Emboscadeiras noturnas de folhagens; EDF – Emboscadeiras diurnas de folhagens; CANF – Corredoras aéreas noturnas de folhagens; CADF – Corredoras aéreas diurnas de folhagens; CNS – Corredoras noturnas de solo; CDS – Corredoras diurnas de solo; CSNS – Caçadoras sedentárias noturnas de solo).

Table 2. Density of emergency of Araneae obtained in cambarazal ground, during the four seasonal periods in Pantanal of Poconé, Mato Grosso, with ground photoelectors (♂ = male; ♀ = female; I. = Immature), and its distribution in behavior guilds between weavers and hunters (TNS – Nocturnal ground weavers; TDS – Diurnal ground weavers; OA – Orbicular weavers; TTA – Three-dimensional aerial web weavers; STLF – Sedentary sheet weavers in foliage; ES – Ground ambushers; ENS – Nocturnal ground ambushers; ENF – Nocturnal foliage ambusher; EDF – Diurnal foliage ambusher; CANF – Diurnal aerial foliage hunters; CADF – Diurnal aerial foliage runners; CNS – Nocturnal ground hunters; CDS – Diurnal ground hunters; CSNS –Sedentary nocturnal ground hunters).

Táxons	Cheia /04	Vazante	Seca	Enchente	Cheia /05	Total	%	Indivíduos			Guildas comportamentais
						N		♂	♀	I	
SALTICIDAE	23	25	41	68	20	177	16,0	16	15	146	
Breda Peckham & Peckham, 1894	-	-	-	1	1	(2)	(1,1)	(1)	(1)	-	CADF
Chira Peckham & Peckham, 1896	-	-	-	1	-	(1)	(0,6)	(1)	-	-	CADF
Helvetia Peckham & Peckham, 1894	-	-	2	2	1	(5)	(2,8)	(4)	(1)	-	CADF
Salticidae sp.1	-	3	1	2	-	(6)	(3,4)	(3)	(1)	(2)	CADF
Salticidae sp.2	-	1	1	3	-	(5)	(2,8)	(2)	(3)	-	CADF
Salticidae indeterminados	23	21	37	59	18	(158)	(89,3)	(5)	(9)	(144)	CADF
OONOPIDAE	38	2	26	52	9	126	13,7	21	50	55	-
Gamasomorphinae	4	-	-	-	-	(4)	(3,2)	(1)	(3)	-	ES
Gamasomorphinae sp.1	4	-	-	-	-	(4)	(3,2)	(2)	(2)	-	ES
Gamasomorphinae sp.2	3	-	-	-	-	(3)	(2,4)	-	(3)	-	ES
Oonopinae	1	-	-	-	-	(1)	(0,8)	-	(1)	-	ES
Orchestina Simon, 1882	2	-	-	-	-	(2)	(1,6)	(1)	(1)	-	ES
Oonopidae sp.1	-	-	1	10	-	(11)	(8,7)	(4)	(7)	-	ES
Oonopidae sp.2	-	-	1	1	-	(2)	(1,6)	(1)	(1)	-	ES
Oonopidae sp.3	-	-	-	1	-	(1)	(0,8)	-	(1)	-	ES
Oonopidae indeterminados	24	1	24	40	9	(98)	(77,8)	(12)	(31)	(55)	ES
GNAPHOSIDAE	35	4	16	42	7	114	12,4	10	7	97	-
Apopyllus Platnick & Shadab, 1984	2	-	1	-	1	(4)	(3,5)	(1)	(3)	-	CNS
Cesonia Simon, 1893	-	-	-	4	-	(4)	(3,5)	(3)	(1)	-	CNS
Eilica Keyserling, 1891	-	-	-	1	-	(1)	(0,9)	(1)	-	-	CNS
Gnaphosidae indeterminados	33	4	15	47	6	(105)	(92,1)	(5)	(3)	(97)	CNS
DICTYNIDAE	7	4	3	67	10	91	9,9	3	7	81	-
Dictyna Sundevall, 1833	-	-	2	1	-	(3)	(3,3)	(1)	(2)	-	TTA
Thallumetus Simon, 1893	1	-	-	1	-	(2)	(2,2)	(2)	-	-	TTA
Dictynidae indeterminados	6	4	1	65	10	(86)	(94,5)	-	(5)	(81)	TTA
ANYPHAENIDAE	11	-	45	16	-	72	7,8	1	2	69	-
Jessica erithrostoma (Mello-Leitão, 1939)	-	-	2	1	-	(3)	(4,2)	(1)	(2)	-	CANF
LINYPHIIDAE	15	1	11	5	13	45	4,9	9	15	21	-
Linyphiidae sp.1	4	-	1	-	-	(5)	(11,1)	(1)	(3)	(1)	TDS
Linyphiidae sp.2	1	-	1	-	-	(2)	(4,4)	-	(2)	-	TDS
Sphecozone O. P. Cambridge, 1870	-	-	1	-	-	(1)	(2,2)	(1)	-	-	TDS
Linyphiidae indeterminados	10	1	8	5	13	(37)	(82,3)	(7)	(10)	(20)	TDS
TITANOECIDAE	38	4	1	1	-	44	4,8	2	2	40	-
Goeldia (Keyserling, 1891)	1	-	-	1	-	(2)	(4,5)	-	(2)	-	TNS
CTENIDAE	1	-	4	34	1	40	4,3	-	3	37	-
Ctenus taeniatus Keyserling, 1891	-	-	1	-	-	(1)	(2,5)	-	(1)	-	ENS
Nothroctenus Badcock, 1932	-	-	-	2	-	(2)	(5,0)	-	(2)	-	ENS
Ctenidae indeterminados	1	-	3	32	1	(37)	(92,5)	-	-	(37)	ENS
CORINNIDAE	20	2	7	9	1	39	4,2	14	8	17	-
Castianeira Keyserling, 1879	2	-	3	3	1	(9)	(23,1)	(5)	(4)	-	CNS
Orthobula Simon, 1897	1	-	1	-	-	(2)	(5,1)	(1)	(1)	-	CNS
Trachelas L. Koch, 1872	-	-	1	2	-	(3)	(7,7)	(2)	(1)	-	CNS

Tabela 2. Continuação...

Táxons	Cheia /04	Vazante	Seca	Enchente	Cheia /05	Total	%	Indivíduos			Guildas comportamentais
						N		♂	♀	I	
Corinnidae indeterminados	17	2	2	4	1	(25)	(64,1)	(6)	(2)	(17)	CNS
THERIDIIDAE	1	31	3	3	-	38	4,2	-	1	37	-
Dipoena Thorell, 1869	1	-	-	-	-	(1)	(2,6)	-	(1)	-	TTA
PISAURIDAE	1	8	3	7	-	19	2,1	-	-	19	ENF
SELENOPIDAE	-	-	10	8	-	18	1,9	-	1	17	-
Selenops Latreille, 1890	-	-	1	-	-	(1)	(5,5)	-	(1)	-	ENF
THOMISIDAE	-	4	1	3	2	10	1,1	-	-	10	CANF
LYCOSIDAE	3	-	2	4	-	9	1,0	3	-	6	CNS
AMAUROBIIDAE	7	-	-	-	-	7	0,8	-	-	7	TNS
ARANEIDAE	-	3	-	3	-	6	0,6	1	1	4	-
Araneus Clerk, 1757	-	-	-	1	-	(1)	(16,7)	(1)	-	-	OA
PRODIDOMIDAE	-	-	3	2	-	5	0,5	-	3	2	-
Tricongius Simon, 1892	-	-	3	-	-	(3)	(60,0)	-	(3)	-	CNS
ULOBORIDAE	-	-	-	5	-	5	0,5	-	-	5	OA
MYSMENIDAE	-	-	1	1	2	4	0,4	2	-	2	TDS
PALPIMANIDAE	2	2	-	-	-	4	0,4	-	1	3	ES
MIMETIDAE	-	-	2	-	-	2	0,2	-	-	2	CADF
CAPONIIDAE	-	-	-	1	-	1	0,1	-	-	1	CANF
HERSILIIDAE	1	-	-	-	-	1	0,1	-	-	1	ENF
OCHYROCERATIDAE	1	-	-	-	-	1	0,1	1	-	-	-
Speocera Berland, 1914	1	-	-	-	-	1	(100,0)	(1)	-	-	TNS
PHOLCIDAE	1	-	-	-	-	1	0,1	-	1	-	STLF
THERIDIOSOMATIDAE	-	-	1	-	-	1	0,1	-	-	1	OA
TRECHALEIDAE	-	-	-	1	-	1	0,1	-	-	1	ENF
Araneae indeterminados	8	22	6	2	-	38	4,1	-	-	38	-
Total	213	111	186	344	65	919	100,0	83	114	719	-
Adultos	57	15	46	65	17	200	27,8	-	-	-	-
Imaturos	156	96	140	279	48	719	72,2	-	-	-	-

que o período de cheia foi o que mais se diferenciou dos demais, de acordo com o teste de Duncan.

Para as tecelãs foram registradas diferenças significativas no padrão de atividade sobre o solo em três dos cinco agrupamentos identificados, tecelãs orbiculares aéreas ($F = 4,53$; $p = 0,029$), tecelãs com teias tridimensionais (TTA) ($F = 8,88$; $p = 0,001$) e para as sedentárias com teias em lençol sobre folhagens (STLF) ($F = 9,65$; $p = <0,001$). Diferindo do que foi observado para as caçadoras, o teste de Duncan indicou que para todos os agrupamentos de tecelãs que apresentaram diferenças estatisticamente significativas, a seca diferiu dos outros períodos sazonais com relação ao padrão de atividade sobre o solo, correspondendo, também, àquele de maior densidade de atividade destes organismos. Apenas as tecelãs noturnas de solo (TNS) obtiveram sua maior taxa de atividade durante o período de enchente (53,6%; 15 ind.).

Diferindo do que foi observado nas amostragens realizadas com armadilhas pitfall, nos dados obtidos com fotoecletores de solo foram verificados apenas 11 agrupamentos comportamentais, seis de caçadoras e cinco de tecelãs (Tabela 1). Nenhum representante das corredoras diurnas de solo (CDS) foi capturado por esta metodologia, devido provavelmente ao fato das aranhas diferirem muito quanto a seus hábitos, e cada método de coleta tender a ser mais ou menos eficiente para uma ou mais guildas (Foelix 1996, Santos et al. 2007).

As caçadoras corresponderam a 72,4% (638 ind.; 16,4 ind.m^2/mês) do total de indivíduos avaliados, enquanto as tecelãs, apenas 27,6% (243 ind.; 6,2 ind.m^2/mês). Dentre as caçadoras, as corredoras aéreas diurnas de folhagem (CADF) (179 ind.; 28,0% do total de caçadoras; 4,6 ind.m^2/mês), predominaram sobre as corredoras noturnas de solo (CNS) (167 ind.; 26,2%; 4,3 ind.m^2/mês), emboscadeiras de solo (ES) (131 ind.; 20,5%; 3,4 ind.m^2/mês) e corredoras aéreas noturnas de folhagens (CADF) (83 ind.; 13,0%; 2,1 ind.m^2/mês). As emboscadeiras noturnas de solo (ENS) (40 ind.; 6,3%; 1,0 ind.m^2/mês) e as emboscadeiras noturnas de folhagens (ENF) (39 ind.; 6,1%; 1,0 ind.m^2/mês) tiveram as menores densidades de atividade (Tabela 1; Figura 5).

Com exceção das corredoras aéreas noturnas de folhagens, com maior densidade de emergência durante a seca, todas as demais guildas de caçadoras tiveram maiores densidades durante a enchente. Este resultado, provavelmente, está associado ao início do período chuvoso na região, que constitui fator determinante na reprodução de inúmeros táxons que podem ser utilizados pelas aranhas como presas (Tabela 1). A análise de variância demonstrou diferenças significativas na densidade de emergência apenas para as emboscadeiras noturnas de solo ($F = 15,5$; $p = <0,001$). De acordo com o teste de Duncan, para este agrupamento, a enchente é o período que se diferencia ao longo do ano com elevada densidade em relação às demais.

As tecelãs foram representadas pelos mesmos cinco agrupamentos observados nas amostragens com armadilhas pitfall, destacando-se as tecelãs tridimensionais aéreas (TTA) (129 ind.; 53,1% do total de tecelãs; 3,3 ind.m^2/mês), acompanhadas pelas tecelãs noturnas (TNS)

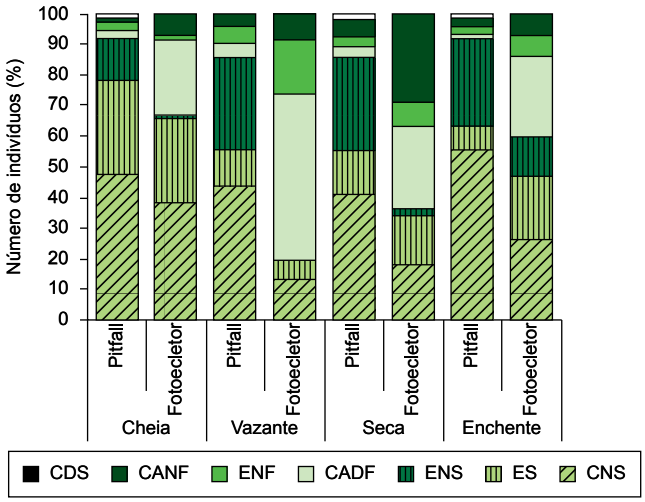


Figura 5. Agrupamentos em guildas comportamentais de aranhas caçadoras obtidos com armadilhas pitfall e fotoecletores de solo, em um cambarazal durante os quatro períodos sazonais, no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. CDS – Corredoras diurnas de solo; ENF – Emboscadeiras noturnas de folhagens; CADF – Corredoras aéreas diurnas de folhagens; CNS – Corredoras noturnas de solo; ENS – Emboscadeiras noturnas de solo; ES – Emboscadeiras de solo; CANF – Corredoras aéreas noturnas de folhagens.

Figure 5. Groups of behavior guilds of hunters spiders with pitfall traps and ground photoelectors, in a cambarazal during the four seasonal periods, in Pantanal of Poconé, Mato Grosso. CDS – Diurnal ground hunters; ENF – Nocturnal foliage ambusher; CADF – Diurnal aerial foliage runners; CNS – Nocturnal ground hunters; ENS – Nocturnal ground ambushers; ES – Ground ambushers; CANF – Diurnal aerial foliage hunters.

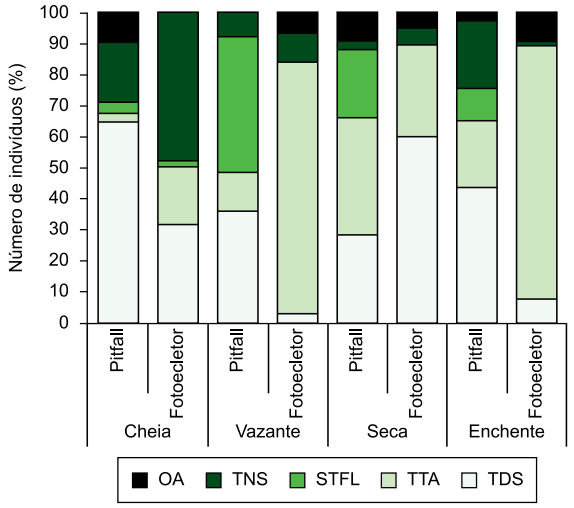


Figura 6. Agrupamentos em guildas comportamentais de aranhas tecelãs obtidos com armadilhas pitfall e fotoecletores de solo, em um cambarazal durante os quatro períodos sazonais, no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. STLF – Tecelãs sedentárias com teias em lençol de folhagens; TTA – Tecelãs de teias tridimensionais aéreas; TNS – Tecelãs noturnas de solo; TDS – Tecelãs diurnas de solo; OA – Tecelãs orbiculares aéreas.

Figure 6. Groups of behavior guilds of weavers spiders with pitfall traps and ground photoelectors, in a cambarazal during the four seasonal periods, in Pantanal of Poconé, Mato Grosso. STLF – Sedentary sheet weavers in foliage; TTA – Three-dimensional aerial web weavers; TNS – Nocturnal ground weavers; TDS – Diurnal ground weavers; OA – Orbicular weavers.

(52 ind.; 21,4%; 1,3 ind.m^2/mês) e diurnas de solo (TDS) (49 ind.; 20,1%; 1,2 ind.m^2/mês). As orbiculares aéreas (OA) (12 ind.; 4,9%; 0,4 ind.m^2/mês) e as sedentárias com teias em lençol (STLF) (1 ind.; 0,4%; < 0,1 ind.m^2/mês) corresponderam às menores densidades de emergência, sendo esta última, restrita ao período de cheia (Tabela 1; Figura 6). Os dados relacionados à distribuição temporal das aranhas tecelãs evidenciaram grupos com maiores densidades na enchente, assim como para a maioria das caçadoras (Figuras 5 e 6). Apenas as tecelãs com teias tridimensionais foram significativamente diferentes em sua densidade de emergência ao longo dos períodos sazonais ($F = 3,48$; $p = 0,035$).

Discussão

Em relação à composição da comunidade edáfica de aranhas, resultados similares aos demonstrados neste estudo, foram obtidos por Castilho et al. (2005), quando avaliaram a estratificação vertical destes organismos, em área de vegetação monodominante com predomínio da palmeira *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), também no Pantanal de Mato Grosso. Apesar desta similaridade entre a composição da comunidade, Zodariidae dominante no referido estudo, foi pouco representativa no cambarazal, sendo amostrada ocasionalmente nesta fitofisionomia. Estes dados evidenciam a especificidade de ocorrência para alguns táxons como Zodariidae no Pantanal matogrossense, que pode estar associada às diferenças estruturais do ambiente edáfico, já que esta floresta de palmeiras não sofre influência direta das inundações periódicas, ao contrário do cambarazal que anualmente é inundado, influenciando a composição das comunidades edáficas de invertebrados em geral.

Em ambientes inundáveis as espécies que compõem as comunidades associadas, principalmente ao solo e à serapilheira, são fortemente influenciadas pelas inundações sazonais, que obrigam estes organismos a desenvolverem estratégias específicas de sobrevivência ou migrarem para locais mais elevados em busca de refúgio (Adis 1981, 1997). Desta maneira, áreas periodicamente inundadas e permanentemente secas, devido às suas especificidades, podem sustentar diferentes faunas edáficas, contribuindo para a maior diversidade nestes ambientes.

A maior densidade de atividade registrada durante o período de cheia reflete o deslocamento destes organismos neste período, associado ao fato de grande parte da floresta ser inundada, obrigando as aranhas e outros invertebrados a deslocarem-se continuamente em busca de refúgio. Estes dados corroboram os resultados obtidos por Adis (1981, 1997) e Höfer (1997), que evidenciaram a migração tanto horizontal quanto vertical destes organismos durante o período de inundação na Amazônia Central. Para o Pantanal de Mato Grosso este comportamento migratório foi observado para diferentes grupos como Diplopoda e Formicidae (Adis et al. 2001), bem como distintas distribuições entre os estratos florestais ocasionados pelas mudanças hidrológicas sazonais (Battirola et al. 2009, Marques et al. 2010).

Estudo realizado em fragmentos florestais na Bahia, também utilizando armadilhas de solo, obtiveram, dentre as 30 famílias amostradas, Salticidae, Oonopidae, Pholcidae e Ctenidae como grupos mais ativos sobre o solo (Dias et al. 2005), coincidindo, parcialmente com os dados verificados na superfície de solo do cambarazal. Entretanto, estudo comparativo em área de Mata Atlântica em São Paulo, diferiu destes resultados, demonstrando a dominância de Linyphiidae, Zoridae e Oonopidae em área continental e Linyphiidae, Theridiidae e Zoridae em região insular (Indicatti et al. 2005). Dados similares a estes últimos foram obtidos por Candiani et al. (2005), em que Linyphiidae, Zoridae e Theridiidae foram as

famílias com maior densidade de atividade em solo de diferentes florestas urbanas em São Paulo.

Em floresta de terra firme na Amazônia, Höfer & Brescovit (2001), obtiveram em solo, Salticidae, Corinnidae e Pholcidae como principais representantes da araneofauna edáfica. Höfer (1997), em igapó, também na Amazônia, demonstrou que Salticidae, Araneidae, Corinnidae e Theridiidae corresponderam às famílias com o maior número de espécies, obtendo em área de várzea, resultado similar com Salticidae, Araneidae e Theridiidae predominantes sobre outros táxons. Estes resultados indicam a importância das comunidades de Araneae na estruturação das comunidades de invertebrados em solo na Amazônia (Adis et al. 2002).

Segundo Adis (1979), nem todas as espécies ativas sobre o solo são efetivamente amostradas pelas armadilhas pitfall, a exemplo dos representantes de Araneae, Isopoda, Scorpiones e Staphylinidae, devido a características comportamentais específicas. Dentre as aranhas que podem ser subamostradas, destacam-se Lycosidae, Gnaphosidae e Ctenidae (Uetz & Unzicker 1976), entretanto, todos estes táxons foram capturados neste estudo pelas armadilhas de solo, sendo alguns como Gnaphosidae e Ctenidae, caracterizados como dominantes neste habitat.

Nas amostragens com pitfall, Corinnidae foi predominante dentre as caçadoras, o que pode ser explicado, provavelmente, pelo fato dos representantes desta família se caracterizarem como caçadores frequentemente encontrados buscando presas em vários microhabitats como no estrato médio da floresta, debaixo de pedras, troncos e serapilheira (Silva & Coddington 1996, Grismado 2007, Jocqué & Dippenaar-Schoeman 2007). Entre as tecelãs, as Linyphiidae (3,7%; 59 ind.) foram as mais freqüentes e segundo Coddington & Levi (1991), esta família constitui o maior grupo de gêneros entre as tecelãs, e esta grande diversidade pode estar associada ao fato das mesmas ocuparem vários microhabitats, desde o solo, até o dossel florestal (Silva & Coddington 1996).

Salticidae foi a mais frequente entre as caçadoras nas amostras de fotoecletores de solo (16%; 177 ind.). Estas aranhas são consideradas boas indicadoras de diversidade, pois, devido a sua ampla distribuição e atividade, ocupam variados habitats (Wise 1993), incluindo o solo e porções superiores da vegetação. A grande diversidade de Salticidae faz com que esta família corresponda a um importante componente em comunidades de aranhas do Pantanal, destacando-se pela abundância de suas populações (Santos et al. 2003, Battirola et al. 2004).

Os resultados evidenciaram que a comunidade de aranhas nesta floresta sazonalmente inundável possui a maior densidade de atividade na superfície do solo durante o período de cheia, e a menor durante a vazante, evidenciando que a inundação periódica, a que esta floresta está sujeita, obriga os indivíduos que compõem a comunidade edáfica, a deslocarem-se para ambientes mais elevados, em busca de refúgio durante estes períodos. Este comportamento de migração horizontal caracteriza-se como a estratégia de sobrevivência de grande parte destes organismos, influenciando a estruturação desta comunidade ao longo dos períodos sazonais.

Tal fato é reforçado pela maior captura de Araneae durante os períodos de enchente e cheia, sugerindo que a distribuição sazonal desses organismos está associada ao regime de secas e cheias do Pantanal, que afeta diretamente a disponibilidade de recursos ao longo do ano. A presença de grupos, geralmente associados aos estratos da vegetação, nas amostragens efetuadas em solo, demonstra que as aranhas deslocam-se constantemente entre estes habitats para atividades de forrageamento e/ou cópula, sendo ocasionalmente amostradas em armadilhas de solo.

Com relação aos períodos reprodutivos avaliados com base na densidade de emergência, os maiores valores de densidade de imaturos foram registrados na enchente, concomitante ao início das chuvas na região norte do Pantanal, e também durante o período de cheia, demonstrando que épocas de maior pluviosidade e umidade são mais propícias à sua reprodução (Tabela 2). Os grupos dominantes também variaram ao longo dos quatro períodos sazonais avaliados, refletindo as condições vigentes em cada um deles.

A densidade de emergência foi mais acentuada no mês de junho, final do período de vazante, quando não restam mais indícios de inundação na floresta e o solo volta a ser colonizado por inúmeros organismos que constituem importante fonte alimentar para as aranhas (Tabela 2). Associando-se os dados de densidade de emergência aos valores de pluviosidade e nível de inundação na floresta, verificaram-se baixos valores de correlação, definindo que outros fatores podem atuar, isoladamente ou em conjunto, sobre a comunidade de aranhas em solo de cambarazal (Figura 3). O grande número de guildas comportamentais identificado para a fauna edáfica indica que a comunidade de Araneae em solo é bastante complexa, e composta por grupos com comportamentos variados, o que permite que estas comunidades sejam formadas por uma maior diversidade de espécies.

Agradecimentos

Os autores dedicam este trabalho ao Prof. Dr. Joachim Adis (in memorian) (Instituto Max-Planck para Limnologia, Plön, Alemanha) que co-orientou este trabalho. Agradecemos a CAPES pela concessão de bolsa de estudo de doutorado e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Entomologia) da UFPR. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa Produtividade em Pesquisa para Antonio D. Brescovit e Marinêz I. Marques. Agradecemos também ao técnico Francisco de Assis Rondon pelo auxílio nas coletas em campo, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade do Instituto de Biociências da UFMT pelo apoio logístico ao longo de sua execução.

Referências Bibliográficas

ADIS, J. & JUNK, W.J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. Freshwater Biol. 47:711-731.

ADIS, J. & MESSNER, B. 1997. Adaptations to life under water: tiger beetles and millipedes. In The Central Amazon Floodplain (W.J. Junk, ed.). Springer-Verlag, Berlin, p. 319-330. (Ecological Studies 126)

ADIS, J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. Zool. Anz. 202(3-4):177-184.

ADIS, J. 1981. Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonian inundation-forests. Amazoniana 7(2):87-173.

ADIS, J. 1992. Überlebensstrategien terrestrischer Invertebraten in Überschwemmungswäldern Zentralamazoniens. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg. 33:21-114.

ADIS, J. 1997. Estratégias de sobrevivência de invertebrados terrestres em florestas inundáveis da Amazônia Central: uma resposta à inundação de longo período. Acta Amaz. 27(1):43-54.

ADIS, J. 2002. Recommended sampling techniques. In Amazonian Arachnida and Myriapoda: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. (J. Adis, ed.). Pensoft Publishers, Sofia, p. 555-576.

ADIS, J., BONALDO, A.B., BRESCOVIT, A.D., BERTANI, R., COKENDOLPHER, J.C., CONDÉ, B., KURY, A.B., LOURENÇO, W.R., MAHNERT, V., PINTO-DA-ROCHA, R., PLATNICK, N.I., REDDELL, J.R., RHEIMS, C.A., ROCHA, L.S., ROWLAND, J.M., WEYGOLDT, P. & WOAS, S. 2002. Arachnida at "Reserva Ducke", Central Amazonia/ Brazil. Amazoniana 17(1-2):1-14.

ADIS, J., MARQUES, M.I. & WANTZEN, K.M. 2001. First observations on the survival strategies of terricolous arthropods in the northern Pantanal wetland of Brazil. Andrias 15:127-128.

BATTIROLA, L.D., MARQUES, M.I., ADIS, J. & BRESCOVIT, A.D. 2004. Aspectos ecológicos da comunidade de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em copas da palmeira *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 48(3):421-430.

BATTIROLA, L.D., MARQUES, M.I., ROSADO NETO, G.H., PINHEIRO, T.G. & PINHO, N.G.C. 2009. Vertical and time distribution of Diplopoda (Arthropoda: Myriapoda) in a monodominant forest in Pantanal of Mato Grosso, Brazil. Zoologia 26(3):479-487.

BRESCOVIT, A.D., BONALDO, A.B., BERTANI, R. & RHEIMS, C.A. 2002. Araneae. In Amazonian Arachnida and Myriapoda: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species (J. Adis, ed.). Pensoft Publishers, Sofia, p. 303-343.

CANDIANI, D.F., INDICATTI, R.P. & BRESCOVIT, A.D. 2005. Composição e diversidade da Araneofauna (Araneae) de serrapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 5(1A): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN008051a2005 (último acesso em: 10/03/2010).

CASTILHO, A.C., MARQUES, M.I., ADIS, J. & BRESCOVIT, A.D. 2005. Distribuição sazonal e vertical de Araneae em área com predomínio de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. Amazoniana 18(3-4):215-239.

CODDINGTON, J.A. & LEVI, H.W. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). Ann. Rev. Ecol. Syst. 22:564-592.

DIAS, M.F.R., BRESCOVIT, A.D. & MENEZES, M. 2005. Aranhas de solo (Arachnida: Araneae) em diferentes fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. Biota Neotrop. 51(A): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN010051a2005 (último acesso em: 10/03/2010).

FOELIX, R.F. 1996. Biology of Spiders. Oxford University Press, New York, 330 p.

GRISMADO, C.J. 2007. Comunidades de Arañas de la Reserva Natural Otamendi, Provincia de Buenos Aires: riqueza específica y diversidad. Universidad Caece, Buenos Aires, 95 p.

HALAJ, J., ROSS, D.W. & MOLDENKE, A.R. 2000. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. Oikos 90:139-152.

HECKMANN, C.W. 1998. The Pantanal of Poconé. Biota and ecology in the northern section of the world's largest pristine wetland. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 622 p.

HÖFER, H. & BRESCOVIT, A.D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brasil. Andrias 15:99-119.

HÖFER, H. 1997. The spider communities. In The Central Amazon Floodplain (W.J. Junk, ed.). Springer-Verlag, Berlin, p. 373-383. (Ecological Studies 126)

INDICATTI, R.P., CANDIANI, D.F., BRESCOVIT, A.D. & JAPYASSÚ, H.F. 2005. Diversidade de aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na bacia do reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 5(1A): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN011051a2005 último acesso em: 10/03/2010).

JOCQUÉ, R. & DIPPENAAR-SCHOEMAN, A.S. 2007. Spider Families of the World. Royal Museum for Central Africa, Belgium, 336 p.

JUNK, W.J. 1993. Wetlands of tropical South America. In Wetlands of the world: inventory and management (D. Whigham, S. Hejny & D. Dykyjova, eds). W. Junk Publishers, Dordrecht, p. 679-739.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Proceedings International Large River Symposium (D. Dodge, ed.). Can. Spec. Pubi. Fish. Aquat. Sci. 106, p. 110-127.

JUNK, W.J., NUNES DA CUNHA, C., WANTZEN, K.M., PETERMANN, P., STRÜSSMANN, C., MARQUES, M.I. & ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. Aquatic. Sci. 68(3):278-309.

MACNEELY, N., LAMBSHEAD, P.J.D., PATERSON, G.L.J. & GAGE, J.D. 1997. Biodiversity Pro: free statistics software for ecology. The Natural History Museum; The Scottish Association for Marine Science, London.

MARQUES, M.I., ADIS, J., BATTIROLA, L.D., SANTOS, G.B. & CASTILHO, A.C.C. 2010. Arthropods associated with a forest of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) palm trees in the northern Pantanal of the Brazilian state of Mato Grosso. In The Pantanal of Mato Grosso: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland (W.J. Junk, C.J. da Silva, C. Nunes da Cunha & K.M. Wantzen, orgs). Pensoft Publishers, Sofia, p. 429-466.

PONCE, V.M. & NUNES DA CUNHA, C. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal of Mato Grosso. J. Biogeogr. 20:219-225.

POR, F.D. 1995. The Pantanal of Mato Grosso (Brazil). World's largest Wetlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 124 p.

RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 2001. Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? J. Arachnol. 29:227-237.

SANTOS, A.J., BRESCOVIT, A.D. & JAPYASSÚ, H.F. 2007. Diversidade de aranhas: sistemática, ecologia e inventários de fauna. In Ecologia e comportamento de aranhas (M.O. Gonzaga, A.J. Santos & H.F. Japyassú, eds). Interciência, Rio de Janeiro, p. 1-23.

SANTOS, G.B., MARQUES, M.I., ADIS, J. & MUSIS, C.R. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Aracaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. Ver. Bras. Entomol. 47(2):211-224.

SILVA, D. & CODDINGTON, J.A. 1996. Spider of Paktiza (Madre de Dios, Peru): richness and notes on community structure. In Manu: the biodiversity of Southeastern Peru (D.E. Wilson & A. Sandoval, eds). Smithsonian Institution, Washington, p. 253-311.

SØRENSEN, L.L. 2003. Stratification of the spider fauna in a Tanzania Forest. In Arthropods of tropical forest: Spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy (Y. Basset, V. Novotny, S.E. Miller & R.L. Kitching, eds). Cambridge University Press, Cambridge, p. 92-101.

SOUZA, A.L.T. & MODENA, E.S. 2004. Distribution of spiders on different types of inflorescences in the Brazilian Pantanal. J. Arachnol. 32:345-348.

TISCHLER, W. 1984. Einfürhrung in die Ökologie. 3 ed. G. Fischer, Stuttgart, 437 p.

TOTI, D.S., COYLE, F.A. & MILLER, J.A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a Test of species richness estimator performance. J. Arachnol. 28:329-345.

UETZ, G.W. & UNZICHER, J.D. 1976. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. J. Arachnol. 3:101-111.

UETZ, G.W. 1991. Habitat Structure and Spider Foraging. In Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space (E.D. Mccoy, S.A. Bell & H.R. Mushinsky, eds). Chapman and Hall, London, p. 325-348.

UETZ, G.W., HALAJ, J. & CADY, A.B. 1999. Guild Structure of Spiders in Major Crops. J. Arachnol. 27:270-280.

WISE, D.H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, 328 p.

Recebido em 29/08/09
Versão reformulada recebida em 13/03/10
Publicado em 01/04/10

Influence of light and temperature on seed germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire (Cactaceae)

Fábio Socolowski[1,3], Daniela Cristine Mascia Vieira[2], Edson Simão[2] & Massanori Takaki[2]

[1]Departamento de Produção Vegetal, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ, Universidade de São Paulo – USP,
Av. Pádua Dias, 11, CP 9, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brazil
[2]Departamento de Botânica, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP,
Av. 24 A, 1515, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brazil
[3]Corresponding author: Fábio Socolowski, e-mail: fsocolowski@yahoo.com.br

SOCOLOWSKI, F., VIEIRA, D.C.M., SIMÃO, E. & TAKAKI, M. **Influence of light and temperature on seed germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire (Cactaceae)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn00710022010.

Abstract: The objective of the present study was to evaluate the effects of light and temperature on germination of *Cereus pernambucensis* seeds, a species of columnar cactus native to Brazil and naturally incident in the restinga. *Cereus pernambucensis* seeds were incubated under different temperatures, from 5 to 45 °C, with 5 °C intervals, and under alternating temperatures of 15-20 °C, 15-30 °C, 20-25 °C, 20-30 °C, 20-35 °C, 25-30 °C, 25-35 °C, and 30-35 °C, both under continuous white light and dark. The seeds were also incubated in a gradient of phytochrome photoequilibrium at 25 °C. The highest percentage germination in this species was between 25 and 30 °C. The minimum temperature was between 15 and 20 °C and the maximum between 35 and 40 °C. Alternating temperatures did not affect the percentage of seed germination, but it did alter the rate and synchronization indexes. Seeds incubated in the dark did not germinate under any of the conditions tested, indicating that this species when cultivated present light sensitive seeds controlled by phytochrome. The seeds can tolerate a lot of shade conditions, germinating under very low fluence response of phytochrome.
Keywords: *columnar cacti, Cereus pernambucensis, restinga.*

SOCOLOWSKI, F., VIEIRA, D.C.M., SIMÃO, E. & TAKAKI, M. **Influência da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Cereus pernambucensis* Lemaire (Cactaceae)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00710022010.

Resumo: Este estudo teve como objetivos avaliar os efeitos da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Cereus pernambucensis*, espécie de cacto colunar, nativa do Brasil que ocorre naturalmente na restinga. As sementes foram incubadas sob diferentes isotermas, entre 5 e 45 °C, com intervalos de 5 °C, e sob termoperíodos de 15-20 °C, 15-30 °C, 20-25 °C, 20-30 °C, 20-35 °C, 25-30 °C, 25-35 °C, 30-35 °C, ambos na presença e ausência de luz contínua. As sementes também foram submetidas a um gradiente de fotoequilíbrio do fitocromo a 25 °C. A temperatura ótima para a germinação desta espécie está entre 25 e 30 °C. A alternância de temperatura não alterou a porcentagem de sementes germinadas, porém observaram-se alterações na velocidade e índice de sincronização. As sementes incubadas no escuro não germinaram em qualquer das condições testadas, indicando que a espécie, quando em condições de cultivo, é fotoblástica positiva. As sementes apresentam tolerância a diversas condições de sombreamento, germinando em condições de fluência muito baixa.
Palavras-chave: *cacto colunar, Cereus pernambucensis, restinga.*

Introduction

The Cactaceae with approximately 1.500 to 2.000 species is almost exclusively found on the American continent. Incidence is from northern Canada to the Argentinean Patagonia, ranging from arid and semi-arid regions to temperate, subtropical and tropical forests, where some species like epiphytes may occur (Bravo-Hollis & Scheinvar 1995).

Cereus pernambucensis is a species of colunar cactus native of Brazil (Lachance et al. 2001) and naturally incident in the "Restinga" (Kelecom et al. 2002). It is prominent in ground vegetation of mobile and semi-fixed dunes and also occurs in fixed dunes where vegetation is low with dense bushes (Rizzini 1997). Fruits of this plant are edible and used in preparing jelly and juice (Kelecom et al. 2002).

The effect of light on seed germination in this family is well known. Some species require light for germination at near optimum temperatures and some species are indifferent to light under these conditions (Benítez-Rodrígues et al. 2004). Furthermore, Rojas-Aréchiga et al. (1997) related the necessity of light for germination to cactus type of life form. Barrel type cacti need light, and columnar type cacti are indifferent to light. Benítez-Rodrígues et al. (2004) believed that columnar cacti species can present varied responses to light and that this fact may be related to the geographic distribution of the species or to its phylogenic origin.

According to Andrade (1995), light and temperature are the main factors that promote germination in soils with good water availability. Temperature may also determine the amount of dormant seeds in a population while concurrently modulating germination of non-dormant seeds (Benech-Arnold & Sánchez 1995).

For many plant species in arid environments, alternating temperatures may substitute the necessity of light for seed germination (Benítez-Rodrígues et al. 2004). In agreement with Pons (2000) and Probert (2000), fluctuating temperatures may induce germination in the dark, since this fluctuation may interfere in the production of the active phytochrome form. Few studies have evaluated the effect of alternating temperature and dark on germination in Cactaceae species (Benítez-Rodrígues et al. 2004).

According to Smith (1975), the phytochrome is responsible for germination in light sensitive seeds. Furthermore, Takaki (2001) considered that all seeds possess phytochrome; however, those that germinate as much in the light as in the dark present phytochrome A and those that germinate only in the light contain phytochrome B.

Open environments not only have a greater availability of light, but they also have greater thermal range (Bullock 2000). In the "Restinga", average minimum temperature of the soil surface under tree canopy is 21.5 °C, which is similar to those observed in open areas exposed to the sun (21 °C). On the other hand, the average maximum temperature in these areas is 45.9 °C, which is much greater than those observed in shaded areas (28.3 °C) (Pinheiro & Borghetti 2003).

The objective of the present study was to evaluate the effects of light, temperature, alternating temperatures as well as theoretical photoequilibrium of the photochrome on germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire seeds.

Materials and Methods

Open *Cereus pernambucensis* Lemaire fruits were collected from cultivated bushes at full sun in the Experimental Garden of Rio Claro Campus (São Paulo State, Brazil), in November, 2005. Fruits were washed in running water over a sieve to remove the pulp. Seeds were dried in a non-controlled environment and subsequently stored in glass containers at 10 ± 1 °C until initiation of the experiments. The effects of temperature and light on germination were obtained in a germination chamber (FANEM and MARCONI) at the Laboratory of Plant Photomorphogenesis of the Department of Botany (UNESP/ Rio Claro Campus).

The effect of phytochrome photoequilibrium on germination was carried out in agreement with Suhagara & Takaki (2004) in a temperature controlled room at 25 ± 2 °C. Theoretical phytochrome photoequilibrium was calculated according to Mancinelli (1994).

For germination experiments, 50 mm diameter Petri dishes lined with two sheets of filter paper were used throughout. Each treatment contained four replicates of thirty seeds. Eight treatments of different temperatures at 5 °C intervals from 5 to 45 °C were used to evaluate the effect of different isotherms under white light or dark on germination. The effect of the 12 hours thermal period on germination was tested with the following pairs of alternating temperatures: 15-20 °C, 15-30 °C, 20-25 °C, 20-30 °C, 20-35 °C, 25-30 °C, 25-35 °C and 30-35 °C under light and dark. Temperatures and thermal periods that did not allow germination twenty days after the beginning of the experiments were excluded from statistical analyses. The white light was obtained from two fluorescent daylight type 15W light bulbs (32.85 $\mu mol.m^{-1}/s$). Petri dishes were inserted inside a colorless gerbox container for the experiments in light and a black gerbox container for those in the dark. The seeds under dark condition were monitored with a green safety light (Amaral-Baroli & Takaki 2001).

Seeds that presented a primary root with at least 1mm were considered as germinated. Experiments were monitored daily with counting and removal of germinated seeds. Treatments were ended when the germination was not observed along five consecutive days.

Germination percentage, average germination rate, and synchronization index were calculated according to Labouriau (1983). Analysis of variance (ANOVA) and Tukey test at $\alpha = 0.05$ were conducted when variances were normal and homogeneous. These analysis were done on STATISTICA Program. Germination percentage data were transformed into co-sign square roots, and germination rate data were transformed into roots when needed to fulfill the requirements of ANOVA. When original or transformed data were not normal or homogeneous, they were submitted to a Kruskal-Wallis test at $\alpha = 0.05$ followed by a Nemenyi test at $\alpha = 0.05$ (Zar 1999).

Results and Discussion

Germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire seeds incubated under different isotherms only occurred at 20, 25, 30 and 35 °C in the light. The highest percentage of germination was observed at 25 and 30 °C (100%); however, these percentages did not significantly differ from temperatures 20 and 35 °C (Table 1).

Table 1. Effects of different isotherms on percentage, rate and synchronization of germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire seeds.

Temperature (°C)	Germination (%)		Rate (day^{-1})		Synchronization index (U)	
20	99.16	a	0.082	b	3.128	a
25	100.00	a	0.150	a	2.290	b
30	100.00	a	0.130	a,b	2.702	a,b
35	85.83	a	0.090	a,b	3.160	a

Percentage and rate data were analyzed by the Kruskal-Wallis and Nemenyi tests. Synchronization data were submitted to ANOVA and Tukey tests. Means with similar letters in a column are not significantly different ($p > 0.05$).

Optimum temperature for germination of this species ranged between 25 and 35 °C, since there were no statistically significant differences among germination percentages, although some of them differ on synchronization index at these temperatures. On the other hand, 50% of seeds from three other species of columnar cacti native to México, *Pachycereus hollianus* (Weber) Buxd., *Cephalocereus chrysacanthus* (Weber) Britton & Rose, and *Neobuxbaumia tetetzo* var. *tetezo* (Coult.) Backeb., germinated at temperatures between 15 and 30 °C as well as at extreme temperatures of 10 and 40 °C, although showing low percentages of germination (Rojas-Aréchiga et al. 1998). Lower temperatures led to lower germination in *Pachycereus hollianus* seeds (Flores & Briones 2001).

Results of the present study are in accordance to Alcorn & Kurtz (1959) and Dau & Labouriau (1974) who considered that the germination of cactus seeds is stimulated by temperatures between 17 and 34 °C and 25 °C is frequently the optimum temperature for germination.

High percentages (94.5%) of *Cereus jamacaru* P. DC. seeds also germinated at non-controlled room temperatures (28-30 °C), although only 1.5% seeds germinated in the dark (Prisco, 1966), which was not observed in *Cereus pernambucensis* seeds.

Alternate temperatures had no effect on germination. On the other hand, statistically significant differences were observed in the rate and the synchronization of germination (Table 2). According to Rojas-Aréchiga et al. (1997), fluctuations in temperature that normally occur in arid environments may present strong interactions in some photoblastic species as a response of their seeds to light. The alternate pair 25-30 °C resulted in the greatest velocity and synchrony of germination, corroborating temperature data; however, synchrony in this range did not differ from alternations of 25-35 °C, 30-35 °C, 20-30 °C and 20-25 °C. The lowest velocity and synchrony of germination occurred at alternate pair 15-20 °C, although this range did not differ from alternations of 15-30 °C and 20-35 °C.The germination rate in *Stenocereus queretaroensis* Weber (Buxbaum) was low at alternate temperatures 15-25 °C and did not occur when the mean temperature of 10 °C was used in the thermal combination (De la Barrera & Nobel 2003). In agreement with Potter et al. (1984), alternate temperature regimes do not increase germination more than that observed at the optimal temperature. Furthermore, germination at 15-20 °C and 15-30 °C may indicate that *Cereus pernambucensis* seeds present thermal dormancy at temperatures equal or low to 15 °C. Besides, alternate temperatures combined with 20 °C also promoted reduction in rate.

The tested photoequilibrium of the phytochrome had no effect on the percentage of germinated seeds; however, the rate and synchronization of germination were altered, with the lowest rates and synchronizations observed for the lower percentage of phytochrome photoequilibrium (Table 3).

During this experimentation, *Cereus pernambucensis* seeds did not germinate in the dark. Seeds presented characteristics of a positive photoblastic species, which according to Takaki (2001) possess phytochrome B as the main controlling agent of germination.

Seeds from *Pachycereus pringlei* (S.Wats.) Britton & Rose, a cactus species native to Mexico, presented germination higher than 80% at 25 °C under diverse wave lengths (blue, red, green and yellow) and even in the dark, indicating a lack of photo dormancy in this species (Nolasco et al. 1996).

Our results demonstrate that high percentages of *Cereus pernambucensis* seeds may germinate quickly and uniformly under different shade conditions and very low fluence (Mancinelli 1994). The seed germination through very low fluency indicates involvement of photochrome A (Casal & Sánchez 1998, Takaki 2001). Furthermore, seeds may be exposed to a variety of environmental conditions and

Table 2. Effects of alternating temperature on percentage, rate and synchronization of germination of *Cereus pernambucensis* Lemaire seeds.

Temperature (°C)	Germination (%)		Rate (day^{-1})		Synchronization index (U)	
15-20	94.91	a	0.049	f	3.622	a
15-30	98.33	a	0.078	d,e	3.216	a,b,c
20-25	95.00	a	0.090	c,d	2.795	c,d
20-30	96.66	a	0.097	b,c	2.666	d
20-35	95.83	a	0.067	e	3.339	a,b
25-30	97.50	a	0.148	a	2.581	d
25-35	95.83	a	0.096	b,c	2.794	c,d
30-35	95.00	a	0.111	b	3.023	b,c,d

Percentage germination, rate and synchronization were submitted to ANOVA and Tukey tests. Means with similar letters in a column are not significantly different ($p > 0.05$).

Table 3. Effects of photoequilibrium of the phytochrome on the percentage, rate and synchrony of germination in *Cereus pernambucensis* Lemaire seeds.

Photoequilibrium of the phytochrome (ϕ)	Germination (%)		Rate (day^{-1})		Synchronization index (U)	
0.03	88.33	a	0.108	b	3,184	b
0.17	94.16	a	0.149	a	2,614	a
0.31	98.33	a	0.156	a	2,452	a
0.44	98.33	a	0.167	a	2,237	a
0.54	98.33	a	0.158	a	2,371	a

Percentages were analyzed by the Kruskal-Wallis and Nemenyi tests. Rate and synchronization data were submitted to ANOVA and Tukey tests. Means with similar letters in a column are not significantly different ($p > 0.05$).

except under complete darkness the seeds of *Cereus pernambucensis* germinate due to action of phytochrome A and B.

Sandy soils present higher light transmission with longer wavelengths (Pons 2000). This characteristic of sandy soils allows *Cereus pernambucensis* seeds to germinate even when buried in the restinga. This effect could be much more accentuated during the rainy season, when R:FR ratio and light transmission are favorable in humid, sandy soils, and shorter wavelengths may promote germination in seeds buried close to the soil surface (Rojas-Aréchiga et al. 1997).

According to Benítez-Rodrígues et al. (2004), a requirement of light for germination indicates that only those seeds near the soil surface will be able to germinate, since the quality and quantity of light under the soil influence the Pr:Pfr phytochrome ratio in seeds, thereby inhibiting or promoting germination. In addition, some seeds buried in the soil are extremely sensitive. Sometimes only a few milliseconds of light exposure are enough for germination to occur (Smith 2000) due to phytochrome A (Botto et al. 1996).

This may explain the tolerance of *Cereus pernambucensis* to the various conditions of temperature, light and shade, as an adaptive condition of the species for recruiting its seedlings in natural environments. In this case, the fact that the seeds were not collected from a wild population becomes relevant. Rojas-Aréchiga et al. (2001) tested germination in wild and cultivated populations of *Stenocereus stellatus* (Pfeiffer) Ricobbono. They observed greater vigor in cultivated seeds compared to the wild population, with no observed alterations in their photoblastic characteristics.

In addition, specific agents may exist to disperse cacti species in certain natural environments (Moore 2002). According to Steenbergh

& Lowe (1969), germination of *Cereus giganteus* Engelm. [*Carnegiea gigantea* (Engelm.) Britt. and Rose] may drastically decrease primarily due to the high removal of seeds by animals and low water availability. According to Valiente-Banuet & Ezcurra (1991), establishment of cacti species by seeds is infrequent and sporadic, limited to years in which the growth season is lasting and places that are "safe", such as the shade of bushes or rocks, which present sufficient humidity for seed germination and protect seedlings against excessive radiation.

Acknowledgements

The authors are grateful to CNPq for the fellowships. This work was supported by the grants from the CNPq, FAPESP and FUNDUNESP.

References

ALCORN, S.M. & KURTZ, E.B. 1959. Some factors affecting the germination of seed of the saguaro cactus (*Carnegiea gigantea*). Am. J. Bot. 46(7):526-529.

AMARAL-BAROLI, A. & TAKAKI, M. 2001. Phytochrome controls achene germination in *Bidens pilosa* L. (Asteraceae) by very low fluency response. Braz. Arch. Biol. Technol. 44(2):121-124.

ANDRADE, A.C.S. 1995. Efeito da luz e da temperatura na germinação de *Leandra breviflora* Cong., *Tibouchina benthamiana* Cong., *Tibouchina grandifolia* Cong. e *Tibouchina moricandia* (DC.) Baill. (Melastomataceae). Rev. Bras. Sementes 17:29-35.

BENECH-ARNOLD, R.L. & SÁNCHEZ, R.A. 1995. Modeling weed seed germination. **In** Seed development and germination (J. Kigel & G. Galili, eds.). Dekker, New York, p. 545-566.

BENÍTEZ-RODRÍGUES, J., OROZCO-SEGOVIA, A. & ROJAS-ARÉCHIGA, M. 2004. Light effect on seed germination of four *Mammillari* species from the Tehuacán-cuicatlán valley, central Mexico. Southwest. Nat. 49(1):11-17.

BOTTO, J.F., SÁNCHEZ, A., WHITELAM, G.C. & CASAL, J.J. 1996. Phytochrome A mediates the promotion of seed germination by very low fluences of light and canopy shade light in Arabidopsis. Plant Physiol. 110(2):439-444.

BRAVO-HOLLIS H. & SCHEINVAR, L. 1995. El Interesante mundo de las cactaceas. UNAM-Fondo de Cultura, DF, Mexico, 233p.

BULLOCK, J.M. 2000. Gaps and seedling colonization. **In** Seeds: the ecology of regeneration in plant communities (M. Fenner ed.). CABI, London, p. 375-395.

CASAL, J.J. & SÁNCHEZ, R.A. 1998. Phytochromes and seed germination. Seed Sci. Res. 8:317-329.

DAU, L. & LABOURIAU, L.G. 1974. Temperature control of seed germination in *Pereskia aculeate* Mill. An. Acad. Bras. Cienc. 46(2):311-322.

DE LA BARRERA, E. & NOBEL, P.S. 2003. Physiological ecology of seed germination for the columnar cactus *Stenocereus queretaroensis*. J. Arid Environ. 53(3):297-306.

FLORES, J. & BRIONES, O. 2001. Plant life-form and germination in a Mexican Inter.-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. J. Arid Environ. 47(4):485-497.

KELECOM, A., REIS, G.L., FEVEREIRO, P.C.A., SILVA, J.G., SANTOS, M.G., MELLO NETO, C.B.M., GONZALEZ, M.S., GOUVEA, R.C.S. & ALMEIDA, G.S.S. 2002. A multidisciplinary approach to the study of the fluminense vegetation. An. Acad. Bras. Cienc. 74(1):171-181.

LABOURIAU, L.G. 1983. A germinação das sementes. Secretaria-Geral da OEA, Washington, 174p.

LACHANCE, M., STARMER, W.T., ROSA, C.A., BOWLES, J.M., BARKER, J.S.F. & JANZEN, D.H. 2001. Biogeography of the yeast of ephemeral flowers and their insects. FEMS Yeast Research 1(1):1-8.

MANCINELLI, A.L. 1994. The physiology of phytochrome action. **In** Photomorphogenesis in plants (R.E. Kendrick & G.H.M. Kronenberg, eds.). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, p. 211-269.

MOORE, P.D. 2002. Express delivery by bat. Nature 420(6911):34-35.

NOLASCO, H., VEGA-VILLASANTE, F., ROMERO-SCHMIDT, H.L. & DIAZ-RONDERO, A. 1996. The effects of salinity, acidity, light and temperature on the germination of seeds of cardón (*Pachycereus pringlei* (S.Wats.) Britton & Rose, Cactaceae). J. Arid Environ. 33(1):87-94.

PINHEIRO, F. & BORGHETTI, F. 2003. Light and temperature requirements for germination of seeds of *Aechmea nudicaulis* (L.) Griesebach and *Streptocalyx floribundus* (Martius ex Schultes F.) Mez (Bromeliaceae). Acta Bot. Bras. 17(1):27-35.

PONS, T.L. 2000. Seed responses to light. **In** Seeds: the ecology of regeneration in plant communities (M. Fenner, ed.). CABI, London, p. 237-260.

POTTER, R.L., PETERSEN, J.L. & UECKERT, N. 1984. Germination responses of *Opuntia* spp. to temperature, scarification and other seed treatments. Weed Sci. 32:106-110.

PRISCO, J.T. 1966. Action of light on mandacaru seed germination. Rev. Bras. Biol. 26:261-262.

PROBERT, R.J. 2000. The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. **In** Seeds: the ecology of regeneration in plant communities (M. Fenner, ed.). CABI, London, p. 261-292.

RIZZINI, C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural Edições Ltda, Rio de Janeiro, 747p.

ROJAS-ARÉCHIGA, M., CASAS, A. & VÁZQUEZ-YANES, C. 2001. Seed germination of wild and cultivated *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) from the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Central México. J. Arid Environ. 49(2):279-287.

ROJAS-ARÉCHIGA, M., OROZCO-SEGOVIA, A. & VÁZQUEZ-YANES, C. 1997. Effect of light on germination of seven species of cacti from the Zapotitlán Valley in Puebla, México. J. Arid Environ. 36(4):571-578.

ROJAS-ARÉCHIGA, M., VÁZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. 1998. Seed response to temperature of Mexican cacti species from two life forms: an ecophysiological interpretation. Plant ecol. 135(2):207-214.

SMITH, H. 1975. Phytochrome and Photomorphogenesis: an introduction to the photocontrol of plant development. Mc Graw Hill Company, London, New York, 220p.

SMITH, H. 2000. Phytocrome and light signal perception by plants – an emerging synthesis. Nature 407(6804):585-591.

STEENBERGH, W.F. & LOWE, C.H. 1969. Critical factories during the first years of life sauaro (*Cereus giganteus*) as Saguaro National Monument, Arizona. Ecology 50:825-834.

SUGAHARA, V.Y. & TAKAKI, M. 2004. Effect of light and temperature on seed germination in guava (*Psidium guajava* L. – Mytaceae). Seed Sci. Technol. 32(3):759-764.

TAKAKI, M. 2001. New proposal of classification of seed based on forms of phytochrome instead of photoblastism. Rev. Bras. Fisiol. Veg. 13(1):103-107.

VALIENTE-BANUET, A. & EZCURRA, E. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán valley, Mexico. J. Ecol. 79:961-971.

ZAR, J.H. 1999. Biostatiscal analysis. Prentice Hall, New Jersey, 663p.

Received 15/10/09
Revised 07/03/10
Accepted 13/04/10

The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil. I. Historical account of its biodiversity

Maria Célia Villac[1,2] & Denise Rivera Tenenbaum[1]

[1]Departamento de Biologia Marinha, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Cidade Universitária, CCS-A, CEP 21941-617, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[2]Corresponding author: Maria Célia Villac, e-mail: celiavillac@gmail.com

VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. **The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil. I. Historical account of its biodiversity**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02410022010.

Abstract: This is a historical account of the biodiversity of phytoplankton in Guanabara Bay, Brazil. It is based on 57 publications that refer to sampling carried out between 1913 and 2004. The publications included are those with direct microscopic identification. Although 80% of the studies focus on ecological issues that tend to mention only the most abundant species, 24 publications provide comprehensive check-lists at the species level, especially of taxa ≥ 20 µm. The inventory of species includes, to date, 308 taxa among 199 diatoms, 90 dinoflagellates, 9 cyanobacteria, 5 euglenophyceans, 1 chlorophycean, 1 prasinophycean, 1 silicoflagellate, and 2 ebriids. The most conspicuous species were the dinoflagellate *Scrippsiella trochoidea* and diatoms from the *Skeletonema costatum* complex. The first was the theme of the very first publication in the area (Faria 1914) that reported on its bloom associated with the mass mortality of fish due to oxygen depletion; it is still often found in high abundances (10^6 cell.L^{-1}) in more protected areas. The second was long considered in the literature as a cosmopolitan and opportunistic species, until the recent discovery of cryptic species within the genus; taxonomic re-evaluation of local populations is, therefore, needed. Besides these two species, only other 25 species stood out in terms of frequency of occurrence and widespread distribution in the Bay, some known to be implicated in harmful blooms elsewhere. The biodiversity of dinoflagellates, especially within the Gymnodiniales, and that of other unidentified flagellates (Haptophyceae, Cryptophyceae, Prasinophyceae, Raphidophyceae) is largely underestimated because of the use of fixatives that distort/destroy diagnostic characters. From the initial inventory of 124 taxa published in 1917 and the subsequent additions in species numbers, one can have a false perception that the phytoplankton biodiversity has increased throughout the years, despite the overall increase in eutrophication observed in Guanabara Bay. The reason for this may be twofold: 1) it is an artifact caused by our progressively improving technical capability to detect and identify species and 2) the possible effects of eutrophication could be better perceived when the community structure is evaluated, that is, when space-time variations in the abundances of the populations (rather than just number of species) are also taken into account.
Keywords: *marine microalgae, diatoms, dinoflagellates, cyanobacteria, algal blooms.*

VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. **O fitoplâncton da Baía de Guanabara, Brasil. I. Histórico da biodiversidade local**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn02410022010.

Resumo: Este é o histórico dos estudos sobre a biodiversidade do fitoplâncton da Baía da Guanabara, Brasil, com base em 57 publicações relativas a amostras coletadas no período entre 1913 e 2004. Estão aqui incluídas apenas as investigações que identificaram espécies por microscopia. Apesar de 80% dos estudos serem de cunho ecológico, os quais tendem a citar apenas as espécies mais abundantes, 24 publicações incluem listas completas dos táxons identificados em nível específico, especialmente daqueles ≥ 20 µm. Atualmente, o inventário de espécies inclui 308 táxons dentre 199 diatomáceas, 90 dinoflagelados, 9 cianobactérias, 5 euglenofíceas, 1 clorofícea, 1 prasinofícea, 1 silicoflagelado e 2 ebriideos. As duas espécies que mais se destacaram foram o dinoflagelado *Scrippsiella trochoidea* e diatomáceas do complexo *Skeletonema costatum*. A primeira foi o tema de publicação pioneira sobre o fitoplâncton da Baía (Faria 1914), que relatou sua floração associada à mortandade de peixes, e continua sendo detectada em altas concentrações (10^6 cell.L^{-1}) em áreas mais protegidas. A segunda foi considerada por muitos anos na literatura como uma espécie cosmopolita e oportunista, até a descoberta recente de espécies crípticas dentro do gênero, indicando que as populações da Baía da Guanabara requerem revisão taxonômica. Além destas duas espécies, apenas 25 apresentaram alta freqüência de ocorrência e ampla distribuição, algumas relatadas como causadoras de florações nocivas em outros locais. A biodiversidade de dinoflagelados, especialmente dentre os Gymnodiniales, assim como a de outros grupos de flagelados ainda não identificados (Haptophyceae, Cryptophyceae, Prasinophyceae, Raphidophyceae), está subestimada devido ao uso de fixadores que destorcem ou destroem caracteres diagnósticos. Se considerarmos o inventário de espécies mais antigo, uma lista de 124 táxons publicada em 1917, e o incremento no número de espécies desde então, é possível ter a falsa impressão de que a biodiversidade do fitoplâncton da Baía de Guanabara aumentou apesar da crescente eutrofização local. Há dois motivos possíveis: 1) trata-se apenas do reflexo do aprimoramento da capacidade técnica de detectar e identificar as espécies e 2) os efeitos potenciais da eutrofização podem ser melhor percebidos através da análise da estrutura da comunidade, ou seja, quando as tendências espaciais e temporais na abundância das populações (e não apenas no número de espécies) são levadas em consideração.
Palavras-chave: *microalgas marinhas, diatomáceas, dinoflagelados, cianobactérias, florações algais.*

Introduction

The remarkable diversity of phytoplankton has been a matter of standing discussion for many years, a debate also known as the "paradox of the plankton" (Hutchinson 1961). This topic has an ecological component and an evolutionary component. The former one deals with the puzzling co-existence of dozens of species in the same parcel of water, all of them potential competitors for the same resources (nutrients) that are often at limiting concentrations. Three lines of thought have provided possible mechanisms to unravel this paradox and it is likely that these forces may act in conjunction with one another. First, the competition for resources takes place in an unstable environment, that is, the frequency and intensity of disturbances (in the water column and intrinsic to the competition itself) are intermediate to the time necessary for species succession to achieve any type of equilibrium that could favor the dominance of a few species and exclusion of others (Reynolds et al. 1993, Hulsman & Weissings 1999, Scheffer et al. 2003). Second, species have different strategies in terms of size, shape and cell content to cope with the need for keeping afloat, sink, rise, and/or rotate and, therefore, may take advantage of different (perhaps overlapping) niches within the photic layer (Smayda 1970). An third, differential advantage due to defense against grazing, such as that afforded by larger specimens, chain forming ones, those with tougher cell walls, and the production of bioactive compounds (Smetacek 2001). If one considers that these forces have been in place for millions of years, this leads us to the evolutionary component of this debate.

A common feature to most (but not all) phytoplankton species is the presence of the photosynthetic organelle, the plastid. However, it is not yet totally resolved which of the photosynthetic forms are united on a single branch of the tree of life through vertical endosymbiosis and which have plastids that have spread by multiple independent events (Bhattacharya et al. 2003). When dealing with the early evolution of eukaryotic diversity, as stated by Baldauf (2003), "to (nearly) every rule there is an exception". The end result is that the present-day phytoplankton community at a given space and time can be comprised of species that span at least 3 orders of magnitude in size (from 2 to 200 µm) and includes representatives of various taxonomic lineages, in consonance with classification systems available to date. Phytoplankton species fit into three out of the five "kingdoms" established in the more traditional classification of Whittaker (1969): Monera, Protista, and Plantae. In the more recently established classification of Adl et al. (2005), phytoplankton species fit into four of the six "super-groups": Rhizaria, Archaeplastida, Chromalveolata, and Excavata.

The most successful phytoplankton groups in the modern ocean, that is, those that became the dominant assemblages since the Mesozoic, are diatoms, dinoflagellates and haptophytes (Simon et al. 2009). The most recent unabridged account of the phytoplankton diversity of the world's oceans is still that of Sournia et al. (1991). This review includes 17 classes, 498 ± 15 genera, and 3,910 ± 465 species; diatoms account for 1,365-1,783 species, dinoflagellates for 1,424-1,772, and coccolithophorids (within haptophytes) for 239-298. According to the authors, the higher estimate included little known or doubtful species, whereas the lower estimate is a better approximation of the taxa whose taxonomy seemed more reliable at the time. Since then, our perception of biodiversity has changed dramatically, mostly due to the intense use of electron microscopy and of molecular techniques. Nevertheless, a recent and more accurate inventory of the phytoplankton diversity of the world's oceans is not available, except for one group: there are 1,555 species within 117 genera of extant free-living marine dinoflagellates, with 135 new species described between 1993 and 2003 (Gómez 2005). An appraisal of the biodiversity of the algae as a whole indicated that the total number of undescribed species may exceed present-day estimates by a factor of four to eight, depending on the group (Norton et al. 1996).

Some taxonomic novelties are merely in re-arranging taxa around so that certain ranks are resurrected or new ones are created to accommodate previously described species. Selected examples of such cases are those species of the diatom *Rhizosolenia* Brightwell that were transferred to genera described long ago as *Guinardia* H. Peragallo and *Dactyliosolen* Castracane or to newer ones as *Proboscia* Sundström and *Pseudosolenia* Sundström (Hasle & Syvertsen 1997); the splitting of the naked dinoflagellates within *Gymnodinium* Stein into three additional genera, *Akashiwo* G. Hansen & Moestrup, *Karenia* G. Hansen & Moestrup, and *Karlodinium* J. Larsen (Daugbjerg et al. 2000); and the marine forms of *Ceratium* F. Schrank that should now be considered as *Neoceratium* F. Gómez, D. Moreira & P. López-García (Gómez et al. 2009). In other cases, however, there is a true increase in the actual number of species to consider (or varieties, or genotypes). Cryptic diversity has been found to be widespread in coccolithophorids (Geisen et al. 2004), in diatoms such as *Skeletonema* Greville (Sarno et al. 2007) and *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo (Villac et al. 2010), and in dinoflagellates such as *Scrippsiella* Balech ex A.R. Loeblich III (Montresor et al. 2003), *Amphidinium* Claperède & Lachmann (Murray et al. 2004), and *Alexandrium* Halim (Lilly et al. 2007). These are but a few examples found among the larger-sized species (> 5-10 µm). Even more striking is that we are just beginning to grasp a better appreciation of the diversity hidden in the smaller fraction (picoplankton, cells ≤ 2 µm) of phytoplankton communities (e.g., Not et al. 2006, Vlprey et al. 2008).

The marine phytoplankton check-list for Brazilian waters includes at least 1,364 species of which 783 are diatoms, 364 dinoflagellates, and 96 coccolithophorids (Tenenbaum 2002, based on Banco de Dados Tropicais – BDT). The higher proportion of diatoms is probably a consequence of a stronger background of local diatomists, although more recent advances have been made in other groups, e.g., dinoflagellates (Tenenbaum 2006) and other nanoflagellates (Bergesch et al. 2008). Local and regional inventories are most often found in academic theses/dissertations and technical reports and few of those studies have been published in scientific journals of wider circulation (e.g., Tenenbaum et al. 2004a, b, Procopiak et al. 2006, Villac et al. 2008). This scenario reflects the trend, in Brazil and worldwide, to privilege funding for and dissemination of process-oriented research rather than fostering and broadcasting taxonomic investigations, despite the international cry for biodiversity studies that has been taking place for at least the past 20 years (Wilson 1988, Feldmann & Manning 1992). Scientific journals do not have page-budgets to print long species lists, a limitation that has been overcome with the advent of electronic journals. Species lists provide the baseline for knowing and preserving the tree of life by guiding further research and supporting the assessment of conservation priorities.

The publication of a species list for the phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil, is long due. This is a tropical, estuarine system that has undergone man-mediated stresses since the establishment of earlier settlements around its margins in the 1600's, a time when whales came to reproduce in the pristine waters of the bay (Sarthou 1964). The earliest impacts to this system were whaling (with complete decimation by the early 1800's), drainage of some mangrove areas, coastal landfills to allow for urban expansion, and overall city run-off mostly of organic matter (Coelho 2007). At present, the urban area at the drainage basin surrounding the bay has reached 11 million inhabitants (from ca. 800 thousand in 1900) and it is the second largest industrial pole of the country (Brasil 2008). Without the appropriate infrastructure to face the challenges

of this accelerated economic growth, Guanabara Bay has become the final destination for the dilution of domestic and industrial wastes. Better water quality is found in areas away from the margins and from the inner-reaches of the bay that are closer to pollution sources (Mayr et al. 1989). Such gradient is due to a gravitational and transverse residual tidal circulation that promotes the renewal of 50% of the bay water with cleaner coastal water in about 11 days (Kjerfve et al. 1997). Despite years of mistreatment, this system is still not only beautiful (the so-called postcard of Rio de Janeiro), but it also hosts a striking biodiversity that deserves the attention of the scientific community, policy makers and the public in general. Here we present a phytoplankton species list that represents a composite of various sampling sites from distinct areas of the bay (Figure 1), accompanied by the historical account of the evolution of methods and approaches used since the pioneer studies.

The Data Set (Figure 2, Appendix 1)

There is about one century of information produced on the composition and abundance of phytoplankton populations from Guanabara Bay. To the present date, phytoplankton data is available in 57 publications that refer to sampling carried out between 1913 and 2004 whose respective publishing dates are 1914 and 2007. The publications included here are those that present direct microscopic identification at different taxonomic levels (from class to species) mostly of larger size taxa (cells ≥ 20 µm). Studies that estimated solely phytoplankton biomass by pigment analysis and/or assessed primary productivity are not included in this account.

Most of the information (78%) is available as abstracts in conference proceedings and in scientific journals. Although fewer in number, technical reports and academic monographs from bachelors degrees, masters and doctorates are very important because they include a wealth of detailed information as well as valuable species lists. The reader will find some redundancy in the information contained in Appendix 1 that describes various features of the 57 papers covered here. This is due to the fact that the data of some particular surveys have been partially published as an abstract, followed by the publication of the corresponding academic monograph that later became, in part or in full, a journal article.

The complete species list is found in Appendix 2. As expected, it was necessary to update the nomenclature used in species names. It was beyond the scope and possibility of the present work, however, to question or validate the identifications given in studies other than those published by the authors themselves.

The Historical Account (Figure 3, Appendix 1)

The first five studies about the phytoplankton of Guanabara Bay were published by investigators associated with the research institute "Manguinhos", presently known as "Fundação Instituto Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)". The first study pointed out the effects of an algal bloom that occurred in 1913 (Faria 1914). The phenomenon was caused by the dinoflagellate *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich III (then identified as *Glenodinium trochoideum*) and caused mass mortality of fish due to oxygen depletion. This is the very first record of a harmful algal bloom on the Brazilian coast. At about the same time, the survey of Faria & Cunha (1917) stands out as a pioneer and very comprehensive species inventory that serves as a baseline documentation of a time when Guanabara Bay still had pristine waters. Two decades passed by without a single citation, until the

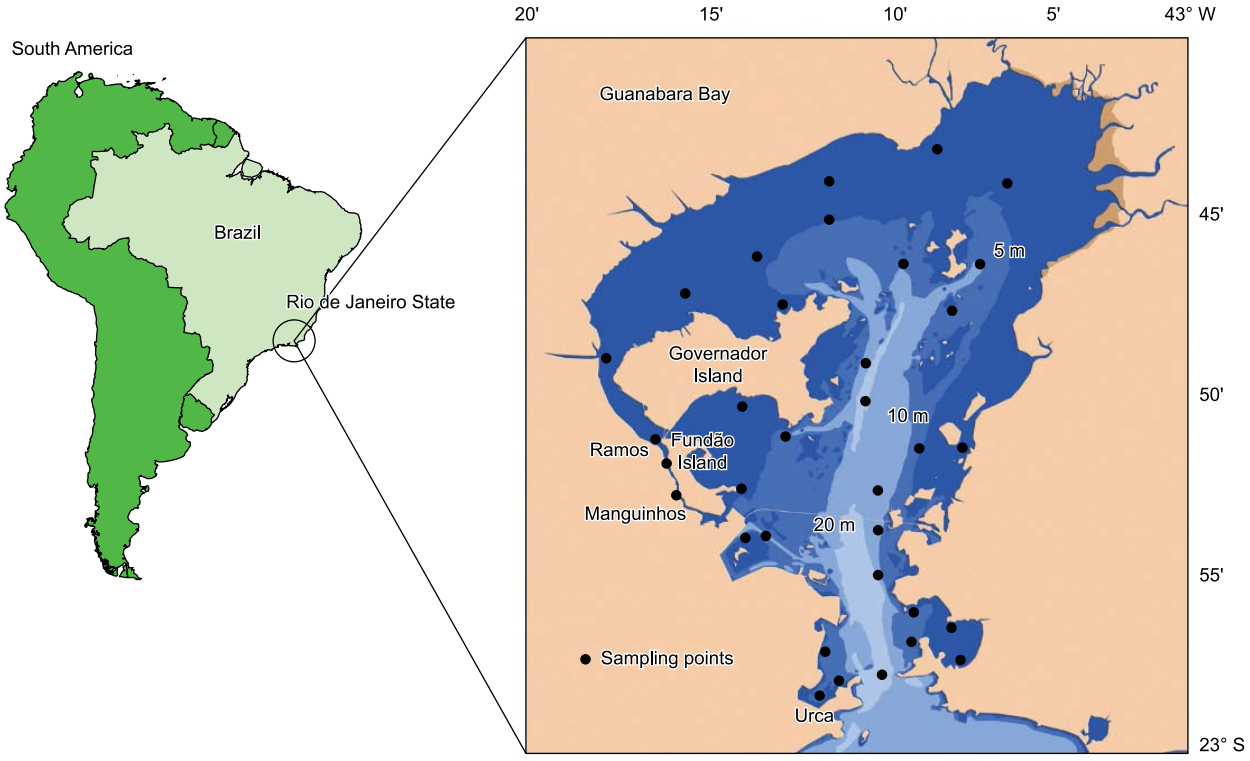


Figure 1. Guanabara Bay. Between 1913 and 2004, 34 sites located in distinct areas within the bay were visited for phytoplankton sampling.

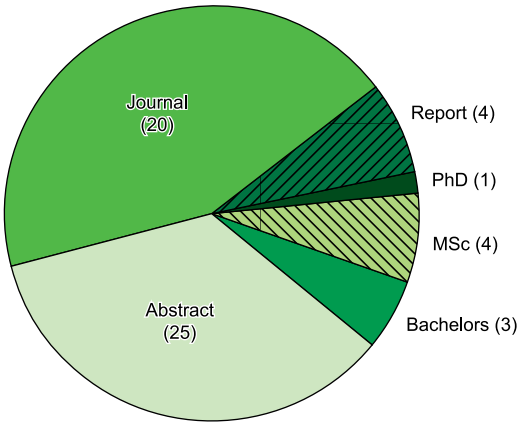


Figure 2. Types of publications in which phytoplankton information is available.

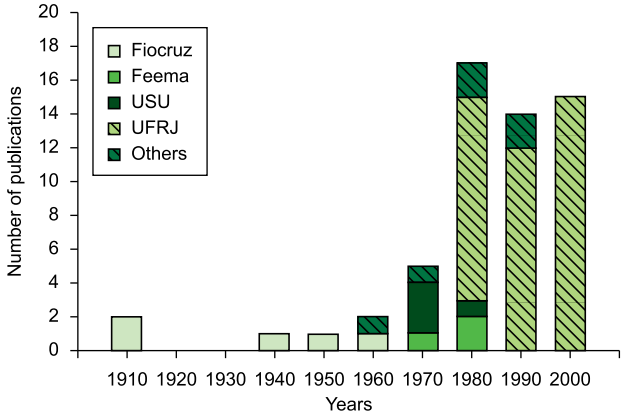


Figure 3. Historical record of phytoplankton studies, pointing out the various research institutions involved. Dates (in years) indicate either the sampling period or, in case of secondary data used in review studies, the year of publication. Legend: FIOCRUZ – Fundação Instituto Oswaldo Cruz; FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Rio de Janeiro; USU – Universidade Santa Úrsula; UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

publication of a few surveys in the 1940-1960's that already signaled concern about the occurrence of some species considered as indicators of organic pollution (Oliveira 1947, Krau 1958, Oliveira 1962). These later studies were carried out in the Manguinhos area (Figure 1) that, at present, is under a landfill that borders a region along the western margin where water quality is very poor (Mayr et al. 1989).

During the 1970-1980's, the State Environmental Agency (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Rio de Janeiro – FEEMA, presently known as INEA, Instituto Estadual do Ambiente) established a monitoring program of the water quality of the bay that included phytoplankton sampling, most often on a monthly basis (Garrido et al. 1978, Soares et al. 1981, Souza et al. 1983). During the same period, the Universidade Santa Úrsula (USU) also carried out some intensive 3 to 6-month time-series making use of some of the sites from the FEEMA sampling grid (Sevrin-Reyssac et al. 1979, Schutze et al. 1989, Vallim & Machado 1990).

In 1984, the Biology Institute of the Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) started a still on-going program called "The

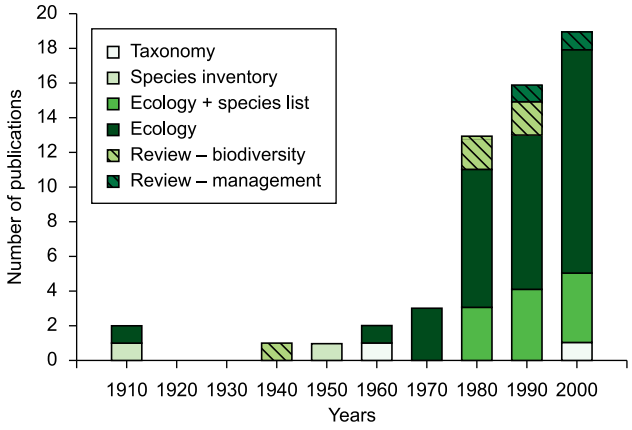


Figure 4. Chronological classification of phytoplankton studies according to focus.

Plankton of Guanabara Bay". During the past 20+ years, and under a range of sub-programs sponsored by a variety of research funds, the composition and abundance of the phytoplankton populations have been examined at various, overlapping space-time scales (from tidal/diel variations to inter-annual cycles, from weekly to monthly sampling and vertical stratification in places of deeper water columns). About 67% of the publications available at present have derived from this research program (e.g., Villac et al. 1987, 1990, Vallim 1995, Barbosa 1997, Valentin et al. 1999b, Tenenbaum et al. 2001, Santos 2002, Villac et al. 2004, Lima 2007).

The Focus (Figure 4, Appendix 1)

Out of the 57 publications considered in this assessment, only two discuss taxonomic issues in particular (Balech & Soares 1966, Villac et al. 2001) and in another two the central point is the species inventory (Faria & Cunha 1917, Krau 1958). About 80% of the studies published to date focus on ecological aspects, that is, these are studies that aim to understand space-time distributions of phytoplankton populations and their relationship with possible controlling factors such as temperature, salinity, nutrients and density gradients. The majority of such studies tend to mention only the most abundant species and only 9 of them include a complete list of the species found (Braga 1980, Soares et al. 1981, Silva et al.1988, Villac 1990, Vallim 1995, Barbosa 1997, Santos 1999, 2002, Lima 2007).

Two review publications came out in 1947 and 1980, with similar objectives: to trace the biogeography of phytoplankton populations (Oliveira 1947, Sevrin-Reyssac 1980). As data about plankton and water quality in general accumulated throughout the years, a number of robust review studies became possible (Valentin et al. 1997, 1999b), some of them with a clear management rationale in which the phytoplankton community structure and/or some species in particular could be used as bio-indicators of water quality (Mayr et al. 1989, Villac et al. 1991, SECT 2000).

The Methodological Approach (Figure 5, Appendix 1)

As mentioned before, those studies that focused on taxonomy and on species inventories (Figure 4) represent only 8% of the data available; these are here classified as having a qualitative approach (Figure 5). There are also very few studies considered as solely quantitative (8%), of which it is interesting to note the pioneer investigation done by Barth (1972) that evaluated the nanoplankton fraction (cells < 20 μm) and used a Coulter counter.

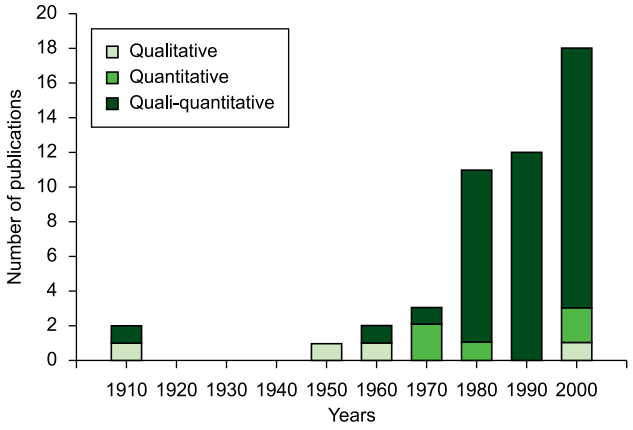


Figure 5. Chronological classification of phytoplankton studies according to methodological approach.

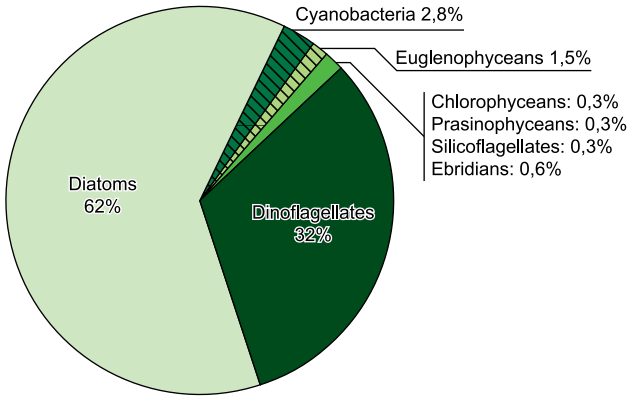


Figure 6. Comparison of the relative number of taxa within various taxonomic groups.

The approach most frequently used, especially during the past 3 decades, was here considered as quali-quantitative (Figure 5), that is, species identification combined with cell numbers in studies that focused on ecological issues (Figure 4). It is noteworthy that only the surveys of Faria (1914) and Oliveira (1962) employed counting techniques that relied on cell concentration by centrifugation, whereas the other studies used the Utermöhl's settling technique. A sampling bottle was used in all quali-quantitative studies, because this sampling device allows for the results to be expressed in number of cells per unit of volume. Phytoplankton nets were employed only in the qualitative surveys carried out in the early 1900's, during the FEEMA's monitoring program and by the UFRJ research group from 1997 onward. Samples taken by net hauls do not allow for the precise estimate of cell numbers (refer to Sournia 1978), but it concentrates a high number of cells and is thus ideal for the use of additional techniques necessary for a refined taxonomy. The resurgence of the use of net hauls in the late 1990's reflects the increasing global concern with the loss of biodiversity in impacted environments, therefore the need to better understand the species composition in Guanabara Bay and elsewhere.

Various techniques and methods were applied more recently, bringing up new insights into our understanding of phytoplankton biodiversity/ecology in the area, as follows: epifluorescence microscopy to discriminate autotrophs from heterotrophs (e.g., Santos et al. 1999a, Tenenbaum et al. 2001, Santos 2002, Lima 2007); electron microscopy to visualize ultra-structures that are key taxonomic characters (e.g., Villac & Tenenbaum 2001, Matos et al. 2002, Villac et al. 2004); and the assessment of cell bio-volume to express biomass in terms of carbon content (Tenenbaum et al. 2001, Santos 2002, Santos et al. 2006).

In terms of sampling and analysis, phytoplankton surveys share several features with other studies such as pigment composition, primary production and the occurrence of ciliates. This is valuable information and, if any of this type of data was carried out in conjunction with a given phytoplankton investigation, it is discriminated as such in Appendix 1.

The Biodiversity: General Aspects (Figure 6, Appendix 2)

The inventory of the phytoplankton species found in Guanabara Bay includes, to date, 308 taxa among 199 diatoms, 90 dinoflagellates, 9 cyanobacteria, 5 euglenophyceans, 1 chlorophycean, 1 prasinophycean, 1 silicoflagellate, and 2 ebriids. The larger number of diatoms (62%) and dinoflagellates (32%) is not unexpected. As cited earlier, the review of Sournia et al. (1991) estimated the number of phytoplankton species of the world's oceans as follows: 1,365-1,783 diatoms, 1,424-1,772 dinoflagellates, 239-298 coccolithophorids, 106-121 chlorophyceans, 95-128 prasinophyceans, 94-124 chrysophyceans, 56-73 cryptophyceans, and 35-36 euglenophyceans, just to mention the most numerous classes. The larger number of diatoms is a trend observed for other regions along the Brazilian coast as found in Sepetiba Bay (Tenenbaum et al. 2004a, b) and along the coast of the States of São Paulo (Villac et al. 2008) and Paraná (Procopiak et al. 2006). Although high diversity of diatoms can be anticipated in coastal areas (refer to various examples in Hasle & Syvertsen 1997), as mentioned before, diatomists have had a stronger historical influence among Brazilian scientists than researchers of other taxonomic groups.

The biodiversity of dinoflagellates in the bay is furthermore underestimated because of the occurrence of several still unidentified taxa belonging to the Order Gymnodiniales, a group whose fragile cell walls would require the study of live cells, a strategy seldom employed. The use of fixatives, such as formaldehyde, distort the overall shape of the gymnodinioid cells and can damage important taxonomic characters (flagella and/or grooves) essential for a precise identification. This limitation also applies to other delicate, thus far unidentified, flagellates that are often grouped at the Class level (Haptophyceae, Cryptophyceae, Prasinophyceae, Raphidophyceae).

It is noteworthy that about 25% of the dinoflagellates identified to date are heterotrophic, several of them belonging to the genus *Protoperidinium* Bergh (Santos 2002). Similarly, the ebriid species *Ebria tripartita* (Schumann) Lemmermann and *Hermesinum adriaticum* Zacharias are both obligate heterotrophs that have a very unstable classification track record (Hoppenrath & Leander 2006); they were maintained in the phytoplankton species list because of historical reasons, that is, in the past they have been classified among silicoflagellates (Drebes 1974) and dinoflagellates (Sournia 1986).

The Biodiversity: New Records and Special Occurrences (Figure 7, Table 1)

For a more detailed assessment of the history of phytoplankton biodiversity, considering species distribution and frequency of occurrence, we have selected 24 studies that contained check-lists with taxa identified to species level (those marked with an asterisk in Appendix 1). Taken together, this data set corresponds to 34 sampling sites (Figure 1), but some of them were close enough to be combined as a sole record leading to a total of 27 sites. A few studies did not provide any indication of an exact sampling position. Therefore, the

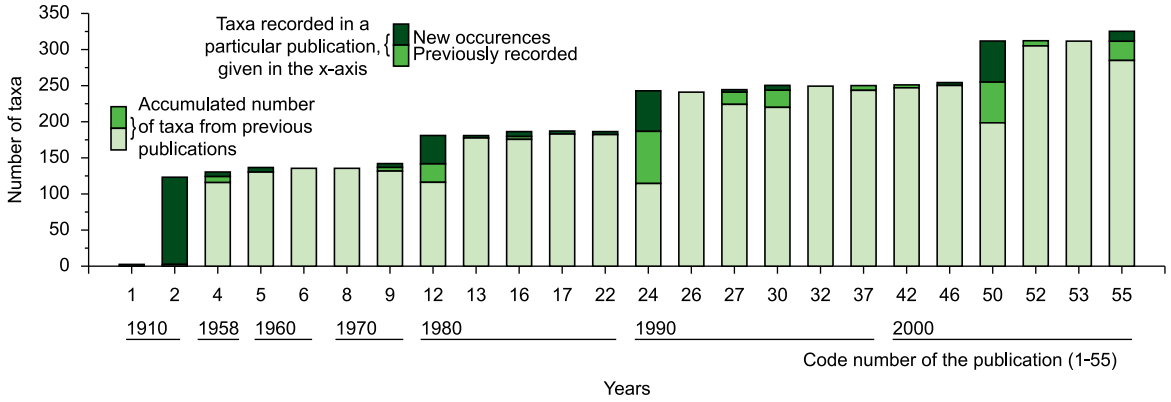


Figure 7. Advances in the understanding of phytoplankton biodiversity throughout the years. Only the 24 publications that have taxa identified to species were included, after eliminating redundancies detected when the same data set was used in more than one citation. See Appendix 1 to associate code number (1-55) with its respective citation. To interpret this graph, take publication 24 as an example: 128 taxa were identified to species, of which 55 are new occurrences (top section in black) and 73 were already previously recorded (mid section in dark green); therefore, these 73 species are part of the cumulative number of species detected in earlier studies (mid section in dark green + bottom in light green).

Table 1. Selected phytoplankton species due to widespread occurrence in the bay (detected in ≥ 25% of sampling sites, n = 28 as explained in the text) and/or because they were found in several studies (cited in ≥ 25% of the publications, n = 24 as explained in the text).

Taxonomic group	Species	% Occurrence	% Citations
Bacillariophyceae	*Skeletonema costatum*	85	42
Bacillariophyceae	*Ceratoneis closterium*	80	40
Bacillariophyceae	*Dactyliosolen fragilissimus*	70	25
Bacillariophyceae	*Guinardia striata*	67	38
Dinophyceae	*Prorocentrum micans*	67	38
Dinophyceae	*Oxyphysis oxytoxoides*	67	29
Bacillariophyceae	*Nitzschia longissima*	67	13
Bacillariophyceae	*Leptocylindrus danicus*	63	33
Bacillariophyceae	*Thalassiosira rotula*	63	29
Ebriideae	*Ebria tripartita*	63	25
Euglenophyceae	*Eutreptiella marina*	63	21
Bacillariophyceae	*Leptocylindrus minimus*	63	13
Dinophyceae	*Protoperidinium conicum*	63	13
Dinophyceae	*Protoperidinium steinii*	63	13
Bacillariophyceae	*Rhizosolenia setigera*	59	29
Bacillariophyceae	*Thalassionema nitzschioides*	59	29
Bacillariophyceae	*Cerataulina pelagica*	59	21
Dinophyceae	*Protoperidinium pellucidum*	59	13
Dinophyceae	*Protoperidinium pyriforme*	59	4
Dinophyceae	*Prorocentrum triestinum*	56	21
Bacillariophyceae	*Hemiaulus sinensis*	52	21
Dinophyceae	*Prorocentrum balticum*	52	8
Bacillariophyceae	*Helicotheca tamesis*	52	4
Dictyochophyceae	*Dictyocha fibula*	33	33
Bacillariophyceae	*Paralia sulcata*	33	25
Dinophyceae	*Scrippsiella trochoidea*	22	46
Bacillariophyceae	*Bacillaria paxillifera*	7	25

evaluation of frequency distribution presented in Table 1 was calculated considering n = 28 (27 actual sites plus 1 arbitrary site to represent the studies that did not provide coordinates). These sampling locations are fairly well distributed among areas of distinct water quality and circulation regimes, that is to say, more polluted in protected areas and better conditions along/facing the main circulation channel.

During the century-long history of phytoplankton investigations in Guanabara Bay, only five out of the 24 selected studies stand out in terms of new occurrences: the very first inventory (Faria & Cunha 1917), the monitoring program carried out by FEEMA (Soares et al. 1981) and 3 master thesis monographs (Villac 1990, Santos 2002, Lima 2007). As a result, one can have a false perception that

the phytoplankton biodiversity has increased throughout the years, despite the overall increase in eutrophication of the system as a whole. From the initial inventory of 124 taxa published in 1917, the subsequent additions in species numbers can be attributed to the use of different sampling and analysis strategies that correspond to two different periods. In the first one, the 39 new occurrences found in Soares et al. (1981) and the 55 found in Villac (1990) were probably due to extensive space-time sampling. In the second period, the total of 75 new occurrences detected as of 2000 are probably due to the use of specific microscopic techniques (refer to Appendix 1 and discussion above) that allowed for the precise identification of some taxa, especially diatoms and small flagellates.

Only 27 species stood out in terms of frequency of occurrence and wider distribution (Table 1): 15 diatoms, 9 dinoflagellates, 1 silicoflagellate, 1 euglenophycean and 1 ebriid. All these species are regarded as common in coastal areas, especially those under estuarine influence (Villac 1990).

The most frequently cited species was the dinoflagellate *Scrippsiella trochoidea* (46%), theme of the first publication about its harmful bloom (Faria 1914). Although not widely distributed (present in only 22% of sampling sites), this is definitely a very important component of the local phytoplankton community because it was often found in high abundances (10^6 cell.L^{-1}) in later studies, especially in more protected areas.

The diatom *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve was the second most cited species (42%); furthermore, it also showed the most extensive space distribution in the bay (in 85% of sampling sites). This diatom is regarded in the literature as cosmopolitan (Hasle & Syvertsen 1997), but recent taxonomic reviews based on ultra-structure and molecular markers indicate that there is high biodiversity within the genus so that what is called *S. costatum* could include one or more of the following species: *S. ardens* Sarno & Zingone, *S. dohrnii* Sarno & Koistra, *S. grethae* Zingone & Sarno, *S. grevillei* Sarno & Zingone, *S. japonicum* Zingone & Sarno, *S. menzelii* Guillard, Carpenter & Reimann, *S. potamus* (Weber) Hasle, *S. pseudocostatum* Medlin, *S. subslasum* (Cleve) Bethge and/or *S. costatum* itself (Sarno et al. 2007). Further studies are needed to establish the true biodiversity of this abundant and frequently reported genus, not only in Guanabara Bay but also along the Brazilian coast in general.

Among those prominent taxa listed in Table 1, the following ones have been cited as bloom-forming species, some of them as potentially toxic (as stated in Hallegraeff et al. 2003, Fukuyo et al. 1990, Faust & Gulledge 2002, Odebrecht et al. 2002, Moestrup 2004, Sunesen & Sar 2007): the diatoms *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendey, *Ceratoneis closterium* Ehrenberg, *Leptocylindrus danicus* Cleve, *Leptocylindrus minimus* Gran; the dinoflagellates *Oxyphysis oxytoxoides* Kofoid, *Prorocentrum micans* Ehrenberg, *Prorocentrum triestinum* Schiller, *Prorocentrum balticum* (Lohman) Loeblich; and the silicoflagellate *Dictyocha fibula* Ehrenberg. Some taxa that did not stand out in terms of overall contribution to the community, but are also worth noting because they have been implicated in serious harmful effects are: the diatoms *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, *Chaetoceros coarctatus* Lauder, *Guinardia delicatula* (Cleve) Hasle; the dinoflagellates *Akashiwo sanguinea* (K. Hirasaka*)* G. Hansen & Ø. Moestrup, *Ceratium fusus* (Ehrenberg) Dujardin*, Ceratium hircus* Schröder, *Dinophysis acuminata* Claparède & Lachmann, *Dinophysis caudata* Saville-Kent, *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy; and the cyanobacteria *Trichodesmium erythraeum* Ehrenberg ex Gomont and *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont.

The occurrence of the genus *Pseudo-nitzschia* merits mentioning. This diatom has been frequently found since the first inventory of 1917 (in 54% of citations) and is also widespread (in 63% of sampling sites). It was not included in Table 1 because the selecting criterion was based on taxa identified to species level, that is, only the most recent publications that used electron microscopy were capable of precise identification within this genus. From the 37 taxa described, 12 can produce the neurotoxin domoic acid (Villac et al. 2010), of which 5 have already been found in Guanabara Bay: *Pseudo-nitzschia cuspidata* (Hasle) Hasle, *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden in Heiden & Kolbe, *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (Cleve) Hasle, *Pseudo-nitzschia multistriata* (Takano) Takano and *Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle.

Some Relevant Quali-Quantitative Aspects

As previously discussed, the historical account of the phytoplankton composition of Guanabara Bay does not reflect the loss of biodiversity expected in highly impacted environments. The reason for this may be twofold: 1) the increasing biodiversity is an artifact caused by our progressively improving capability to detect and identify species and 2) the possible effects of eutrophication could be better perceived when the community structure is evaluated; in other words, when space-time variations in the abundances of the populations (rather than just number of species) are also taken into account.

Guanabara Bay, as an estuarine system, is subjected to natural stress associated with tidal variations that create spatial gradients in key parameters such as temperature, salinity, turbidity, and also nutrient concentrations (Mayr et al. 1989). Seasonal variations in air temperature and rainfall, highest during summertime, influence the local plankton community that can naturally respond with the proliferation of opportunistic species as already observed during the harmful *S. trochoidea* bloom of 1913. The increase in the organic and chemical loads, attributed to the urban development in the Guanabara Bay watershed that intensified in the 1950's, imposed additional stressors. It is not possible, however, to pinpoint exactly when changes in the phytoplankton community started to be triggered by man-induced interference because ecological studies (quali-quantitative) started to be systematically conducted only in the 1970's.

High abundances of filamentous cyanobacteria have received much attention since the very first quali-quantitative assessments (e.g., Sevrin-Reyssac et al. 1979) and can be interpreted as a response to increasing eutrophication levels. Concentrations that can reach up to 10^8 filaments.L^{-1} can be found, especially during summer and closer to the surface (Villac 1990). Interestingly, this does not exclude high cell concentrations (10^6-10^7 cell.L^{-1}) of other species such as: the diatoms *Cyclotella* (Kützing) Brébisson spp., *C. closterium* and *S. costatum*; the dinoflagellates *Prorocentrum* spp. and *S. trochoidea*; and euglenophyceans of the genus *Eutreptia* Perty (Oliveira 1962, Sevrin-Reyssac et al. 1979, Villac 1990, Santos 2002). Several unidentified nanoflagellates (among chlorophytes, raphidophytes and cryptophytes) are also frequently reported for their high abundances. All these taxa are considered as small organisms, mostly 10-20 μm (but a few reaching 30 μm), and can often be regarded as opportunistic.

Total cell numbers show a fairly wide range (10^5-10^9 cell.L^{-1}) that can be interpreted as the multiple responses given by the phytoplankton community to environmental conditions that vary both in space and time (Villac 1990, Santos 2002, Lima 2007). A stronger thermohaline gradient takes place especially during the rainy season (summer), when the most contrasting settings are observed. During this period, the highest cell abundances of opportunistic species (small diatoms, flagellates, and cyanobacteria) are detected on the surface and in areas closer to the margins and the inner reaches of the bay. Conversely, closer to the entrance to the bay, especially in deeper waters facing the main circulation channel, lower cell abundances are accompanied by higher biodiversity, particularly of larger diatoms.

The most polluted region of the bay is a canal on the west margin, between the continent and the Islands of Governador and Fundão (Figure 1). Environmental concern with this region in particular dates back to 1940's due to unstructured urbanization and landfills that altered its circulation pattern (Oliveira 1958). The assessment done in the 1980's (Villac et al. 1991) compared the community structure of this region with that of the main circulation channel that faces the contribution of cleaner waters. The ecological instability of the first was indicated by very low diversity (Shannon-Weaner index: 0.03-1.80 bits.cell^{-1}, 50% < 1.00 bits.cell^{-1}), whereas the higher diversity levels of the latter (Shannon-Weaner index: 1.30-3.90 bits.cell^{-1}, 35% > 1.00 bits.cell^{-1}) may suggest the presence of a community that is more prone to absorbing disturbances.

In more recent studies (1998-2000), the region closer to Urca was classified as meso-eutrophic and the one closer to Ramos was classified as hypereutrophic (Santos 2002, according to the classification system of Hakanson 1994) (Figure 1). These contrasting trophic states, which are based on total nitrogen and chlorophyll levels, were also detected in the phytoplankton community. Site Urca stood out for a larger contribution of the autotrophic microplankton fraction and higher species numbers than Ramos (respectively, 168 and 69). This difference in trophic state and corresponding effects on the composition and abundance of the phytoplankton populations may have direct implications for energy transfer through the aquatic food web of Guanabara Bay.

Recommendations for Future Studies Focusing Taxonomy

Taxonomy (and systematics) of microalgae is a very dynamic field. Molecular data, often in association with ultrastructure and aspects of life cycles, has provided valuable data to fuel frequent rearrangements at higher hierarchical levels (Brodie & Lewis 2007) and to boost our knowledge of biodiversity by revealing cryptic species (e.g., Montresor et al. 2003, Murray et al. 2004, Geisen et al. 2004, Lilly et al. 2007, Sarno et al. 2007, Casteleyn et al. 2008, Vlprey et al. 2008). The use of electron microscopy, although still timid, has already contributed to advance our understanding of the phytoplankton species composition of Guanabara Bay. Molecular data and information about life cycles, however, constitute a gap that merits the attention of researchers and funding agencies, provided that facilities to maintain live material are also available. Our contention is that resources to allow for the study of live material (culture collections) are urgently needed to advance our knowledge about the true biodiversity of the phytoplankton not only of Guanabara Bay but also of the Brazilian coast as a whole.

Acknowledgments

We are truly grateful to all those researchers who have had the chance to work with the phytoplankton of the still beautiful Guanabara Bay, which made possible our better understanding of its biodiversity. We also thank those who spent uncountable hours on the computer to help us create a "century-long" data base that set the stage for this review.

References

ADL, S.M., SIMPSON, A.G.B., FARMER, M.A., ANDERSEN, R.A., ANDERSON, O.R., BARTA, J.R., BOWSER, S.S., BRUGEROLLE, G., FENSOME, R.A., FREDERICO, S., JAMES, T.Y., KARPOV, S., KUGRENS, P., KRUG, J., LANE, C.E., LEWIS, L.A., LODGE, J., LYNN, D.H., MANN, D.G., MCCOURT, R.M., MENDOZA, L., MOESTRUP, O, MOZLEY-STANDRIDGE, S.E., NERAD, T.A., SHEARER, C.A., SMIRNOV, A.V., SPIEGEL, F.W. &. TAYLOR, M.J.R. 2005. The new higher level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. J. Eukaryot. Microbiol. 52:399-451.

ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. 1988. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. Algol. Stud. 50-53:327-472.

BALDAUF, S.L. 2003. The deep roots of eukaryotes. Science 300:1703-1706.

BALECH, E. & SOARES, L.O. 1966. Dos dinoflagelados de la Baía de Guanabara y proximidades (Brasil). Neotropica 12:103-109.

BARBOSA, M.B. & TENENBAUM, D.R. 1996. A influência da maré na distribuição do fitoplâncton na baía de Guanabara num período de 24h. In IV Congresso Latino Americano de Ficologia, II Reunião Ibero Americana de Ficologia, VII Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia, Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe, Caxambu, p.64.

BARBOSA, M.B. 1997. A Influência da maré na distribuição do microfitoplâncton na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, RJ). Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

BARTH, R. 1972. Observações em nano e ultraplâncton na Baía de Guanabara. Publ. Inst. Pesq. Mar. 68:1-9.

BERGESCH, M., ODEBRECHT, C. & MOESTRUP, O. 2008. Nanoflagellates from coastal waters in the Southwestern Atlantic (32oS). Bot. Mar. 51:35-50.

BHATTACHARYA, D., YOON, H.S. & HACKETT, J.D. 2003. Photosynthetic eukaryotes unite: endosymbiosis connects the dots. BioEssays 26:50-60.

BRAGA, M.R.A. 1980. Estudo comparativo preliminar sobre diatomáceas da comunidade incrustante na baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Santa Úrsula, Rio de Janeiro.

Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2008. Estimativas populacionais 2008. http://www.ibge.gov.br

BRODIE, J. & LEWIS, J. 2007. Unravelling the algae. CRC Press, London.

CASTELEYN, G., CHEPURNOV, V.A., LELIAERT, F., MANN, D.G., BATES, S.S., LUNDHOLM, N., RHODES, L., SABBE, K. & VYVERMAN, W. 2008. *Pseudo-nitzschia pungens* (Bacillariophyceae): a cosmopolitan diatom species? Harmful Algae 7:241-257.

COELHO, V. 2007. Baía de Guanabara: uma história de agressão ambiental. Casa da Palavra, Rio de Janeiro.

DAUGBJERG, N., HANSEN, G., LARSEN, J. & MOESTRUP, O. 2000. Phylogeny of some of the major genera of dinoflagellates based on ultrastructure and partial LSU DNA sequence data, including the erection of three new genera of unarmoured dinoflagellates. Phycologia 39:302-317.

DIAS, C.T.M., VALLIM, M.A., VALENTIN, J.L., SILVA NETO, I. & TENENBAUM, D.R. 1998. Distribuição vertical do microfitoplâncton e protozooplâncton da Baía de Guanabara durante um ciclo de maré. In VIII Seminário Regional de Ecologia. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p.1137-1148.

DREBES, G. 1974. Marines phytoplankton – Eine Auswahl der Helgoländer Planktonalgen. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

FARIA, J.G. 1914. Um ensaio sobre o plankton, seguido de observações sobre occurencia de plankton monotono, causando mortandade entre os peixes na Bahia do Rio de Janeiro. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

FARIA, J.G., CUNHA, A.M.C. 1917. Estudos sobre o microplâncton da baía do Rio de Janeiro e suas imediações. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 9:68-93.

FAUST, M.A. & GULLEDGE, R.A. 2002. Identifying harmful marine dinoflagellates. Smithson. Contrib. US Natl. Herb., 42:1-144.

FELDMANN, R.M. & MANNING, R.B. 1992. Crisis in systematic biology in the age of biodiversity. J. Paleont. 66:157-158.

FENSOME, R.A., TAYLOR, F.J.R., NORRIS, G., SARJEANT, W.A.S., WHARTON, D.I. & WILLIAMS, G.L. 1993. A classification of living and fossil dinoflagellates. Micropaleontology. Sheridan Press, Hanover.

GARRIDO, A.M.F., COSTA, H.R. & BARRETO, M.K. 1978. Avaliação biológica dos pontos críticos da Baía de Guanabara. Cad. FEEMA Ser. Tec. 78: 3356-3365.

GEISEN, M., YOUNG, J.R., PROBERT, I., SÁEZ, A.G., BAUMANN, K.-H., BOLLMANN, J., CROS, L., DEVARGAS, C., MEDLIN, L.K. & SPRENGEL, C. 2004. Species level variation in coccolithophores. In Coccolithophores : from molecular processes to global impact (H.R. Thierstein & J.R. Young, eds.). Springer, Berlin, p.327-366.

GOMES, E.A.T., CASALI, A.A. & Silveira, G. 2002. Variações diárias do nanoplâncton auto- e heterotrófico da baía de Guanabara (RJ). In IX Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia, Fundação Ecossistemas do Espírito Santo, Santa Cruz, p.196.

GOMES, E.A.T., SANTOS, V.S. & VILLAC, M.C. 2001a. O protozooplâncton da baía de Guanabara, Brasil. In VIII Congresso Brasileiro de Limnologia. Sociedade Brasileira de Limnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, p.145.

GOMES, E.A.T., SANTOS, V.S. & VILLAC, M.C. 2001b. The protozooplankton of Guanabara Bay, Brazil. In Plankton Symposium. Institute of Marine Research, Coimbra, p.141.

GOMES, E.A.T., SANTOS, V.S., TENENBAUM, D.R. & VILLAC, M.C. 2007. Protozooplankton characterization of two contrasting sites in a tropical coastal ecosystem (Guanabara Bay, RJ). Braz. J. Oceanogr. 55:29-38.

GÓMEZ, F. 2005. A list of free-living dinoflagellate species in the world's oceans. Acta Bot. Croat. 64:129-212.

GÓMEZ, F., MOREIRA, D. & LÓPEZ-GARCÍA, P. 2009. *Neoceratium* gen. nov., a new genus for all marine species currently assigned to *Ceratium* (Dinophyceae). Protist 161:35-54.

HÅKANSON, L. 1994. A review of effect-dose-sensitivity models for aquatic ecosystems. Int. Rev. Ges. Hydrobio. 79:621-667.

HASLE, G.R. & SYVERTSEN, E.E. 1997. Marine diatoms. In Identifying marine phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, New York, p.5-385.

HOPPENRATH, M. & LEANDER, B.S. 2006. Ebriid phylogeny and the expansion of the Cercozoa. Protist 157:279-290.

HULSMAN, J. & WEISSING, F.J. 1999. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. Nature 402:407-410.

HUTCHINSON, G.E. 1961. The paradox of the plankton. The American Naturalist 95:137-145.

Japan International Cooperation Agency -– JICA. 1993. The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem - aquatic organisms. Kokusai Kogyo Co. Ltd., Tokyo, pars 6, p.1-24.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M. & QUARESMA, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Cont. Shelf Res. 17:609-1643.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. Algol. Stud. 56:247-345.

KRAU, L. 1985. Modificações no plâncton da Enseada de Inhauma, antes e depois da poluição. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 56:473-476.

LILLY, E.L., HALANYCH, K.M. & ANDERSON, D.M. 2007. Species boundaries and global biogeography of the *Alexandrium tamarense* complex (Dinophyceae). J. Phycol. 43:1329-1338.

LIMA, I. V. 2007. Variação em micro-escala temporal do nano e microplâncton da Baía de Guanabara (RJ). Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Niteroi.

LIMA, I.V., TENENBAUM, D.R. & VALENTIN, J.L. 2006. Influência da maré sobre a abundância e diversidade do fitoplâncton da baía de Guanabara (RJ). In XI Congresso Brasileiro de Ficologia & Simpósio Latino-Americano Sobre Algas Nocivas. Sociedade Brasileira de Ficologia, Itajaí, p.115.

MATOS, M.C.F.G., SANTOS, V.S. & VILLAC, M.C. 2002. Composição e distribuição do gênero *Pseudo-nitzschia* na baía de Guanabara, RJ. In IX Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia e Fundação Ecossistemas do Espírito Santo, Santa Cruz, p.156.

MAYR, L.M., TENENBAUM, D.R. & VILLAC, M.C. 1989. Hydrobiological characterization of Guanabara bay. In Coastlines of Brazil (O. Magoon & C. Neves, eds.). American Society of Civil Engineers, New York, p.124-138.

MONTRESOR, M., SGROSSO, S., PROCACCINI, G. & KOOISTRA, W.H.C.E. 2003. Intraspecific diversity in *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae): evidence for cryptic species. Phycologia 42:56-70.

MURRAY, S., JORGENSEN, M.F., DAUGBJERG, N. & RHODES, L. (2004). *Amphidinium* revisited. II. Resolving species boundaries in the *Amphidinium operculatum* species complex (Dinophyceae), including the descriptions of *Amphidinium trulla* sp. nov. and *Amphidinium gibbosum*. comb. nov. J. Phycol. 40:366-382.

NORTON, T.A., MELKONIAN, M. & ANDERSEN, R.A. 1996. Algal biodiversity. Phycologia 35:308-326.

NOT, F., VALENTIN, K., ROMARI, K., LOVEJOY, C., MASSANA, R., TÖBE, K., DANIEL VAULOT, D. & MEDLIN, L.K. 2006. Picobiliphytes: Aa marine picoplanktonic algal group with unknown affinities to other eukaryotes. Science 315:253-255.

OLIVEIRA, L.P.H. 1947. Distribuição geográfica da fauna e flora da Baía de Guanabara. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 45:709-734.

OLIVEIRA, L.P.H. 1958. Poluição das águas marinhas. Estragos na flora e fauna do Rio de Janeiro. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 56:39-59.

OLIVEIRA, L.P.H. 1962. Águas com predominância de *Eutreptia lanowii* Steuer e *Chlamydomonas reinhardi* Dangeard no plâncton, na enseada de Inhauma, Baía de Guanabara. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 60:13-20.

PARANHOS, R., VILLAC, M.C., SUCHAROV, C., MAYR, L.M. & TENENBAUM, D.R. 1988. Variações de alguns parâmetros bióticos e abióticos em um ponto na Baía de Guanabara (RJ) durante um ciclo de maré. In 40ª Reunião Anual da SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, São Paulo, p.702.

PROCOPIAK, L.K., FERNANDES, L.F. & MOREIRA FILHO, H. 2006. Diatomáceas (Bacillariophyta) marinhas e estuarinas do Paraná, Sul do Brasil: lista de espécies com ênfase em espécies nocivas. Biota Neotropica 6(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/fullpaper?bn02306032006+pt

REYNOLDS, C.S, PADISÁK, J. & SOMMER, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. Hydrobiologia 249:183-188.

Rio de Janeiro (Estado). SECT - Secretaria de Estado de Ciência e Tecnologia - SECT 2000. Baía da Guanabara - características ambientais. In Secretaria de Estado de Ciência e Tecnologia (PETROBRAS, org.). SECT, Rio de Janeiro, v. 01, caphap. III3, p.158-161.

ROUND, F.E. Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. The diatoms - biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge.

SANTOS, C.N. & TENENBAUM, D.R. 1988.Variação sazonal do microfitoplâncton em um ponto fixo na Baía de Guanabara (RJ). In III Encontro Brasileiro de Plâncton. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p.27.

SANTOS,. S. 2002. Nano e microfitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ, Brasil) em condições tróficas distintas: aspectos estruturais e pré-funcionais. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SANTOS, V.S. & VILLAC, M.C. 2002. "La niña" pode influenciar a estrutura do microplâncton autotrófico da baía de Guanabara (RJ)? In IX Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia, Fundação Ecossistemas do Espírito Santo, Santa Cruz, p.183.

SANTOS, V.S. 1999. O Fitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ, Brasil): microfitoplâncton autotrófico em dois pontos com qualidade de água diferentes. Tese de Doutorado, Universdade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SANTOS, V.S., PARANHOS, R. & VILLAC, M.C. 2001. Aplicação de índices de estado trófico na baía de Guanabara associada às respostas do

microfitoplâncton. In VIII Congresso Basileiro de Limnologia. Sociedade Brasileira de Limnologia, João Pessoa, p.65.

SANTOS, V.S., VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. 1999. O fitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ, Brasil): densidade do microfitoplâncton autotrófico em dois pontos com qualidades de água diferentes. In XI Jornada de Iniciação Científica, XXI Jornada de Iniciação Artística e Cultural. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. CD-ROM.

SANTOS, V.S., VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. 1999. Qual o verdadeiro microfitoplâncton da baía de Guanabara, RJ, Brasil? In VIII Reunião Brasileira de Ficologia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.52.

SANTOS, V.S., VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. 2006. Variações espaciais e temporais do nanoplâncton e das bactérias filamentosas auto- e heterotróficas da baía de Guanabara (RJ - Brasil). In I Congresso Brasileiro de Biologia Marinha 2006. Universidade Federal Fluminense, Niterói, p.272.

SANTOS, V.S., VILLAC, M.C., TENENBAUM, D.R. & PARANHOS, R. 2007. Auto- and heterotrophic nanoplankton and filamentous bacteria of Guanabara Bay (RJ, Brazil): estimates of cell/filament numbers versus carbon content. Braz. J. Oceanogr. 55:133-143.

SARNO, D., KOOISTRA, W., BALZANO, S., HARGRAVES, P. & ZINGONE, A. 2007. Diversity in the genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae): III. Phylogenetic position and morphological variability of *Skeletonema costatum* and *Skeletonema grevillei*, with the description of *Skeletonema ardens* sp. nov. J. Phycol. 43:156-170.

SARTHOU, C. 1964. Passado e presente da Baía de Guanabara. Freitas Bastos, Rio de Janeiro.

SCHEFFER, M., RINALDI, S., HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. Hydrobiologia 491:9-18.

SCHUTZE, M.L.M., MACHADO, M.C. & ZILLMAN, S.M.S. 1989. Phytoplankton biomass of Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil) and adjacent oceanic area: Variations from January through July 1979. In International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity (M.R.C. Figueiredo, N.L. Chao & W.K Smith, eds.). Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, v.2., p.309-324.

SEVRIN-REYSSAC, J. 1980. Recherche sur le phytoplancton de la côte bresiliene (aspect qualitatif et quantitatif, biogeographie). Essai de comparaison avec les population de L'Ouest-Africain. Bul. Mus. Natn. Hist. Nat. 4:295-339.

SEVRIN-REYSSAC, J. MACHADO, M.C.S., SCHUTZE, M.L.M., BIBAS, S.G., LIMA, C.A. & ESTEVES, C.P. 1979. Biomasse et production du phytoplancton de la baie de Guanabara (État de Rio de Janeiro, Brésil) et du secteur océanique adjacent. Variations de mai à juillet 1978. Bul. Mus. Natn. Hist. Nat. 4:329-354.

SILVA, N.M.L., VALENTIN, J.L. & BASTOS, C.T.B. 1988. O microfitoplâncton das águas costeiras do litoral fluminense (Estado do Rio de Janeiro): lista de espécies e aspectos ecológicos. Bol. Inst. Oceanogr. 36:1-16.

SIMON, N., CRAS, A.-L., FOULON, E. & LEMÉE, R. 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. C R Biol 332: 159-170.

SMAYDA, T.J. 1970. The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 8:353-414.

SMETACEK,, V. 2001. A watery arms race. Nature 411:745.

SOARES, Z.O., FRANCA, L.B.P. & UTCHITEL, S. 1981. Fitoplâncton e fatores abióticos na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro - subsídios para o controle de poluição. In XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cad. FEEMA Ser. Congr., Fortaleza.

SOURNIA, A. 1978. Phytoplankton manual. Unesco, Paris.

SOURNIA, A. 1986. Atlas du phytoplankton marin. Volume I: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidiophycées. Éditions du Centre National de La Recherche Scientifique, Paris.

SOURNIA, A., CHRETIENNOT-DINET, M.J. & RICARD, M. 1991. Marine phytoplankton: how many species in the world? J. Plankton Res. 13:1093-1099.

SOUZA, C.A.F., FIGUEIREDO, L.R.A. & UTCHITEL, S. 1983. Relatório Baía de Guanabara. FEEMA, Rio de Janeiro.

SUNESEN, I. & SAR, E. A. 2007. Diatomeas marinas de aguas costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina). III Géneros potencialmente nocivos *Asterionellopsis*, *Cerataulina*, *Ceratoneis* y *Leptocylindrus*. Rev. Chil. Hist. Nat. 80:493-507.

TENENBAUM, D.R. 2002. O que sabemos sobre o fitoplâncton do litoral brasileiro? In Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil (E.L. Araujo, A.N. Moura, E. Sampaio, L. Gestinari & J. Carneiro, orgs.). Imprensa Universitária, v.1, p.109-116.

TENENBAUM, D.R. VILLAC, M.C., GOMES, E.A.T., CUPELO, A.C.G. & SANTOS, V.S. 2001. A new "sight" on microbial plankton ecology: coastal x oceanic system in Brazil. Oecol. Bras. 9:133-152.

TENENBAUM, D.R., 2006. Dinoflagelados e tintinídeos da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira: guia de identificação. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

TENENBAUM, D.R., MARINHO, M.M., GÔMARA, G., VIANA, S.C. & MATOS, M.C.F.G. 2004a. Fitoplâncton. In A biota da área sob influência do Porto de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil: levantamento de dados pretéritos (M.C. VILLAC, F.C. FERNANDES, S. JABLONSKI, A.C. LEAL NETO & B.H. COUTINHO, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.13-22.

TENENBAUM, D.R., VILLAC, M.C., SANTOS, V.S. & GOMES, E.A.T. 1999. O plâncton da baía de Guanabara sob uma nova ótica. In XII Semana Nacional de Oceanografia. Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.148-150.

TENENBAUM, D.R., VILLAC, M.C., VIANA, S.C., MATOS, M., HATHERLY, M., LIMA, I.V. & MENEZES, M. 2004b. Phytoplankton atlas of Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. IMO, London. (GloBallast Monograph Series, 16).

THRONDSEN, J. 1997. The planktonic marine flagellates. In Identifying marine phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, San Diego, p.591-729.

VALENTIN, J. L., TENENBAUM, D.R., NOGUEIRA, C.R., BONECKER, S.L.C. & VILLAC, M.C. 1997. The plankton of Guanabara bay, Rio de Janeiro, Brazil. A review. In III International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas. Stockholm, v.1., p.1.

VALENTIN, J.L., TENENBAUM, D.R., BONECKER, A.C.T., BONECKER, S.L.C, NOGUEIRA, C.R., PARANHOS, R. & VILLAC, M.C. 1999a. Caractéristiques hydrobiologiques de la Baie de Guanabara (Rio de Janeiro, Brésil). J. Rech. Océanogr. 24:33-41.

VALENTIN, J.L., TENENBAUM, D.R., BONECKER, A.C.T., BONECKER, S.L.C, NOGUEIRA, C.R. & VILLAC, M.C. 1999b. O sistema planctônico da Baía de Guanabara: Síntese do conhecimento. Oecol. Bras. 7:35-59.

VALLIM, M.A. & MACHADO, M C. 1990. Biomassa e ecologia do fitoplâncton da Baía de Guanabara e região nerítica adjacente. I. Período de julho a dezembro de 1988. In IV Encontro Brasileiro de Plâncton. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.40-41.

VALLIM, M.A.1995. Influência da maré na variação microfitoplanctônica em área impactada da Baía de Guanabara (Estado do Rio de Janeiro – Brasil). M.S. Dissertation, Universidade Federal Fluminense, Niteroi.

VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. 2001. The coastal *Pseudo-nitzschia* from the state of Rio de Janeiro, Brazil. In International Conference on Harmful Algal Blooms. Hobart, v.1, p.34-37.

VILLAC, M.C., DOUCETTE, G.J. & KACZMARSKA, I. (2010). Toxic marine diatoms. In The diatoms, applications for the environmental and earth sciences (J.P. Smoll & E. Stoermer, eds.), 2 ed. Cambridge University Press, Cambridge., p.536-547.

VILLAC, M.C., MACEDO, M.L.C. & TENENBAUM, D.R. 1987. O fitoplâncton da Baía de Guanabara, (RJ) Brasil: dinâmica das populações durante um ciclo de maré. In III Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia, Arraial do Cabo, p.22.

VILLAC, M.C., MACEDO, M.L.C., TENENBAUM, D.R., PARANHOS, R. & MAYR, L.M. 1988a. A influência da maré no fitoplâncton em uma área sob intensa eutrofização na Baía de Guanabara. In III Encontro Brasileiro de Plâncton. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p.33.

VILLAC, M.C., MATOS, M.C F.G., SANTOS, V.S., RODRIGUES, A.W.L. & VIANA, S.C. 2002. Composition and distribution of *Pseudo-nitzschia* from Guanabara Bay, Brazil: The role of salinity, based on field and culture observations. In Harmful Algal Blooms (K.A. Steidinger, J.H. Landsberg, C.R. Tomas, & G.A. Vargo, eds.). Florida, p.56-58.

VILLAC, M.C., MATOS, M.C.F.G. & COSTA, R.S.M. 2001.Discriminating between potentially toxic and non-toxic diatoms, genus *Pseudo-nitzschia*, from Guanabara Bay (RJ, Brazil). In XVIII Congress of the Brazillian Society for Microscopy and Microanalysis. Acta Microscópica, Águas de Lindóia, p.211-212.

VILLAC, M.C, MATOS, M.G. SANTOS, V.S., RODRIGUES, A.W.L. & VIANA, S.C. (2004). Composition and distribution of Pseudo-nitizschia from Guanabara Bay, Brazil: The role of salinity based on field and culture observations. In: Steidinger, K.A., Landsberg, J.H., Tomas, C.R. & Vargo, G.A.. (eds.), Harmful Algae 2002, p. 56-58, Florida Fish and Wildlife Conservation Comission, Florida Institute of Oceanography, IOC/UNESCO.

VILLAC, M.C., MAYR, L.M., TENENBAUM, D. R. & PARANHOS, R. 1991. Sampling strategies proposed to monitor Guanabara Bay, RJ, Brazil. In Coastal Zone 1991. Los Angeles, p.1168-1182.

VILLAC, M.C., NORONHA, V.A.P.C. & PINTO, T.O. 2008. The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo, Brazil. Biota Neotropica 8:151-173.

VILLAC, M.C., TENENBAUM, D.R. & FRYXELL, G.A. 1996. Toxic and non-toxic diatoms, genus *Pseudo-nitzschia*, from Monterey Bay (USA) and from the Rio de Janeiro coast (Brazil). In IV Congresso Latino Americano de Ficologia, II Reunião Ibero Americana de Ficologia e VII Reunião Brasileira de Ficologia. Sociedade Brasileira de Ficologia e Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe, Caxambú, v.1, p.203.

VILLAC, M.C., TENENBAUM, D.R. & VALENTIN, J.L. 1988b. Ciclo anual do fitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ): distribuição espaço-temporal durante 1985. In III Encontro Brasileiro de Plâncton. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p.34.

VILLAC, M.C., TENENBAUM, D.R. & VALENTIN, J.L.1988c. O fitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ, Brasil): avaliação preliminar da dinâmica das populações a 5m, durante 1985. In Semana de Debates Científicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. (2000). The coastal *Pseudo-nitzschia* from the state of Rio de Janeiro, Brazil. In 9th International Conference on Harmful Algal Blooms. Hobart, p.241.

VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. (2001). The coastal *Pseudo-nitzschia* from the state of Rio de Janeiro, Brazil. In: Hallegraeff, G.M., Blackburn, S.I., Bolch, C.J. & Lewis, R.J. (eds.), Harmful Algal Blooms 2000, p. 34-37. IOC, Paris.

VILLAC, M.C.1990. O fitoplâncton como um instrumento de diagnose e monitoramento ambiental: um estudo de caso da Baía de Guanabara. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VLPREY, M., GUILLOU, L., FERRÉOL, M. & VAULOT, D. 2008. Wide genetic diversity of picoplanktonic green algae (Chloroplastida) in the Mediterranean Sea uncovered by a phylum-biased PCR approach. Environ. Microbiol. 10:1804-1822.

WHITTAKER, R.H. 1969. New concepts of kingdoms or organisms. Evolutionary relations are better represented by new classifications than by the traditional two kingdoms. Science 163: 150-60.

WILSON, E.O. 1988. Biodiversity. National Academy, Washington.

Received 26/09/09
Revised 09/03/10
Accpeted 24/05/10

Appendix 1.

Appendix 1. List of phytoplankton studies indicating author(s), date and type of publication, focus, sampling period, methodological approach and other details regarding field and laboratory work. Codes 1 - 57 are used in graph legends in the main text. Type of publication: J - journal; C - conference; U - bachelors undergraduate monograph; M - MSc monograph; P - PhD monograph; B - book; R - report. Laboratory analysis: LM - light microscopy; SEM - scanning electron microscopy; EF - epifluorescence microscopy. * Selected sources for the detailed discussion about species composition and biodiversity (see text for selecting criteria). nd = not determined.

Publication			Focus	Sampling period	methods					Additional information
Code	Author(s), date	Type			Approach	Sites	Sampling	Collector	Analysis	
1*	Faria (1914)	P	ecology	June 1913	quali-quantitative	1	surface, 1 m, 2-3 m (close to bottom)	net, bottle	centrifugation; LM: slides	-
2*	Faria & Cunha (1917)	J	inventory	1913 - 1917	qualitative	nd	horizontal tow	net	LM: slides	ciliates
3	Oliveira (1947)	J	review (biogeography)	-	-	-	-	-	-	-
4*	Krau (1958)	J	inventory	1918, 1944, 1958	qualitative	nd	-	?	LM: slides	bacteria, ciliates, zooplankton
5*	Oliveira (1962)	J	ecology	March, April 1960	quali-quantitative	nd	-	?	LM	-
6*	Balech & Soares (1966)	J	taxonomy	nd	qualitative	nd	-	?	LM	-
7	Barth (1972)	J	ecology	June -August 1971, July-October 1972	quantitative	nd	daily; surface & 1.5 m from bottom	net (45/65 µm)	Coulter counter	-
8*	Garrido et al. (1978)	J	ecology	March, October 1976	quali-quantitative	12	monthly; surface, Secchi disk & bottom	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
9*	Sevrin-Reyssac et al. (1979)	J	ecology	May-July 1978	quantitative	8	every 10 days; surface & Secchi disk	bottle?	LM: Utermöhl	primary production, chlorophyll-*a*
10	Braga (1980)	U	ecology + inventory	May, October 1979	quali-quantitative	2	weekly	settling panels	LM: slides	-
11	Sevrin-Reyssac (1980)	J	review (biogeography)	-	-	-	-	-	-	-
12*	Soares et al. (1981)	R	ecology + inventory	1976-1978, 1980	quali-quantitative	19	weekly; surface, Secchi disk & bottom	net (37/65 µm), bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
13*	Souza et al. (1983)	R	ecology	August 1980 - August 1982	quali-quantitative	nd	monthly	?	LM	-
14	Villac et al. (1987)	C	ecology	October 1986	quali-quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
15	Paranhos et al. (1988)	C	ecology	October 1986; January, April, July 1987	quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
16*	Santos & Tenenbaum (1988)	C	ecology	February, May, August, November 1987	quali-quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 10 m	bottle	LM: Utermöhl	-
17*	Silva et al. (1988)	J	ecology + inventory	October 1984, January, March 1985	quali-quantitative	1	surface, 5, 15 and 30 m	bottle	LM: Utermöhl	-
18	Villac et al. (1988a)	C	ecology	September 1987	quali-quantitative	2	every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
19	Villac et al. (1988b)	C	ecology	January-December 1985	quali-quantitative	15	monthly; 5 m	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
20	Villac et al. (1988c)	C	ecology	January-December 1985	quali-quantitative	15	monthly; 5 m	bottle	LM: Utermöhl	-
21	Mayr et al. (1989)	J	review (management)	-	-	-	-	-	-	-
22*	Schutze et al. (1989)	J	ecology	January-July 1979	quali-quantitative	8	every 10 days; surface	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
23	Vallim & Machado (1990)	C	ecology	July-December 1988	quantitative	nd	monthly; surface	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*, chlorophyll-*c*
24*	Villac (1990)	M	ecology + inventory	January-December 1985; October 1986, January, April, July, September 1987	quali-quantitative	15	- 1985: monthly, 5 m	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
						3	- 1986/87: every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m			
25	Villac et al. (1991)	J	review (management)	-	-	-	-	-	-	-

Appendix 1. Continued...

Publication			Focus	Sampling period	methods					Additional information
Code	Author(s), date	Type			Approach	Sites	Sampling	Collector	Analysis	
26*	JICA (1993)	R	ecology	1992	quali-quantitative	18	surface, bottom	bottle	LM	chlorophyll-*a*
27*	Vallim (1995)	M	ecology + inventory	August 1990	quali-quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring & neap tide); surface, bottom	bottle	LM: Utermöhl	-
28	Barbosa & Tenenbaum, (1996)	C	ecology	August 1990	quali-quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring & neap tide); surface, 11, 21 m	bottle	LM: Utermöhl	-
29	Villac et al. (1996)	C	ecology	1985-1987, 1996	quali-quantitative	15	- 1985: monthly, 5 m	bottle	LM: Utermöhl	-
						1	- 1986/87: every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m			
						1	- 1996: occasional, surface			
30*	Barbosa (1997)	U	ecology + inventory	August 1990	quali-quantitative	1	every 3 hours for 24 hours (spring & neap tide); surface, 11, 21 m	bottle	LM: Utermöhl	-
31	Valentin et al. (1997)	C	review (biogeography)	-	-	-	-	-	-	-
32*	Dias et al. (1998)	J	ecology	September 1995	quali-quantitative	1	every 3 for 12 hours (spring tide); surface, 10, 20 m	bottle	LM: Utermöhl	ciliates
33	Santos et al. (1999a)	C	ecology	July 1998-July 1999	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl	-
34	Santos et al. (1999b)	C	ecology	July 1998-July 1999	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl	-
35	Santos (1999)	U	ecology + inventory	July-December 1997, July 1998-July 1999	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl; biovolume in carbon	-
36	Tenenbaum et al. (1999)	C	ecology	July 1998 –January 1999	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: slides, Utermöhl	-
37*	Valentin et al. (1999a)	J	ecology	May 1992, June 1992	quali-quantitative	18	at low & high tides; surface	bottle	LM	chlorophyll-*a*
38	Valentin et al. (1999b)	J	review (biogeography)	-	-	-	-	-	-	-
39	SECT (2000)	R	review (management)	-	-	25	-	-	-	-
40	Villac & Tenenbaum (2000)	C	ecology	1985	quali-quantitative	15	- 1985: monthly, 5 m	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
				1986-1987		1	- 1986/87: every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m			
				1998-1999		2	- 1998/99: weekly; surface			
41	Gomes et al. (2001a)	C	ecology	January-December 2000	quali-quantitative	2	every 15 days; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl	ciliates
42*	Gomes et al. (2001b)	C	ecology	January-December 2000	quali-quantitative	2	every 15 days; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl	ciliates
43	Santos et al. (2001)	C	ecology	January 1998-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM: Utermöhl	chlorophyll-*a*
44	Tenenbaum et al. (2001)	J	ecology	July 1998-January 1999	quantitative	2	weekly; surface	net (20 µm), bottle	LM + EF: Utermöhl; biovolume in carbon	-
45	Villac et al. (2001)	C	taxonomy	July 1998-December 2000	qualitative	2	weekly; surface	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
46*	Villac & Tenenbaum (2001)	C	ecology	1985	quali-quantitative	15	- 1985: monthly, 5 m	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
				1986-1987		1	- 1986/87: every 3 hours for 24 hours (spring tide); surface, 5, 18 m			
				1998-1999		2	- 1998/99: weekly; surface			

Appendix 1. Continued...

Publication			Focus	Sampling period	methods					Additional information
Code	Author(s), date	Type			Approach	Sites	Sampling	Collector	Analysis	
47	Gomes et al. (2002)	C	ecology	April, May 2001	quali-quantitative	1	daily; surface, 30 m	bottle	LM + EF: slides	-
48	Matos et al. (2002)	C	ecology	July 1998-December 2000	quali-quantitative	2	-	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
49	Santos & Villac (2002)	C	ecology	July 1998-December 2000	quali-quantitative	2	weekly	bottle	LM: Utermöhl	-
50*	Santos (2002)	M	ecology + inventory	July 1998-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	net (20 µm), bottle	LM + EF: Utermöhl, biovolume in carbon	-
51	Villac et al. 2002	C	ecology	July 1998-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
52*	Villac et al. (2004)	J	ecology	July 1998-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	net (20 µm), bottle	LM: slides, Utermöhl. MEV	-
53*	Lima et al. (2006)	C	ecology	February 2004	quali-quantitative	1	every 3 hours for 72 hours; surface, 20 m	bottle	LM: Utermöhl	-
54	Santos et al. (2006)	C	ecology	January-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: slides, biovolume in carbon	-
55*	Lima (2007)	M	ecology + inventory	February 2004	quali-quantitative	1	every 3 hours for 72 hours; surface, 20 m	bottle	LM + EF: Utermöhl	-
56	Santos et al. (2007)	J	ecology	January-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: slides, biovolume in carbon	-
57	Gomes et al. 2007	J	ecology	January-December 2000	quali-quantitative	2	weekly; surface	bottle	LM + EF: Utermöhl	ciliates

Appendix 2.

Appendix 2. List of taxa found in Guanabara Bay between 1913 and 2004. The following classification systems were adopted: Round et al. (1990) and Hasle & Syvertsen (1997) for diatoms (Bacillariophyta); Fensome et al. (1993) for dinoflagellates (Dinoflagellata); Throndsen (1997) for euglenophyceans, prasinophyceans and chlorophyceans (included in Chlorophyta), as well as silicoflagellates (included in Chromophyta); Komárek & Anagnostidis (1989) and Anagnostidis & Komárek (1988) for cyanobacteria (Cyanophyta). Two species of the Order Ebriidae (Phylum Sarcomastigophora) are also included in this inventory and follow the classification of Lee et al. (1987 in Throndsen 1997).

BACILLARIOPHYTA
- Class Coscinodiscophyceae
  - Order Thalassiosirales
    - Family Thalassiosiraceae
      - *Thalassiosira decipiens* (Grunow) Jorgensen
      - *Thalassiosira* cf. *gravida* Cleve
      - *Thalassiosira* cf. *hyalina* (Grunow) Gran
      - *Thalassiosira leptopus* (Grunow in Van Heurck) Hasle & Fryxell
      - *Thalassiosira lineata* Jousé
      - *Thalassiosira* cf. *minuscula* Krasske
      - *Thalassiosira rotula* Meunier
      - *Thalassiosira subtilis* (Ostenfeld) Gran
    - Family Skeletonemataceae
      - *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve
      - *Detonula pumilla* (Castracane) Gran
      - *Detonula schroederi* Bergon
    - Family Stephanodiscaceae
      - *Cyclotella litoralis* Lange & Syvertsen
      - *Cyclotella meneghiniana* Kützing
      - *Cyclotella striata* Kützing
    - Family Lauderiaceae
      - *Lauderia annulata* Cleve
  - Order Melosirales
    - Family Melosiraceae
      - *Melosira borreri* Greville
      - *Melosira moniliformis* (O. F. Müller) Agardh
      - *Melosira nummuloides* Agardh
    - Family Hyalodiscaceae
      - *Margaritum tenebro* (Leuduger-Fortmorel) H. Moreira Filho
    - Family Stephanopyxidaceae
      - *Stephanopyxis appendicula* (Ehrenberg) Ehrenberg
      - *Stephanopyxis apiculata* (Ehrenberg) Ehrenberg
      - *Stephanopyxis palmeriana* (Greville) Grunow
      - *Stephanopyxis turris* (Greville & Arnott) Ralfs
  - Order Paraliales
    - Family Paraliaceae
      - *Paralia sulcata* (Ehrenberg) Cleve
  - Order Coscinodiscales
    - Family Coscinodiscaceae
      - *Coscinodiscus centralis* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus excentricus* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus gigas* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus granii* Gough
      - *Coscinodiscus marginatus* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus nitidus* Gregory
      - *Coscinodiscus oculus-iridis* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus perforatus* Ehrenberg
      - *Coscinodiscus perforatus* var. *pavillardi* (Forti) Hustedt
      - *Coscinodiscus radiatus* Ehrenberg

Appendix 2. Continued...

Coscinodiscus radiatus var. *media* Grunow
Coscinodiscus rothii Grunow
Coscinodiscus vigilans A. Schmidt
Family Hemidiscaceae
Hemidiscus cuneiformis Wallich
Family Heliopeltaceae
Actinoptychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg
Actinoptychus vulgaris Schumann
Order Asteroplamprales
Family Asterolampraceae
Asteromphalus flabellatus (Brébisson) Greville
Order Triceratiales
Family Triceratiaceae
Triceratium favus Ehrenberg
Triceratium reticulum Ehrenberg
Odontella aurita (Lyngbye) Agardh
Odontella mobiliensis (Bailey) Grunow
Odontella obtusa Kützing
Odontella rhombus (Ehrenberg) W. Smith
Odontella sinensis (Greville) Grunow
Cerataulus laevis Ehrenberg
Cerataulus smithii Ralfs ex Pritchard
Family Plagiogrammaceae
Dimeregramma marinum (Gregory) Ralfs
Order Biddulphiales
Family Biddulphiaceae
Biddulphia alternans (Bailey) Van Heurck
Biddulphia biddulphiana (Smith) Boyer
Biddulphia favus (Ehrenberg) H. Van Heurck.
Biddulphia pulchella Gray
Biddulphia tridens (Ehrenberg) Ehrenberg
Isthmia nervosa Kützing
Isthmia obliquata (Smith) C. Agardh
Trigonium alternans (Bailey) Mann
Order Hemiaulales
Family Hemiaulaceae
Hemiaulus hauckii Grunow
Hemiaulus indicus Karsten
Hemiaulus membranaceus Cleve
Hemiaulus sinensis Cleve
Eucampia cornuta (Cleve) Grunow
Eucampia zodiacus Ehrenberg
Climacodium biconcavum Cleve
Climacodium frauenfeldianum Grunow
Cerataulina bicornis (Ehrenberg) Hasle
Cerataulina pelagica (Cleve) Hendey
Order Lithodesmiales
Family Lithodesmiaceae
Lithodesmiun undulatum Ehrenberg
Ditylum brightwellii (T. West) Grunow
Helicotheca tamensis (Shrubsole) Ricard

Appendix 2. Continued...

Order Corethrales
Family Corethraceae
Corethron pennatum (Grunow) Ostenfeld
Order Rhizosoleniales
Family Rhizosoleniaceae
Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle
Dactyliosolen phuketensis (Sundström) Hasle
Guinardia cylindrus (Cleve) Hasle
Guinardia delicatula (Cleve) Hasle
Guinardia flaccida (Castracane) H. Peragallo
Guinardia striata (Stolterfoth) Hasle
Neocalyptrella robusta (Norman ex Ralfs) Hernández-Becerril & Meave del Castillo
Proboscia alata (Brightwell) Sundström
Proboscia indica (Peragallo) Hernández-Becerril
Pseudosolenia calcar-avis (Schultze) Sundström
Rhizosolenia acuminata (H. Peragallo) H. Peragallo in H. & M. Peragallo
Rhizosolenia americana Ehrenberg
Rhizosolenia amputata Ostenfeld
Rhizosolenia annulata Karstein
Rhizosolenia debyana H. Peragallo
Rhizosolenia hebetata Bailey
Rhizosolenia hebetata f. *semispina* (Hensen) Gran
Rhizosolenia hyalina Ostenfeld in Ostenfeld & Schmidt
Rhizosolenia imbricata Brigthwell
Rhizosolenia pungens Cleve-Euler
Rhizosolenia rhombus Karsten
Rhizosolenia setigera Brightwell
Rhizosolenia shrubsolei Cleve
Rhizosolenia cf. *simplex* Karsten
Rhizosolenia styliformis Brightwell
Order Chaetocerotales
Family Chaetocerotaceae
Bacteriastrum delicatulum Cleve
Bacteriastrum furcatum Shadbolt
Bacteriastrum hyalinum Lauder
Chaetoceros affinis Lauder
Chaetoceros brevis Schütt
Chaetoceros cf. *ceratosporus* Ostenfeld
Chaetoceros coarctatus Lauder
Chaetoceros compressus Lauder
Chaetoceros contortum Shuett
Chaetoceros costatus Pavillard
Chaetoceros curvisetus Cleve
Chaetoceros danicus Cleve
Chaetoceros decipiens Cleve
Chaetoceros didymus var. *anglica* (Grunow) Gran
Chaetoceros didymus var. *didymus* Ehrenberg
Chaetoceros didymus var. *genuina* Gran
Chaetoceros laciniosus Schütt
Chaetoceros laevis Leuduger & Fortmorel
Chaetoceros lorenzianus Grunow
Chaetoceros pelagicum Cleve

Appendix 2. Continued...

Chaetoceros peruvianus Brightwell
Chaetoceros pseudocurvisetus Mangin
Chaetoceros schmidtii Ostenfeld
Chaetoceros schuetii Cleve
Chaetoceros similis Cleve
Chaetoceros simplex Ostenfeld
Chaetoceros teres Cleve
Family Attheyaceae
Attheya septentrionalis (Østrup) Crawford
Order Leptocylindrales
Family Leptocylindraceae
Leptocylindrus danicus Cleve
Leptocylindrus mediterraneus (H. Peragallo) Hasle
Leptocylindrus minimus Gran
Class Fragilariophyceae
Order Fragilariales
Family Fragilariaceae
Asterionellopsis glacialis (Castracane) Round
Synedra tabulata var. *acuminata* (Agardh) Kutzing
Order Licmophorales
Family Licmophoraceae
Licmophora lyngbyei (Kutzing) Grunow ex Van Heurck
Order Rhaphoneidales
Family Rhaphoneidaceae
Delphineis surirella (Ehrenberg) Andrews
Rhaphoneis cf. *nitida* (Gregory) Grunow
Order Thalassionemataceae
Family Thalassionemataceae
Thalassionema bacillare (Heinden in Heinden & Kolbe) Kolbe
Thalassionema frauenfeldii (Grunow) Hallegraeff
Thalassionema nitzschioides (Grunow) Mereschkowsky
Thalassiotrix gibberula Hasle
Thalassiotrix cf. *longissima* Cleve & Gronow
Lioloma pacificum (Cupp) Hasle
Family Rhabdonematales
Rhabdonema adriaticum Kützing
Order Striatellales
Family Striatellaceae
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing
Grammatophora oceanica (Ehrenberg) Grunow
Class Bacillariophyceae
Order Lyrellales
Family Lyrellaceae
Lyrella atlantica (Schmidt) Mann
Lyrella clavata (Gregory) Mann
Lyrella lyra (Ehrenberg) Karajeva
Order Cymbellales
Family Anomoeoneidaceae
Staurophora cf. *elata* (Hustedt ex Simonsen) Mann
Order Achnanthales
Family Achnanthaceae
Achnantes taeniata Grunow

Appendix 2. Continued...

Family Cocconeidaceae
Cocconeis disrupta var. *flexella* (Jan & Rabh) Grunow
Cocconeis cf. *disruptoides* Hustedt
Cocconeis cf. *distans* Gregory
Cocconeis cf. *grata* Schmidt
Cocconeis cf. *lyra* Schmidt
Cocconeis cf. *nummularia* (Greville) Peragallo
Cocconeis scutellum Ehrenberg
Order Naviculales
Family Diploneidaceae
Diploneis cf. *bombus* Ehrenberg
Diploneis bombus var. *bombiformis* (Cleve) Hustedt
Diploneis didyma Ehrenberg
Diploneis cf. *suborbicularis* (Gregory) Cleve
Family Naviculaceae
Navicula distans (W. Smith) Ralfs in Pritchard
Navicula cf. *peregrina* (Ehrenberg) Kutzing
Navicula punctata var. *coarctata* Grunow
Navicula punctata var. *elongata* Hassall
Navicula cf. *socialis* Gregory
Navicula spathula Brébisson ex W.Smith
Navicula spathula var. *hyalina* (Gregory) Grunow
Navicula transitrans var. *derasa* f. *delicatula* Heimdal
Navicula cf. *triblionella* var. *levidensis* (W. Smith) Grunow
Haslea wawrikae (Hustedt) Simonsen
Haslea cf. *trompii* (Cleve) Simonsen
Family Pleurosigmataceae
Pleurosigma acuminatum (Kützing) Grunow
Pleurosigma cf. *diverse-striatum* Meister
Pleurosigma elongatum W. Smith
Pleurosigma naviculaceum Brébisson
Pleurosigma normanii Ralfs in Pritchard
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenhorst
Gyrosigma fasciola (Ehrenberg) Griffith & Henfrey
Family Plagiotropidaceae
Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze
Order Thalassiophysales
Family Catenulaceae
Amphora acuta Gregory
Amphora cf. *angusta* Gregory
Amphora exigua Gregory
Amphora cf. *fluminensis* Grunow
Amphora marina (Castracane) Desikachary & Prema
Order Bacillariales
Family Bacillariaceae
Bacillaria paxillifera (O. F. Müller) Hendey
Ceratoneis closterium Ehrenberg
Fragilariopsis doliolus (Wallich) Medlin & Sims
Nitzschia constricta (Gregory) Grunow
Nitzschia longissima (Brébisson in Kützing) Ralfs in Pritchard
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Nitzschia lorenziana var. *subtilis* Grunow

Appendix 2. Continued...

Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann
Pseudo-nitzschia brasiliana Lundholm, Hasle & GA Fryxell
Pseudo-nitzschia cuspidata (Hasle) Hasle
Pseudo-nitzschia delicatissima (Cleve) Heiden
Pseudo-nitzschia fraudulenta (Cleve) Hasle
Pseudo-nitzschia multistriata Takano
Pseudo-nitzschia pungens (Grunow ex Cleve) Hasle

DINOFLAGELLATA
Class Dinophyceae
Order Gymnodiniales
Family Gymnodiniaceae
Amphidinium crassum Lohmann
Akashiwo sanguinea (K. Hirasaka) G. Hansen & Ø. Moestrup
Order Gonyaulacales
Family incerta
Peridiniella catenata (Levander) Balech
Family Gonyaulacaceae
Gonyaulax digitale (Pouchet)
Gonyaulax verior Sournia
Schuttiella mitra (Schuett) Balech
Family Ceratocoryaceae
Ceratocorys horrida Stein
Family Ceratiaceae
Neoceratium belone (Cleve) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium candelabrum var. *dilatatum* (Gourret) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium extensum (Gourret) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium falcatum (Kofoid) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium furca (Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium furca var. *eugramma* (Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium fusus (Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium gibberum (Gourret) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium hircus (Schröder) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium incisum (Karsten) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium karsteni var. *robusta* (Karsten) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium lunula (Schimper) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium cf. *macroceros* (Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium massiliensis (Gourret) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium penatum (Kofoid) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium pulchellum (Schroeder) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium reticulatum (Pouchet) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium setaceum (Jörgensen) F.Gómez, D.Moreira & P. López-García
Neoceratium cf. *trichoceros* (Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira et P. López-García
Neoceratium tripos (Muller) F.Gómez, D.Moreira et P. López-García
Neoceratium vultur (Cleve) F.Gómez, D.Moreira et P. López-García
Family Goniodomaceae
Alexandrium cf. *catenella* (Whedon and Kofoid) Balech
Alexandrium fraterculus (Balech) Balech
Goniodoma polyedricum (Pouchet)
Pyrophacus horologium Stein
Family Pyrocystaceae
Pyrocystis cf. *fusiformis* W. Thomson ex Murray

Appendix 2. Continued...

Pyrocystis lunula (Schütt) Schütt
Pyrocystis noctiluca Murray ex Heckel
Order Peridiniales
Family Podolampaceae
Podolampas bipes Stein
Podolampas palmipes Stein
Family Peridiniaceae
Scrippsiella trochoidea (Stein) Loeblich III
Family Congruetidiaceae
Diplopsalis lenticula Bergh
Protoperidinium cf. *bipes* (Paulsen) Balech
Protoperidinium conicum (Gran) Balech
Protoperidinium depressum (Bailey) Balech
Protoperidinium divergens (Ehrenberg) Balech
Protoperidinium granii (Ostenfeld) Balech
Protoperidinium humile Schiller
Protoperidinium cf. *leonis* (Pavillard) Balech
Protoperidinium minutum (Kofoid) Loeblich II
Protoperidinium cf. *oblongum* (Cleve) Balech
Protoperidinium obtusum (Karsten) Balech
Protoperidinium oceanicum (VanHöffen) Balech
Protoperidinium oceanicum var. *oblongum* Aurivillius
Protoperidinium ovatum Pouchet
Protoperidinium pallidum (Ostenfeld) Balech
Protoperidinium cf. *parviventer* Balech
Protoperidinium pellucidum (Bergh) Schütt
Protoperidinium pentagonum (Gran) Balech
Protoperidinium punctulatum (Paulsen) Balech
Protoperidinium pyriforme (Paulsen) Balech
Protoperidinium schuetti Halim
Protoperidinium steinii (Jorgensen) Balech
Family Heterocapsaceae
Heterocapsa niei (Loeblich III) Moril & Loeblich III
Order *incertae sedis*
Family Oxytoxaceae
Oxytoxum cristatum Kofoid
Oxytoxum gracile Schiller
Oxytoxum reticulatum (Stein) Buetschii
Oxytoxum scolopax Stein
Oxytoxum spectrum Stein
Oxytoxum tesselatum (Stein) Loeblich Jr. & Loeblich III
Oxytoxum variabile Schiller
Order Dinophysiales
Family Dinophysiaceae
Dinophysis acuminata Claparède & Lachmann
Dinophysis cf. *acuta* Ehrenberg
Dinophysis caudata Saville-Kent
Dinophysis homunculus Stein
Dinophysis homunculus var. *tripos* Gourret
Dinophysis ovum Schuett
Histioneis highleii Murray & Witting
Ornithocercus magnificus Stein

Appendix 2. Continued...

Ornithocercus serratus Kofoid
Phalacroma cf. *ovum* Schütt
Family Oxyphysiaceae
Oxyphysis oxytoxoides Kofoid
Order Prorocentrales
Family Prorocentraceae
Prorocentrum compressum (Bailey) Abé ex Dodge
Prorocentrum balticum (Lohman) Loeblich
Prorocentrum emarginatum Fukyuo
Prorocentrum gracile Schütt
Prorocentrum micans Ehrenberg
Prorocentrum minimum (Pavillard) Schiller
Prorocentrum rostratum Stein
Prorocentrum scutellum Schroeder
Prorocentrum sphaeroideum Schiller
Prorocentrum triestinum Schiller
Order Noctilucales
Family Noctilucaceae
Noctiluca scintilans (Macartney) Kofoid & Swezy
CHROMOPHYTA
Class Dictyochophyceae
Order Dictyochales
Family Dictyochaceae
Dictyocha fibula Ehrenberg
CHLOROPHYTA
Class Euglenophyceae
Order Euglenales
Family Eutreptiaceae
Eutreptia cf. *ascusformis* Schiller
Eutreptia lanowii Steur
Eutreptiella cf. *cornubiense* Butcher
Eutreptiella gymnastica Throndsen
Eutreptiella marina da Cunha
Class Prasinophyceae
Order Chlorodendrales
Family Chlorodendraceae
Tetraselmis gracilis (Kylin) Butcher
Class Chlorophyceae
Order Volvocales
Family Chlamydomonadaceae
Chlamydomonas reinhardi Dangeard
CYANOPHYTA
Class Cyanophyceae
Order Oscillatoriales
Family Oscillatoriaceae
Oscillatoria chlorina Kutzing
Oscillatoria limnetica Lemmermann
Oscillatoria limosa Agardh
Oscillatoria neglecta De Toni
Oscillatoria putrida Schmidle
Oscillatoria quadripuctulata var. *unigranulata* Singh

Appendix 2. Continued...

Family Phormidiaceae	
	Trichodesmium erythraeum Ehrenberg
	Trichodesmium thiebautii Gomont
Order Nostocales	
Family Nostocaceae	
	Richelia intracellularis Schmidt
SARCOMASTIGOPHORA	
Class Zoomastigophorea	
Order Ebriida	
Family Ebriidade	
	Ebria tripartita (Schumann) Lemmermann
Family Ebriopsidae	
	Hermesinum adriaticum Zacharias

Trichomyia andina sp. nov., un nuevo psicódido no hematófago (Diptera: Psychodidae: Trichomyiinae) de Colombia

Eduar Elías Bejarano[1,4], Alveiro Pérez-Doria[1] & Diana Sierra[2,3]

[1]Grupo de Investigaciones Biomédicas, Universidad de Sucre,
Cra. 14 No. 16 B-32, A.A. 406, Sincelejo, Colombia
[2]Department of Microbiology, Immunology and Pathology, Colorado State University,
Central receiving 200 W, Lake Street Campus Delivery 1619, CO 80523, USA
[3]Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales – PECET, Universidad de Antioquia,
Calle 62 No. 52-69, A.A. 1226, Medellín, Colombia
[4]Autor para correspondencia: Eduar Elías Bejarano, e-mail: eduarelias@yahoo.com

BEJARANO, E.E., PÉREZ-DORIA, A. & SIERRA, D. ***Trichomyia andina* sp. nov., a new non-hematophagous psychodid fly (Diptera: Psychodidae: Trichomyiinae) of Colombia**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01610022010.

Abstract: *Trichomyia andina*, a new species of non-hematophagous psychodid fly is described and illustrated from males collected in the Risaralda Department, Colombia. This species belongs to the subgenus *Opisthotrichomyia* Bravo, 2001 and is distinguished from congeners in having a gonostyle broad, multipartite, partially serrated and infuscated, with a long hyaline apex directed inward and backward. The subgenus *Opisthotrichomyia* is now comprised of seven species, including *T. brevitarsa* (Rapp 1945), *T. vargasi* Barretto, 1954, *T. nocturna* Bravo, 2001, *T. festiva* Bravo, 2001, *T. fluminensis* Bravo, 2001, *T. riodocensis* Alexander, Freitas & Quate, 2001, and *T. andina*, sp. nov.
Keywords: *Trichomyiinae, Opisthotrichomyia, new species, Andean region, Colombia.*

BEJARANO, E.E., PÉREZ-DORIA, A. & SIERRA, D. ***Trichomyia andina* sp. nov., un nuevo psicódido no hematófago (Diptera: Psychodidae: Trichomyiinae) de Colombia**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/es/abstract?article+bn01610022010.

Resumen: Se describe e ilustra una nueva especie de psicódido no hematófago, *Trichomyia andina*, a partir de machos recolectados en el Departamento de Risaralda, Colombia. Este psicódido pertenece al subgénero *Opisthotrichomyia* Bravo, 2001, y se distingue de las especies co-génericas por presentar un gonostilo ancho, multipartito, parcialmente serrado e infuscado, que termina en una larga punta translucida dirigida hacia adentro y atrás. El subgénero *Opisthotrichomyia* queda integrado ahora por siete especies, incluidas *T. brevitarsa* (Rapp, 1945), *T. vargasi* Barretto, 1954, *T. nocturna* Bravo, 2001, *T. festiva* Bravo, 2001, *T. fluminensis* Bravo, 2001, *T. riodocensis* Alexander, Freitas & Quate, 2001, y *T. andina*, sp. nov.
Palabras-clave: *Trichomyiinae, Opisthotrichomyia, especie nueva, región Andina, Colombia.*

Introducción

La familia Psychodidae Newman, 1834, es reconocida, principalmente, por albergar insectos hematófagos de importancia en salud pública como transmisores de microorganismos que causan enfermedades en humanos, entre las que sobresale la leishmaniasis por su alto impacto epidemiológico (Sharma & Singh 2008). Esta familia de dípteros también incluye un considerable número de especies no hematófagas, algunas de las cuales han sido identificadas, excepcionalmente, como causantes de miasis o como agentes alergenos en casos de asma (Kino et al. 1987, Taylan-Ozkan et al. 2004).

En los últimos años ha crecido, pausadamente, el interés por el estudio de los psicódidos neotropicales que no poseen hábitos hematófagos, entre los que se encuentran las especies de la subfamilia Trichomyiinae Tonnoir, 1922 (Wagner 1993, 1999, Wagner & Masteller 1996, Quate 1996, 1999, Bravo 1999, 2000, 2001abc, 2002, Alexander et al. 2001, Ibáñez-Bernal 2004, Bejarano et al. 2009ab, Pérez-Doria et al. 2010), que suelen hallarse con cierta frecuencia durante los muestreos de flebotomíneos con trampas de luz tipo CDC en ambientes extradomiciliarios. Sin embargo, la falta de una clave taxonómica completa constituye un obstáculo para el estudio de este taxón, razón por la cual aún se desconoce la composición de especies de Trichomyiinae en la mayor parte del Neotrópico.

Durante la búsqueda de insectos asociados con la transmisión de *Leishmania* Ross, 1903, en la región andina de Colombia, se recolectaron ejemplares de una nueva especie de psicódido no hematófago perteneciente al género *Trichomyia* Haliday, 1839. El propósito de este artículo es contribuir al conocimiento de la fauna colombiana de psicódidos no hematófagos, mediante la descripción de esta nueva especie para la ciencia.

Materiales y Métodos

Los psicódidos se recolectaron en el municipio de Marsella, Risaralda, Colombia, situado en la vertiente occidental de la Cordillera Central de Los Andes, aproximadamente a 1.600 msnm de altitud. El área municipal está clasificada ecológicamente como bosque húmedo pre-montano (bh-PM) y bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Holdridge 1967). La temperatura media anual de la región alcanza los 18 °C y la precipitación pluvial los 2.000 mm anuales.

Los ejemplares tipo fueron inmersos en lactofenol (ácido láctico y fenol, en razón 1:1) durante 24 horas y después montados en láminas portaobjeto con bálsamo de Canadá. Las estimaciones morfométricas se realizaron en un microscopio Carl Zeiss Primo Star, equipado con un micrometro de ocular, el cual fue calibrado con un micrómetro de objeto 5+100/100 mm. Para la descripción taxonómica se emplea, básicamente, la terminología propuesta por McAlpine (1981). El material tipo está depositado en la "Colección de Vectores y Hospedadores Intermediarios de Enfermedades Tropicales (VHET)" del PECET de la Universidad de Antioquia, en Medellín, Colombia.

Resultados

Trichomyia andina Bejarano, Pérez-Doria & Sierra, sp. nov. (Figuras 1-7)

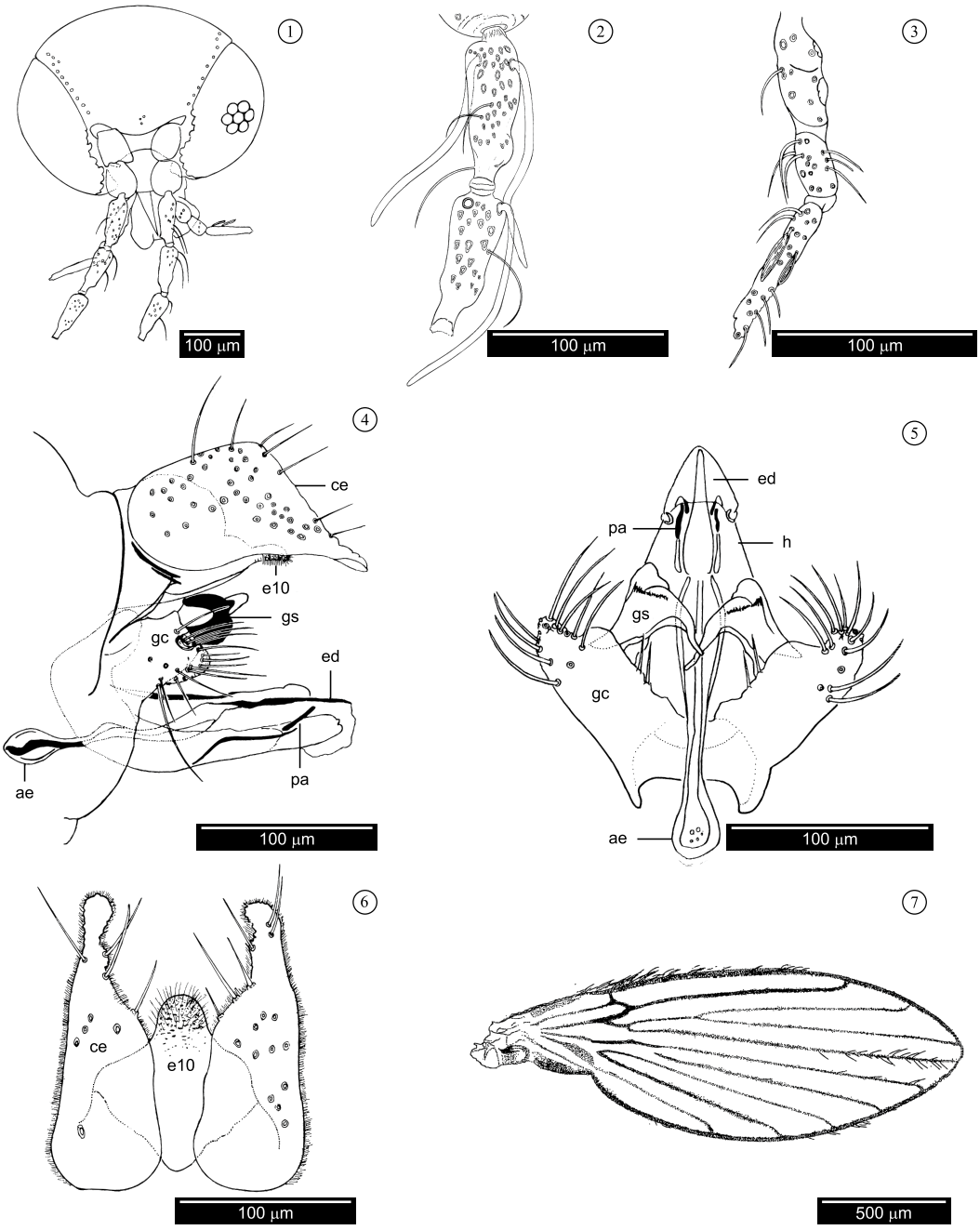
Material Tipo: Colombia, Risaralda, Marsella (Finca La Piscina, 04° 56' N, y 75° 44' W), holotipo: macho, trampa de luz CDC, 25.II.2004, Bejarano E.E. & Sierra D. cols. (VHET). Paratipos: 5 machos, mismos datos que el holotipo, excepto 19.V.2004; 2 machos, mismos datos que el holotipo.

Descripción: (todas las medidas están expresadas en micrómetros). Psicódido con una longitud de 1.817, desde el borde anterior del prescudo hasta los genitales, el color general del cuerpo es marrón claro.

Cabeza: Cabeza más ancha que larga (Figura 1), con una altura desde el vértice hasta el borde distal del clípeo de 320. Vértice sin línea media, recubierto por cicatrices de setas entremezcladas con pilosidades, con el frente revestido sólo por estas últimas. Clípeo mucho más ancho que largo, recubierto por pelos pequeños y cicatrices de setas. Anchura del clípeo 113, con una altura de 75. Aparato bucal corto, no apto para ejercer la hematofagia. Longitud del labro-epifaringe 75. Ojos compuestos, sin puente ocular, con una altura de 253 y anchura máxima de 123. Distancia interocular 180, equivalente al diámetro de 10 facetas. Ojos con entre una y dos hileras irregulares de cicatrices grandes y medianas de setas bordeando el margen interno. Escapo y pedicelo subesféricos. Escapo con una longitud de 62 y anchura de 53, pedicelo con 58 de longitud y anchura. Flagelómeros fusiformes y unidos de manera céntrica (Figura 2). Longitud de los flagelómeros: I 89, II 84, III 88, IV 88, V 88, VI 90, VII 92 y VIII 93, demás segmentos antenales perdidos. Flagelómero I alcanzando el tercer palpómero. Ascoides pareados y gruesos, insertados al mismo nivel en la base del flagelómero, extendiéndose hasta la mitad del segmento antenal subsiguiente (Figura 2). Palpos maxilares constituidos por cuatro segmentos, con el primer y segundo palpómeros parcialmente fusionados (Figura 3). Longitud de los palpómeros: primero 34, segundo 35, tercero 40, cuarto 88, en razón 1,0–1,03–1,18–2,6. Formula palpal (1.2).3.4. Primer y segundo palpómero con un grupo de sensilas implantadas sobre una depresión superficial en el lado interno del respectivo artejo.

Tórax: Prescudo, escudo, escudete, pleuras y coxas pigmentados. Longitud del tórax 572. Alas con el ápice lanceolado (Figura 7). Longitud del ala desde el inicio de la vena costa 1.727, anchura máxima 670. Razón entre la longitud del ala y su anchura máxima 2,6. Longitud de las venas R_1 850, R_2 795, R_3 960, R_{4+5} 1.245, M_1 1.010, M_2 880, M_3 920, CuA_1 750, CuA_2 520. Venas R_1 y CuA_1 ligeramente más gruesas, vena R_{4+5} engrosada más débilmente. Bifurcaciones radial y media separadas por 140, con la bifurcación media en posición basal con respecto a la radial. Vena Sc continua, esclerotizada en su terminación hacia la vena costa. Vena transversal Sc-r esclerotizada. Vena transversal r-m ausente. Vena M_1 con la base incompleta. Vena CuA_2 larga, tocando el borde del ala más allá del nivel de la bifurcación radial. Halterios globosos, con una anchura máxima de 98, y longitud de 245, incluida la base, en paratipo. Razón entre la longitud del halterio y su anchura máxima 2,5, en paratipo.

Abdomen: Abdomen y genitales con una longitud de 1.245, con los esternitos y tergitos revestidos por cicatrices de setas. Epandrio grande y rectangular, hipandrio fusionado a los gonocoxitos, con apariencia cónica y el ápice aplanado, extendiéndose hasta antes de la punta de los parámeros (Figura 5). Esternito 10 grande, con el ápice romo y densamente recubierto por pilosidades (Figura 6). Cercos de aspecto trapezoidal en visión lateral (Figura 4). Gonocoxito extendiéndose más allá de la articulación con el gonostilo, revestido distalmente por pelos largos y gruesos, y con un sutil lóbulo interno en el cual se implantan dos setas, en visión dorso-ventral (Figura 5). Gonocoxito articulado de modo preapical, por su borde interno, al gonostilo, en visión dorso-ventral (Figura 5). Gonostilo ancho y multipartito, esto es, compuesto por diversas partes, que muestran distintos grados de pigmentación. La mayor parte del



Figuras 1-7. *Trichomyia andina* Bejarano, Pérez-Doria & Sierra, sp. nov., holotipo macho. 1) cabeza. 2) flagelómeros I y II. 3) palpómeros. 4) genitalia en visión lateral. 5) genitalia en visión dorso-ventral. 6) cercos y esternito 10 en visión dorso-ventral. 7) ala. Escala, figuras 1–6: 100 µm; Figura 7: 500 µm. (ed = edeago; gs = gonostilo; gc = gonocoxito; pa = parámero; ae = apodema eyaculador; ce = cerco; h = hipandrio; e10 = esternito 10).

Figures 1-7. *Trichomyia andina* Bejarano, Pérez-Doria & Sierra, sp. nov., male holotype. 1) head. 2) flagellomeres I and II. 3) palpomeres. 4) genitalia in lateral view. 5) genitalia in dorso-ventral view. 6) cerci and 10th sternite in dorso-ventral view. 7) wing. Scale bars, figures 1–6: 100 µm; Figure 7: 500 µm. (ed = aedeagus; gs = gonostyle; gc = gonocoxite; pa = paramere; ae = ejaculatory apodem; ce = cercus; h = hypandrium; e10 = 10th sternite).

gonostilo está densamente infuscada (Figura 4), la pigmentación se extiende desde la base hasta más allá de la parte media, donde termina en un borde ennegrecido y serrado, cubierto por pequeñas espinas irregulares (Figura 5). Por encima de éstas se observa una porción sub-triangular ligeramente translucida. Los diferentes segmentos se unen para finalizar en una larga punta hialina dirigida hacia adentro y atrás (Figura 5). El giro abrupto de la punta del gonostilo conlleva a que ésta finalice al mismo nivel de la base del gonostilo. Complejo del edeago dilatado en la parte media, con una sola punta en el extremo distal y con el apodema eyaculador ensanchado basalmente (Figura 5). Parámeros con el ápice esclerotizado. Complejo del edeago y parámeros recubiertos por un saco membranoso.

Etimología: El nombre de la nueva especie se refiere a la Cordillera Central de Los Andes, región donde se encontraron los especímenes tipo.

Discusión

La taxonomía de los Trichomyiinae ha sido poco estudiada a nivel supraespecífico, como lo demuestra el reconocimiento de sólo dos subgéneros en el Neotrópico, *Septemtrichomyia* Bravo, 1999 y *Opisthotrichomyia* Bravo, 2001, que agrupan menos del 25% de los taxones descritos en la región (Bravo 1999, 2001a). Esto puede deberse, a la amplia diversidad de estructuras morfológicas que exhiben estas especies (Lak et al. 2008), lo cual dificulta la determinación de sus relaciones de parentesco, aspecto fundamental para la constitución de subgéneros con significado evolutivo. Las limitaciones morfológicas podrían superarse con el empleo de caracteres de tipo molecular (Bejarano 2002), pero no existen a la fecha estudios de este tipo.

Trichomyia andina sp. nov. pertenece al subgénero *Opisthotrichomyia*, que se caracteriza por la presencia de un lóbulo interno en el gonocoxito, recubierto por setas largas y delgadas (Bravo 2001a). Este subgénero está compuesto por especies que tienen cuatro artejos en los pálpos maxilares, con el primer y segundo segmento parcialmente fusionados: *T. brevitarsa* (Rapp, 1945), *T. vargasi* Barretto, 1954, *T. nocturna* Bravo, 2001, *T. festiva* Bravo, 2001, *T. fluminensis* Bravo, 2001, *T. riodocensis* Alexander, Freitas & Quate, 2001, y *T. andina* sp. nov.

La nueva especie se distingue fácilmente de los otros miembros del subgénero por exhibir un gonostilo ancho, multipartito, parcialmente serrado y ennegrecido, que termina en una larga punta translucida dirigida hacia adentro y atrás. *Trichomyia andina* sp. nov. también puede separarse de *T. brevitarsa* y *T. vargasi* por la menor longitud de su apodema eyaculador, de *T. festiva* por la presencia de un grupo de sensilas en los dos primeros artejos palpales, y de *T. fluminensis* y *T. riodocensis* por la extensión del gonocoxito más allá de la articulación con el gonostilo. La especie más cercana morfológicamente a *T. andina* sp. nov. es *T. nocturna*, de la cual se diferencia por la forma trapezoidal de los cercos, que están desprovistos de prolongación dorsal, la articulación preapical del gonocoxito al gonostilo, la terminación del edeago en una sola punta y el ápice romo del esternito 10. Adicionalmente, en *T. nocturna* es notable el vértice grande con los ojos pequeños, en tanto que *T. andina* sp. nov. presenta un vértice regular con ojos grandes.

Con la excepción de *T. brevitarsa* que está registrada en México, Costa Rica, Panamá, Colombia, Venezuela, Surinam y Perú (Quate, 1996, 1999, Alexander et al. 2001, Ibáñez-Bernal 2004, Bejarano 2006), y *T. andina* sp. nov. recolectada en Colombia, las demás especies de *Opisthotrichomyia* se han encontrado sólo en Brasil.

Referencias

ALEXANDER, B., FREITAS, J.M. & QUATE, L.W. 2001. Some Psychodidae (Diptera) from Atlantic forest in South-Eastern Brazil, with descriptions of *Trichomyia dolichopogon* sp. nov. and *Trichomyia riodocensis* sp. nov. Braz. J. Biol. 61(3):467-474.

BEJARANO, E.E. 2002. Sobre la evolución de los flebotomíneos americanos (Diptera: Psychodidae): un llamado a los sistemáticos moleculares. Rev. Colomb. Entomol. 28(2):211-212.

BEJARANO, E.E. 2006. Subfamilia Trichomyiinae (Psychodidae) en el territorio continental e insular colombiano. Act. Biol. Colom. 11(1):37-41.

BEJARANO, E.E., PÉREZ-DORIA, A. & SIERRA, D. 2009a. Descripción de una nueva especie de *Trichomyia* (Diptera: Psychodidae) de los Andes Colombianos. Rev. Soc. Entomol. Argent. 68(3-4):295-300.

BEJARANO, E.E., PÉREZ-DORIA, A. & SIERRA, D. 2009b. *Trichomyia quimbaya*, una nueva especie de Trichomyiinae (Diptera: Psychodidae) de la Cordillera Central de Colombia. Biota Neotrop. 9(4):97-100.

BRAVO, F. 1999. *Septemtrichomyia*, subgênero novo de Trichomyiinae Neotropical (Diptera, Psychodidae). Rev. Bras. Entomol. 43(1-2):1-7.

BRAVO, F. 2000. Descrição de uma espécie de *Trichomyia* (Diptera, Psychodidae) do sudeste brasileiro, com comentários sobre a genealogia do gênero. Acta Biol. Leopoldensia. 22:185-192.

BRAVO, F. 2001a. *Opisthotrichomyia*, subgênero novo de Trichomyiinae (Diptera, Psychodidae) e descrição de três novas espécies do Brasil. Sitientibus, Sér. Ciênc. Biol. 1:50-55.

BRAVO, F. 2001b. Sete novas espécies de *Trichomyia* (Diptera, Psychodidae) da Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. Sitientibus, Sér. Ciênc. Biol. 1:121-130.

BRAVO, F. 2001c. *Trichomyia quatei* (Diptera, Psychodidae), uma nova espécie do nordeste brasileiro. Acta Biol. Leopoldensia. 23:31-37.

BRAVO, F. 2002. Novas espécies de *Trichomyia* (Diptera, Psychodidae) da Mata Atlântica da Bahia, nordeste do Brasil. Iheringia, Sér. Zool. 92(3):57-67.

HOLDRIDGE, L. R. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.

IBÁÑEZ-BERNAL, S. 2004. Notes on the known species of *Trichomyia* Haliday of Mexico, with the establishment of a synonymy and the description of a new species (Diptera: Psychodidae). Zootaxa. 523:1-14.

KINO, T., CHIHARA, J., FUKUDA, K., SASAKI, Y., SHOGAKI, Y. & OSHIMA S. 1987. Allergy to insects in Japan. III. High frequency of IgE antibody responses to insects (moth, butterfly, caddis fly, and chironomid) in patients with bronchial asthma and immunochemical quantitation of the insect-related airborne particles smaller than 10 microns in diameter. J. Allergy Clin. Immunol. 79(6):857-866.

LAK, M., AZAR, D., NEL, A., NÉRAUDEAU, D. & TAFFOREAU, P. 2008. The oldest representative of the Trichomyiinae (Diptera: Psychodidae) from the Lower Cenomanian French amber studied with phase-contrast synchrotron X-ray imaging. Invertebr. Syst. 22:471-478.

McALPINE, J.F. 1981. Morphology and terminology - adults. In Manual of Neartic Diptera (J.F. Mcalpine, B.V. Peterson, G.E. Shewell, H.J. Teskey, J.R. Vockeroth & D.M. Wood, eds.). Research Branch, Agriculture Canada. Ottawa, v.1, Monograph 27, p.9-63.

PÉREZ-DORIA, A., HÉRNANDEZ, E. & BEJARANO, E.E. 2010. Una nueva especie de *Trichomyia* Haliday (Diptera, Psychodidae) de Los Montes de María, Colombia. Rev. Bras. Entomol. 54(1):38-41.

QUATE, L.W. 1996. Preliminary taxonomy of Costa Rican Psychodidae (Diptera), exclusive of Phlebotominae. Rev. Biol. Trop. 44(1):1-81.

QUATE, L.W. 1999. Taxonomy of Neotropical Psychodidae (Diptera) 3. Psychodines of Barro Colorado Island and San Blas, Panama. In Contributions to the knowledge of Diptera. Memoirs on entomology, International. (J.F. Burger, eds.). Associated Publishers, Gainesville, Florida, v.14, p.405-441.

SHARMA, U. & SINGH, S. 2008. Insect vectors of *Leishmania*: distribution, physiology and their control. J. Vector Borne Dis. 45(4):255-272.

TAYLAN-OZKAN, A., BABUR, C., KILIC, S., NALBANTOGLU, S., DALKILIC, I. & MUMCUOGLU, K.Y. 2004. Urogenital myiasis caused by *Psychoda albipennis* (Diptera: Nematocera) in Turkey. Int. J. Dermatol. 43(12):904-905.

WAGNER, R. & MASTELLER, E.C. 1996. New moth flies (Diptera: Psychodidae) and a key to species from Puerto Rico. Proc. Entomol. Soc. Wash. 98(3):450-464.

WAGNER, R. 1993. On a collection of Psychodidae (Diptera) by Dr. L. Botosaneanu from some Caribbean Islands. 15(2):109-127.

WAGNER, R. 1999. Psychodidae from the Dominican Republic: records and descriptions of new species (Insecta: Diptera). J. Kans. Entomol. Soc. 72(2):233-245.

Recibido en 12/02/10
Versión revisada recibida en 08/04/10
Aceptado em 03/05/10

Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil

Urânia Amaral dos Santos[1], Martin Roberto Alvarez[1], Ana Cristina Schilling[2],

Gil Marcelo Reuss Strenzel[3] & Yvonnick Le Pendu[1,4]

[1]Grupo de Pesquisa em Mamíferos Aquáticos de Ilhéus, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45662-900, Ilhéus, BA, Brazil

[2]Grupo de Estudos da Mata Atlântica, Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45662-900, Ilhéus, BA, Brazil

[3]Grupo de Pesquisa em Mamíferos Aquáticos de Ilhéus, Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Ilhéus-Itabuna, Km 16, CEP 45662-900, Ilhéus, BA, Brazil

[4]Corresponding author: Yvonnick Le Pendu, e-mail: yvonnick@uesc.br

SANTOS, U.A., ALVAREZ, M.R., SCHILLING, A.C., STRENZEL, G.M.R. & LE PENDU, Y. **Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01310022010.

Abstract: We analyzed the influence of time, tide and water depth on the activity and spatial distribution of estuarine dolphins *Sotalia guianensis* in Pontal Bay, Ilhéus, Brazil. Direct observations were carried out at four fixed points from January to December of 2006. Estuarine dolphins were sighted in 11 out of 12 months and in 30% of 181 sampling periods. The average group size, which was 3.75 ± 1.59 (n = 64), did not vary significantly by month (Kruskal-Wallis, H = 10.6729; p = 0.3836). Infants and adults represented 18 and 82% of the individuals whose age we were able to determine, respectively. Estuarine dolphins were more frequently present than expected in areas deeper than 3 m (regression GLM, z = 3.773; p = 0.0002). The animals were more frequently observed between 7:00 and 8:00 AM and between 3:00 and 5:00 PM (X^2 = 83.815; p < 0.0001). Their presence in the bay tripled between the fourth hour of the flood and high tide, remaining elevated during the ebb tide (X^2 = 22.152; p = 0.02). The tide also influenced the animals' feeding and travelling direction, mainly toward the open see during the flood and to the back of the bay during others stages. Further studies are necessary to analyze the influence of the hydrographic characteristics of Pontal Bay on the spatio-temporal distribution of estuarine dolphins and their prey.
Keywords: *dolphin, behavior, time of the day, tide, water depth, estuarine fauna.*

SANTOS, U.A., ALVAREZ, M.R., SCHILLING, A.C., STRENZEL, G.M.R. & LE PENDU, Y. **Distribuição espacial e atividades do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn01310022010.

Resumo: Analisamos a influência do horário, da maré e da profundidade de água sobre a atividade e a distribuição espacial do boto-cinza *Sotalia guianensis* na Baía do Pontal, Ilhéus, Brasil. Observações diretas foram realizadas de quatro pontos fixos de janeiro a dezembro de 2006. Botos-cinza foram avistados em 11 dos 12 meses de observação e em 30% dos períodos de amostragem. O tamanho médio dos grupos foi de 3,75 ± 1,59; (n = 64) e não variou significativamente em função do mês (Kruskal-Wallis, H = 10,6729; p = 0,3836). Infantes e adultos representaram respectivamente 18 e 82% dos indivíduos cuja idade foi determinada. Os botos-cinza foram mais freqüentes em áreas com profundidade superior a 3 m do que esperado (regressão GLM, z = 3,773; p = 0,0002). Os animais foram mais observados entre 7 e 8 horas e entre 15 e 17 horas (X^2 = 83,815; p < 0.0001). A frequência do boto-cinza na baía triplicou entre a quarta hora de maré enchente e a preamar e sua presença se manteve alta durante a maré de vazante (X^2 = 22,152; p = 0,02). A maré influenciou também a direção de forrageamento e deslocamento dos botos-cinza, principalmente para o mar aberto durante o preamar e o fundo da baía em outras fases da maré. É necessário estudar a influência das características hidrográficas da Baía do Pontal sobre a distribuição spatio-temporal de *S. guianensis* e suas presas.
Palavras-chave: *golfinho, comportamento espacial, horário, maré, profundidade, fauna estuarina.*

Introduction

The estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Van Bénéden 1864) is present in a seemingly continuous distribution from the coast of Nicaragua to the State of Santa Catarina in Southern Brazil (Flores & Da Silva 2009). The species occurs mostly in bays and estuaries but can also be found in open coastal areas (Flores & Da Silva 2009). Due to its coastal habits, it is vulnerable to almost all human activities (Flores & Da Silva 2009), particularly fishing and boat traffic (Reeves et al. 2003). The International Union for the Conservation of Nature (IUCN) considers the threat assessment of the genus *Sotalia* as "Data Deficient" (Reeves et al. 2008), but a "near threatened" category for *Sotalia guianensis* has recently been proposed (Rossi-Santos & Reis 2008).

The structure and distribution of cetacean groups have been related to a variety of environmental factors, such as surface temperature, water salinity (Selzer & Payne 1988), water depth (Edwards & Schnell 2001, Simão & Poletto 2002, Flores & Bazzalo 2004, Azevedo et al. 2007), change in depth (Hui 1985) and tidal variation (Mendes et al. 2002). The estuarine dolphin uses areas with steep seafloor relief intensely, allowing it to trap fish schools and reduce energy expenditure during foraging (Monteiro-Filho 1995, Cremer 2000, Bonin 2001, Lodi 2003a). Seafloor relief and substratum can affect prey distribution and are important factors in the choice of foraging places within a bay or estuary (Lodi 2003a). Studies have corroborated that many environmental variables that have been identified for other cetacean species, such as tide state (Araújo et al. 2003), water depth (Geise et al. 1999, Lodi 2003a, Domit 2006) and water temperature (Daura-Jorge et al. 2004, Rossi-Santos 2006), can also influence the occurrence and habitat use of *S. guianensis*.

Some preliminary studies carried out in Pontal Bay (Ilhéus, Brazil) have shown that estuarine dolphins regularly frequent the area in groups usually consisting of 3 to 4 individuals (Batista 2001, Santos 2001). This study analyzes the occurrence of *S. guianensis* in Pontal Bay in relation to tidal movement, water depth and time of day.

Material and Methods

The Cachoeira, Fundão and Santana rivers form an estuarine system popularly known in its low part as Pontal Bay (14° 48' S and 39° 02' W), located in the municipality of Ilhéus on the southern coast of Bahia, Brazil. The estuary is silty, with mangroves and some sand banks at the position of the lower alluvial terrace (Nacif et al., 2003). The local climate is Af (tropical rain forest) according to the Köppen classification scheme. The upper part of the estuary presents high concentrations of phosphorus, dissolved oxygen and fecal coliforms (Fidelman 2005) as well as high concentrations of inorganic nutrients in Pontal Bay (Silva 2007, Eça et al., 2008). Pontal Bay is 40 km^2, and the water depth varies from 1-17 m, according to the DHN 1201 nautical chart.

Behavioral and environmental data collection was carried out from January to December of 2006. Each sampling session was conducted during alternate periods, i.e., from 6:00 to 10:00 AM, 10:00 AM to 2:00 PM or 2:00 to 6:00 PM. Observations were carried out sequentially or simultaneously (see below) from four fixed points (A, B, C, D), allowing visualization of most of the bay (Figure 1). Each sampling period consisted of 16 successive instantaneous scan samplings (Altmann 1974, Martin & Bateson 2007); four scans were conducted every 15 minutes from the same point, and the interval between the last scan of a point and the first scan of the following point was 15 minutes.

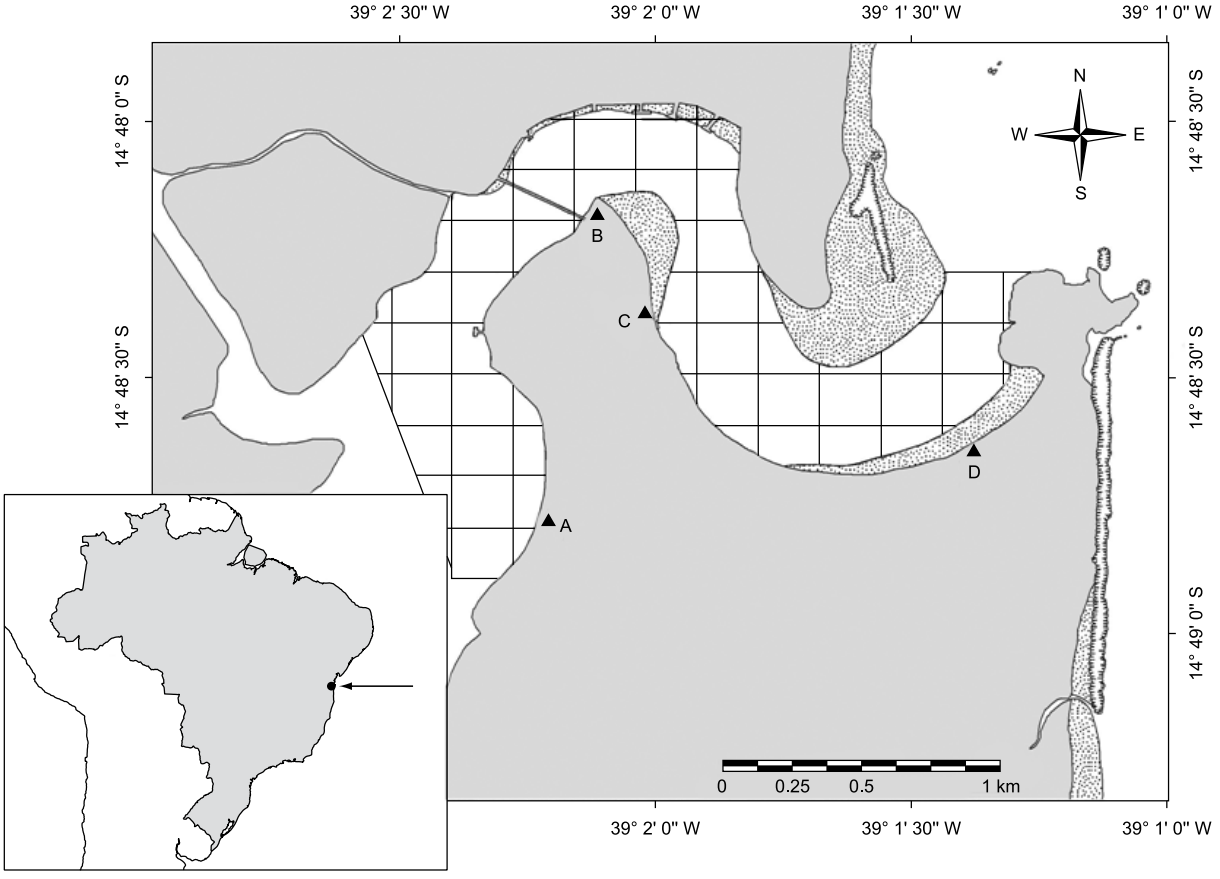


Figure 1. The study area in Pontal Bay, Ilhéus, Brazil and the four observation points A, B, C and D.

From January to August of 2006, data were collected an average of four times per week by an observer (U. A. dos Santos), passing through the four fixed observation points (A, B, C and D or, alternatively, D, C, B and A). From September to December of 2006, observations were carried out twice a week by four trained observers (U. A. dos Santos and three others) who were positioned at a fixed point for four hours in order to record the occurrence of several groups in different areas of the bay. For the purpose of the present study and to maintain homogeneous data collection, only the first four scans by the observer stationed in the first fixed point (A or D), the fifth to eighth scans by the second observer (stationed in B or C), the ninth to the twelfth scans by the third observer (stationed in C or B) and the thirteenth to the sixteenth scans by the fourth observer (stationed in D or A) were considered for analysis.

Each scan sampling consisted of registering the time, location, composition in age classes of each observed group of estuarine dolphins and the activity carried out by each individual. The location of each group was plotted on the DHN 1201 (1:12500) nautical chart. The area of observation was subdivided into 59 quadrants of six-second squares (33,000 m^2) to facilitate plotting. The limit of each quadrant was easily identified using visual cues like buildings, trees, or decks, minimizing the risk of error when localizing the groups. The use of binoculars was rarely necessary to confirm the location of a group.

The age class of each individual was visually estimated, taking into consideration body size and coloration pattern (Simões-Lopes 1988, Da Silva & Best 1996, Randi et al. 2008); individuals were classified as infants (with half to three fourths of the total length of an adult, adults (with more than three fourths of the total length of an adult) or undetermined (when it was not possible to define the age class). We recorded when the animals were feeding or travelling (Bearzi 2005 for definitions), in the direction of the entrance or back of the bay. Only the first sighting of each group was considered in the analyses. For each scan sampling, the number of hours from the last low tide and the direction of flow were recorded, using the tide table of the Porto do Malhado region, Ilhéus, published by the Hydrography and Navigation Directory of the Brazilian Navy. Twelve tide states were defined: 0 to 6 during flood (0, from the time of low astronomic tide to one hour later, to 6, beginning six hours after low tide to high tide) and 7 to 11 during flood (7, from the time of high astronomic tide to one hour later, to 11, beginning six hours after high tide to the next low tide).

A geographically referenced database of the study area was made through the ESRI Arc Gis 9.3 program to investigate the relationships between the frequency of sighted individuals and the average depth of each quadrant. For this purpose, the bathymetric data of the nautical chart was vectorized and interpolated, applying the TIN (Triangulated Irregular Network) algorithm (Burrough & Mcdonnell 1998). The average depth of each quadrant was then extracted to a database. To analyze the use of the area, i.e., the number of individuals per quadrant relative to water depth, a regression was carried out with Poisson error through generalized linear models. Quadrants with an average water column of less than 40 cm (n = 6) were excluded from analysis. Individuals more than 100 m away were considered as being part of different groups (adapted from Shane 1990, Mann 1999). The data regarding the number of individuals observed per scan sampling according to time were homogenized: the average number of individuals observed per hour was generated by 1,000 permutations of 200 scans, and the average curve was adjusted, carrying out an interpolation of Cubic Spline type. The same procedure was used to analyze variations in the number of individuals observed by the tide state. The permutation analyses were carried out using R version 2.7.1. Chi-square and Kruskal-Wallis non-parametric tests were carried out using Bioestat 5.0 software.

Results

The presence of estuarine dolphins in the bay was registered in 52 out of 181 sampling periods and in 88 out of 2,894 scan samplings. The dolphins were sighted in every month except November. The sighting probability of estuarine dolphins was higher in September and October (Figure 2) than in other months.

A total of 64 groups ranging from 1 to 7 individuals (3.75 ± 1.59) were sighted, totaling 240 estuarine dolphins, but the same individuals may have been registered on different days. The monthly variation in group size was not significant (*Kruskal-Wallis*, H = 10.6729; g.l. = 10; P = 0.3836). Infants and adults represented 18 and 82%, respectively, of the individuals whose ages were determined. Infants and adults were identified every month. We were unable to determine the age of 19% of the individuals.

A larger frequency of estuarine dolphins was found in deeper areas (GLM regression with Poisson error: Depth = 1.46231 + 0.13043 (individuals); z = 3.773; p = 0.0002). Almost half of the sightings (49.3%) occurred in quadrants with 3 to 6.79 m of mean depth which only represented 32% of the available quadrants (Figure 3).

The number of estuarine dolphins recorded in the area varied according to the time of day: animals were more frequently observed between 7:00 and 8:00 AM and between 3 :00 and 5:00 PM (X^2 = 83.815; d.f. = 11; p < 0.0001). As the distribution of group size was constant during the day, the larger frequencies of estuarine dolphins registered in the morning and afternoon are due to a larger number of groups frequenting the bay (Figure 4).

The estuarine dolphins frequented Pontal Bay in a heterogeneous way relative to tidal state (X^2 = 22.152; g.l. = 11; p = 0.02). During the first four hours of flood tide, the number of individuals decreased gradually, before tripling between the fourth hour of flood and the high tide. The number of individuals recorded remained high during the ebb tide (Figure 5).

A total of 348 individual activity states were registered and classified as travelling (49.7%) or feeding (50.3%). The tide influenced the animals' feeding and travelling direction. During the first four hours of flood, the proportion of individuals performing any of these activities toward the back of the bay increased gradually, from 18 to 83% (Figure 6). During the two following hours, this direction was reversed and most of individuals (87.5%) were oriented to the entrance of the bay during the high tide (state 6), mainly engaging in feeding activity (69%). At the beginning of the ebb tide (state 7), 76% of the individuals were swimming upstream, toward the back of the bay. This proportion decreased gradually during the ebb tide.

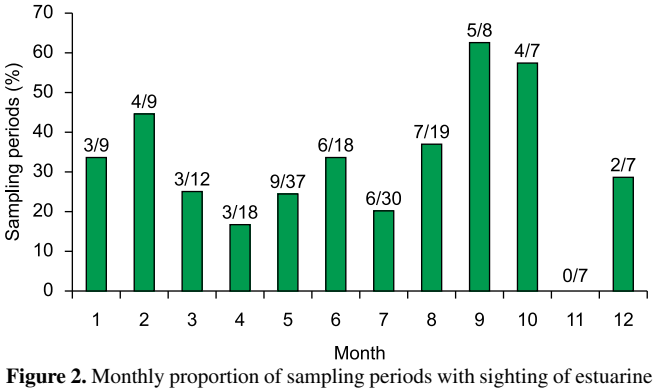


Figure 2. Monthly proportion of sampling periods with sighting of estuarine dolphins at Pontal Bay, Ilhéus in 2006. Labels: number of sampling periods with sightings/total number of sampling periods.

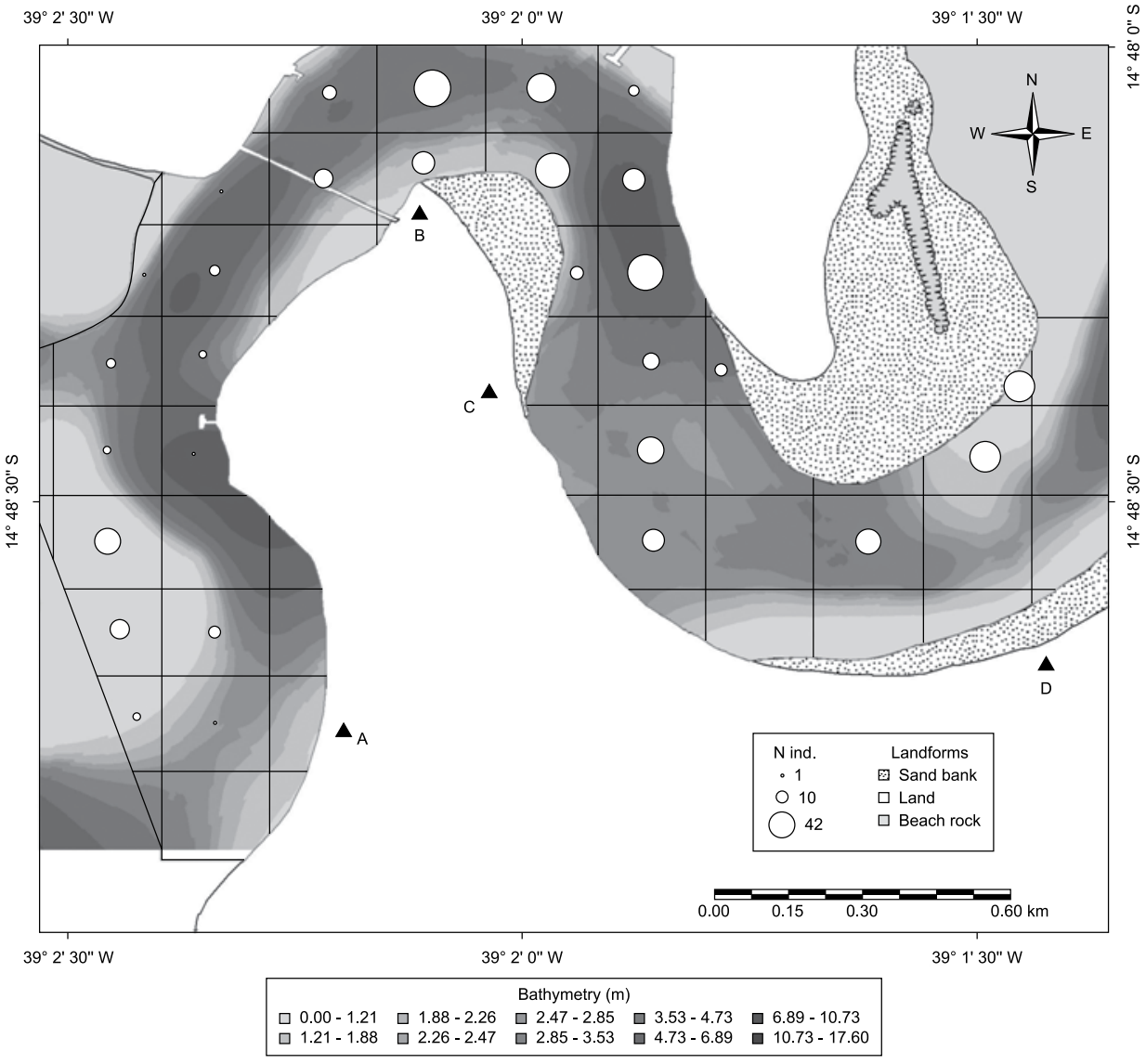


Figure 3. Number of estuarine dolphin sightings by quadrant at Pontal Bay, Ilhéus in 2006 (n = 335).

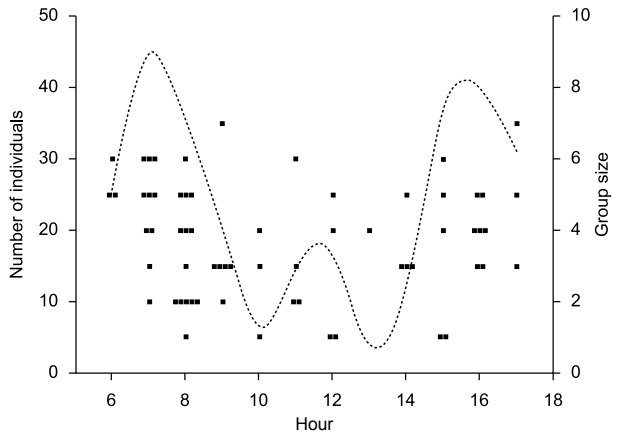


Figure 4. Expected number of individuals under random conditions (dashed line) and group size (dots) according to time at Pontal Bay, Ilhéus in 2006. The frequencies of observed individuals are based on 1,000 re-samplings of 200 scan samplings.

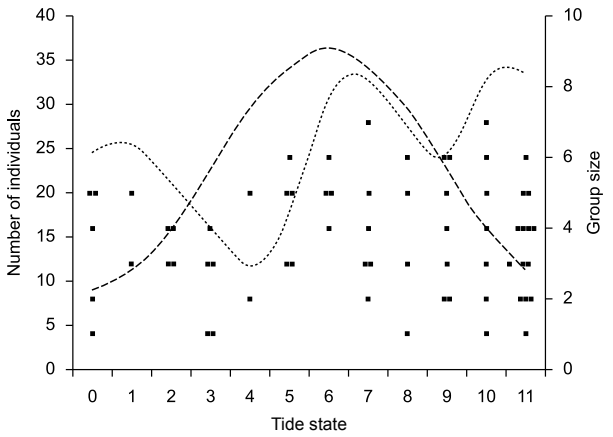


Figure 5. Number of observed individuals (dashed line) and group size (dots) according to tide state (see text for explanation) at Pontal Bay, Ilhéus in 2006. The frequencies of observed individuals are based on 1,000 re-samplings of 200 scan samplings. The relative height of the tide is symbolized by the dotted line.

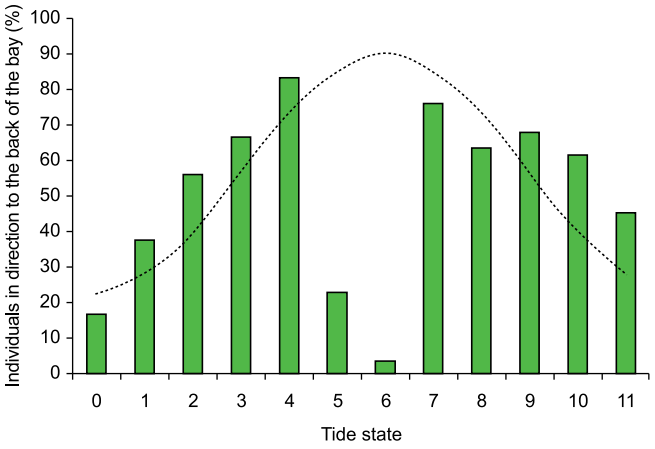


Figure 6. Proportion of individuals swimming or foraging in the direction of the back of the bay according to tide state (see text for explanation).

Discussion

Estuarine dolphins were observed in Pontal Bay in 30% of the sampling periods, indicating the importance of this area for the species. The animals were observed during the entire year except for the month of November. This observation can be explained in part by the relatively small sampling effort carried out from September to December, but several authors have noted a drastic decrease in the frequency of observation of estuarine dolphins in an adjacent area (Assis 2008, Izidoro 2009). The animals were sighted more frequently in September and October, but we cannot yet confirm if this increase corresponds to a seasonal pattern. The seasonal pattern of occurrence of estuarine dolphin has only been described for large bays like Guanabara Bay, Rio de Janeiro, and the lagoon estuary of Cananéia, São Paulo: Geise (1991) and Geise et al. (1999) observed a high frequency of estuarine dolphins throughout the year, with no seasonal pattern. Hayes (1999) recorded a higher frequency of individuals in March at Iracema Beach in Ceará and related this abundance to heavy rainfall and the large amounts of fish present in the shallow waters of the area. In Pernambuco, Araújo et al. (2007) observed a decrease in the number of individuals sighted with an increase in monthly precipitation. However, the frequency of sightings of estuarine dolphins was not related to precipitation intensity at Pontal Bay (Santos 2007). The presence of infants was observed during the entire year at Pontal Bay, as seen for other estuarine dolphin populations (Cremer 2000, Di Beneditto et al. 2001, Araújo et al. 2003, Lodi 2003b, Azevedo et al. 2005, Daura-Jorge et al. 2005).

Estuarine dolphins were more frequently present in the channel of Pontal Bay in areas greater than 3 m in depth. The use of such areas can occur due to the abundance of fish and a topography facilitating the capture of prey. The preferential use of estuaries and passages where prey concentrate has also been identified in *Tursiops truncatus* (Shane 1990, Ballance 1992) but an individual observed in a bay can also frequent offshore waters according to local bathymetric and oceanographic conditions (Bearzi 2005). Some authors have reported a higher use of areas greater than 10 m in depth, where food abundance is greater, for *S. guianensis* (Geise 1991, Cremer 2000, Simão & Poletto 2002, Araújo et al. 2007, Azevedo et al. 2007). In Sepetiba Bay, Simão & Poletto (2002) observed estuarine dolphins fishing in waters between 3 and 30 m deep, with an average depth of 13 m, a value close to the 12 m found in Guanabara Bay (Azevedo et al. 2007). However, other populations use shallow areas more frequently, with depths less than 1 m (Geise et al. 1999), 3 m (Edwards & Schnell 2001, Flores & Bazzalo 2004, Bazzalo et al. 2008) or 6 m (Lodi 2003a, Rossi-Santos 2006). Water depth is not a factor that can sufficiently explain the spatial distribution of the species. Habitat use is related to topography conditions and bottom substratum (Monteiro-Filho 1991). For example, Lodi (2003a) observed the species near rocky areas that are favorable for shoal enclosure, showing that estuarine dolphins change their fishing behavior due to local geomorphologic characteristics (Domit 2006).

According to Geise et al. (1999) and Lodi & Fiori (1987), populations of several species of coastal dolphins use different parts of their home range according to the time of day, and such variation is related to the animals' activity patterns. *S. fluviatilis* (Gervais and Deville 1853) exhibit daily displacements, entering lakes in the morning and exiting to rivers in the afternoon (Da Silva & Best 1996). At Pontal Bay, the highest numbers of sightings of estuarine dolphins occurred in the morning and at the end of the afternoon, confirming the findings of a previous study in the same area (Santos 2001). Geise (1991) and García & Trujillo (2004) found similar results at Guanabara Bay and Cispatá Bay, respectively, which is notable considering that these bays are deeper and larger than Pontal Bay. Geise et al. (1999) observed that most entrances of estuarine dolphins in the Cananéia estuary occurred by 10:00 AM, while Hayes (1999) and Araújo et al. (2003) registered larger abundances in the morning at Iracema Beach and Golfinhos Bay, respectively. At Pontal Bay, the frequency of sightings of estuarine dolphins and the direction of their displacement is related to tidal movements; the animals are more frequently observed in the bay during the ebb tide and move mainly upstream during this time. Such a displacement pattern can be associated with a fishing strategy. Fewer chases (Araújo et al. 2003) and reduced foraging activity (Guilherme-Silveira 2006) were observed during high tide at Golfinhos Bay, Rio Grande do Norte, suggesting that low water depths may facilitate prey capture. Oliveira et al. (1995) and Hayes (1999) also observed more individuals during the ebb and low tide in the shallow foraging area of Iracema Beach. However, more estuarine dolphins were sighted during the flood tide at Caravelas River estuary, Bahia, which was accentuated during tides of high amplitude (Rossi-Santos 2006). The author suggests an opportunistic exploration of the direction and speed of the tide by estuarine dolphins to forage, enter and leave estuaries. Araújo et al. (2007) found no significant differences between the relative frequencies of foraging events during flood and ebb tides in four port areas of Pernambuco. At Pontal Bay, the displacement direction of most individuals follows the tidal movement: an increased proportion of individuals move toward the back of the bay during the flood, and this proportion decreases during the ebb tide. This phenomenon has also been verified for bottlenose dolphins *(Tursiops truncatus,* Montagu, 1821) in the strait estuarine channel of Kessock, Scotland (Mendes et al. 2002), where dolphins were usually sighted in the proximity of the tide intrusion front, the supposed place of fish concentration. The authors suggest a joint influence of tide, estuary configuration and estuary bathymetry to explain the concentration of cetaceans and fishes in this location. Such a conjunction of factors could explain the sometimes contradictory results found by studies that analyzed the influence of tidal state on the foraging activity and displacement of estuarine dolphins along the Brazilian coast, since the estuaries present heterogeneous hydrogeographical configurations.

Estuarine dolphins frequent Pontal Bay during most of the year, primarily for feeding purposes. According to our results, animal location and displacement are influenced by water depth, time and flow direction. The potential interaction between these variables must be further investigated. Other factors, such as the influence of hydrographic characteristics on space-temporary distribution of preys, variations in tidal range and fresh water flows from rivers, should be analyzed to better understand their influences on the use of Pontal Bay by estuarine dolphins.

Acknowledgements

We would especially like to thank the following students for their help in data collection and their enthusiasm during observation sessions: Alfredo Gusmão, Janaína Pires, Débora Fróes, Beatriz Nunes, Paula Reis, Jussara Rezende, Maíra Rodrigues, Lucyanne Ferreira, Thaís Silva and Marlla Matos. We would also like to thank INFRAERO for providing the meteorological data; the Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) for granting the scholarship (Term 355/2005) and financing the master's degree project (agreement 202/05); and the Postgraduate Program in Zoology of the State University of Santa Cruz for the opportunity to carry out this research.

References

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behavior 49:227-267.

ARAÚJO, J.P., ARAÚJO, M.E., SOUTO, A., PARENTE, C.L. & GEISE, L. 2007. The influence of seasonality, tide and time of activities on the behavior of *Sotalia guianensis* (Van Bénéden) (Cetacea, Delphinidae) in Pernambuco, Brazil. Rev. Bras. Zool. 24:1122-1130.

ARAÚJO, J.P., PASSAVANTE, J.Z.O. & SOUTO, A.S. 2003. Behavior of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* at Dolphin Bay, Pipa, Rio Grande do Norte. Tropical Oceanography. 31:101-112.

ASSIS, C.V.D. 2008. Comportamento alimentar e características dos grupos de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Benéden, 1864) (Cetacea: Delphinidae) no Porto de Ilhéus, Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

AZEVEDO, A.F., VIANA, S.C., OLIVEIRA, A.M. & van SLUYS, M. 2005. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. 85:209-212.

AZEVEDO, A.F., OLIVEIRA, A.M., VIANA, S.C. & van SLUYS, M. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. 87:201-205.

BALLANCE, L.T. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottle-nosed dolphin in the Gulf of California, Mexico. Mar. Mammal. Sci. 8:262-274.

BATISTA, R.L.G. 2001. Estudo dos padrões comportamentais do boto cinza *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) no litoral de Ilhéus, Bahia. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

BAZZALO, M., FLORES, P.A.C. & PEREIRA, M.G. 2008. Uso de hábitat y principales comportaminetos del Delfín gris (*Sotalia guianensis*, van Bénédén, 1864) en la Bahía Norte, Estado de Santa Catarina, Brasil. Mastozool. Neotrop. 15:9-22.

BEARZI, M. 2005. Aspects of the ecology and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Santa Monica Bay, California. J. Cetacean Res. Manage. 7:75-83.

BONIN, C. 2001. A utilização de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na porção norte do Complexo estuarino da baía de Paranaguá, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BURROUGH, P.A. & MCDONNELL, R. 1998. Principles go geographical information systems. Oxford University Press, New York, 333p.

CREMER, M.J. 2000. Ecologia e conservação do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Babitonga, Litoral Norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SILVA, V.M.F. da & BEST, R.C 1996. Sotalia fluviatilis. Mamm. Sci. 396:1-7.

DAURA-JORGE, F.G., WEDEKIN, L.L. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2004. Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. Biotemas 17:203-216.

DAURA-JORGE, F.G., WEDEKIN, L.L., PIACENTINI, V.D. & SIMOES-LOPES, P.C. 2005. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden) (Cetacea:Delphinidae), in southern Brazil. Rev. Bras. Zool. 22:1014-1021.

DI BENEDITTO, A.P.M., RAMOS, R.M.A. & LIMA, N.R.W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. Braz. Arch. Biol. Techn. 44:291-296.

DOMIT, C. 2006. Comportamento de pesca do boto-cinza na região do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia/Paranaguá, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

EÇA, G.F., CARVALHO, F.L., VILA NOVA, D.L.D., RODRIGUES, C.C., ASCHENBRENNER, A., SANTOS, J.B.B., SANTOS, L.L., PASSOS, G.M., GUIMARAES, F.J., FERRAZ, P., SANTOS, V.G & BELEM, A.L. 2008. Caracterização físico-química transiente do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus-BA, durante condição de maré de quadratura. In III Congresso Brasileiro de Oceanografia e I Congresso Ibero-Americano de Oceanografia, Associação Brasileira de Oceanografia, Fortaleza, CD-ROM.

EDWARDS, H.H. & SCHNELL, G.D. 2001. Status and ecology of S*otalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicarágua. Mar. Mammal. Sci. 17:445-472.

FIDELMAN, P.I. 2005. Contribuição para mitigação dos impactos da macrófita aquática *Eichornia crassipes* sobre a zona costeira da região sul da Bahia. RGCI/JICZM 4:1-5.

FLORES, P.A.C. & BAZZALO, M. 2004. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. LAJAM. 3:37-52.

FLORES, P.A.C. & DA SILVA, V.M.F. 2009. Tucuxi and Guiana Dolphin (*Sotalia fluviatilis* and *Sotalia guianensis*). In Encyclopedia of Marine Mammals (W.F. Perrin, B. Würsig, J.G.M. Thewissen). Elsevier, Amsterdam, p.1188-1192.

GARCÍA, C. & TRUJILLO, F. 2004. Preliminary observations on habitat use patterns of the marine tucuxis, *Sotalia fluviatilis*, in Cispatá Bay, Colombian Caribean coast. LAJAM 3:53-60.

GEISE, L. 1991. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) Population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Mammalia 55:371-379.

GEISE, L., GOMES, N. & CERQUEIRA, R. 1999. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo. Brazil. Rev. Bras. Biol. 59:183-194.

GUILHERME-SILVEIRA, F.R. 2006. Variação diária e anual de frequência e atividade do Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, em Pipa, Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

HAYES, A.J.S. 1999. Ocorrência e utilização de habitat da forma marinha do tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, na Praia de Iracema, Brasil, através de observações a partir de um ponto fixo. In Relatório de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. Universidade do Algarve, Faro.

HUI, C.A. 1985. Undersea topography and the comparative distributions of two pelagic dolphins. Fish B-Noaa. 83:472-475.

IZIDORO, F.B. 2009. Caracterização dos grupos e brincadeiras em Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Van Bénéden, 1864) no Porto de Ilhéus, Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

LODI, L. 2003a. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. Bioikos 17:5-20.

LODI, L. 2003b. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénéden, 1864) (Cetacea: Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. Atlântica 25:135-146.

LODI, L. & FIORI, B. 1987. Observações sobre o comportamento de golfinho rotador *Stenella longirostris* (Cetacea, Delphinidea) na ilha de Fernando de Noronha - Brasil. In 2ª Reunião de Trabalho de Especialistas

em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. FBCN, Rio de Janeiro, p. 60-68.

MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. Mar. Mammal Sci. 15:102-122.

MARTIN, P. & BATESON, P.P.G. 2007. Measuring behaviour: an introductory guide. Cambridge University Press, New York, 187p.

MENDES, S., TURRELL, W., LÜTKEBOHLE, T. & THOMPSON, P. 2002. Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. Mar Ecol-Prog Ser. 239:221-229.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1991. Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea: Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1995. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. Bol. Inst. Pesca 22:15-23.

NACIF, P.G.S., COSTA, L.M., SOADI, A., FERNANDES-FILHO, E.I., KER, J.C., COSTA, O.V. & MOREAU, M.S. 2003. Ambientes naturais da bacia hidrográfica do rio Cachoeira. www.corredores.org.br/?pageId = adminOpenDoc&docId = 1664 (último acesso em: 04 junho 2010).

OLIVEIRA, J.A., ÁVILA, F.J.C., JÚNIOR, T.T.A., FURTADO-NETO, M.A.A. & MONTEIRO-NETO, C. 1995. Monitoramento do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) em Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. Arq. de Cienc. Mar. 29(1-2):28-35.

RANDI, M.A.F., RASSOLIN, P., ROSAS, F.C.W. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2008. Padrão de cor da pele. In Biologia, Ecologia e conservação do boto-cinza (E.L.A. Monteiro-Filho & K.D.K.A. Monteiro, eds). Páginas e Letras, São Paulo, p.11-16.

REEVES, R.R., SMITH, B. D., CRESPO, E.A. & NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. 2003. Dolphins, whales and porpoises: 2002–2010 conservation action plan for the world's cetaceans. International Union for Conservation of Nature – Gland, Switzerland, 139p.

REEVES, R.R., CRESPO, E.A., DANS, J.T.A., KARCZMARSKI, L., LAIDRE, K., O'CORRY-CROWE, G., PEDRAZA, S., ROJAS-BRACHO, L., SECCHI, E.R., SLOOTEN, E., SMITH, B.D., WANG, J.Y. & ZHOU, K. 2008. *Sotalia fluviatilis*. In Red list of threatened species. Version 2010.1. (International Union for Conservation of Nature – Gland, Switzerland). www.iucnredlist.org (último acesso em: 04 junho 2010).

ROSSI-SANTOS, M.R. 2006. Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénedén, 1874) (Cetacea: Delphinidea) na região extremo sul do Estado da Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ROSSI-SANTOS, M.R. & REIS, M.S.S. 2008. Relatório do II Workshop do nordeste sobre pesquisa e conservação de *Sotalia guianensis*. In II Workshop do nordeste: pesquisa e conservação de Sotalia guianensis (M.R. Rossi-Santos & M.S.S. Reis, eds). Editus, Ilhéus, Bahia, p.11-94.

SANTOS, U.A. 2001. Movimentação do boto cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

SANTOS, U.A. 2007. Uso do hábitat e atividades do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénéden, 1864) (Cetacea: Delphinidae), na Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

SELZER, L.A. & PAYNE, P.M. 1988. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and commom dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of de northeastern United States. Mar. Mammal. Sci. (4):141-153.

SHANE, S.H. 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sinabel Island, Florida. In The bottlenose dolphin (S. Leatherwood & R. Reeves, eds). Academic Press, San Diego, p.245-265.

SILVA, M.A.M. 2007. Biogeoquímica dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e biomassa fitoplanctônica no estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus, Bahia. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

SIMÃO, S.M. & POLETTO, F.R. 2002. Áreas preferenciais de pesca e dieta do ecótipo marinho do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Sepetiba, RJ. Floresta e Ambiente (9):18-25.

SIMÕES-LOPES, P.C. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis*, Gervais 1853, (Cetacea: Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. Biotemas (1):57-62.

Received 22/12/09
Revised 13/04/10
Accepted 24/04/10

Scent-robbing and fighting among male orchid bees, *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera: Apidae: Euglossini)

***Fernando da Silva Carvalho Filho*[1,2]**

[1]*Museu Paraense Emílio Goeldi, Doctoral program in Zoology,*
Av. Tancredo Neves, 1901, CEP 66017-970, Belém, PA, Brazil
[2]*Corresponding author: Fernando da Silva Carvalho Filho, e-mail: fernanbio@yahoo.com.br*

CARVALHO FILHO, F.S. **Scent-robbing and fighting among male orchid bees, *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera: Apidae: Euglossini)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?short-communication+bn01710022010.

Abstract: Male Neotropical orchid bees (Euglossini) collect volatile chemicals from floral and non-floral sources and store then in specialized hind tibial structures. The ultimate causes of euglossine fragrance collection remain a mystery. Recent evidence suggests that odoriferous substances play a role in euglossine courtship and serve as indicator of male genetic quality. Males of *Eulaema nigrita* were observed robbing scents from the detached hind legs of a conspecific male *E. nigrita* in Belém, Brazil. The hind leg seemed to have been detached during fights between males, since one male was missing a hind leg where the observation was made. This behavior appears to be common among males of *E. nigrita* since more than one case was observed on the same day. The observation reported here shows that males of *E. nigrita* with tibiae filled with fragrances are attacked by conspecific males that attempt to steal it.
Keywords: *Apoidea, Eulaema, male fight, orchid bees, Neotropical Region, Brazil.*

CARVALHO FILHO, F.S. **Roubo de essências e lutas entre os machos da abelha da orquídea *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera: Apidae: Euglossini)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?short-communication+bn01710022010.

Resumo: Machos das abelhas das orquídeas (Euglossini) coletam substâncias voláteis de fontes florais e não florais e armazenam estas em estruturas especializadas nas tíbias posteriores. O motivo pelo qual estas substâncias são coletadas permanece um mistério. Evidências recentes sugerem que estas substâncias são utilizadas durante a corte e são indicadoras da qualidade genética dos machos. Neste estudo, machos de *Eulaema nigrita* foram registrados roubando substâncias de uma perna posterior arrancada de outro macho de *E. nigrita* em um parque de Belém (Brasil). A perna posterior parece ter sido arrancada durante lutas entre machos, já que no local de observação havia um macho sem uma perna posterior. Esse comportamento parece ser comum entre machos de *E. nigrita*, um vez que no mesmo dia de observação foram registrados dois grupos distintos de machos voando e lutando ao redor de uma perna posterior arrancada. A observação registrada neste estudo mostra que machos de *E. nigrita*, que apresentam pernas cheias de essências, são atacados por machos da mesma espécie que procuram roubar as fragrâncias armazenadas.
Palavras-chave: *Apoidea, Eulaema, conflito entre machos, abelhas das orquídeas, Região Neotropical, Brasil.*

Introduction

The tribe Euglossini is restricted to the Neotropical Region and comprises five genera with almost 200 species known as "orchid bees" or "gold bees" (Dressler 1982, Cameron 2004, Oliveira 2006). Some orchid bee species are solitary while others are communal or even quasisocial (O'Toole & Raw 1991).

Male orchid bees are attracted to scents (fragrances) emitted by flowers and non-floral sources, such as fungi, wet leaf litter, old logs, resins, saps, rotten fruits or feces (Dressler 1982, Ackerman 1983). This behavior is exploited by many Neotropical orchids that attract euglossine bees as their exclusive pollinators (Williams 1982). About 650 species of orchids are pollinated solely by orchid bees (Dressler 1981). Females are rarely seen at orchids but visit a variety of flowers for nectar and pollen (Dressler 1982).

The odoriferous substances collected by males with their tarsal hair brushes are stored in specialized pouches located in their hind tibia (Cruz-Landim et al. 1965, Eltz et al. 1999, 2003). The exact use to which the bees put these collected fragrances is still unclear and has puzzled the scientist for over 50 years.

While researchers suggested that they are used as repellents, antimicrobial compounds, sexual gift or aid longevity or vigor of bees (Dressler 1982, Williams & Whitten 1983, Ackerman & Montalvo 1985, Roubik 1989, Stern 1991), other authors believe that males use the fragrances in order to form "leks" (Dodson 1975, Kimsey 1980). Recent findings, however, suggest that the stored fragrances play a role during courtship behavior. One view is that males accumulate species-specific compounds (male fragrance bouquet) that serve as an indicator of male genetic quality (Whitten et al. 1989, Eltz et al. 1999, Roubik & Hanson 2004). Bembé (2004), based on morphological studies, suggested that the males of orchid bees possess the ability to spray off the stored fragrances at courtship sites. Eltz et al. (2005) showed that males of *Euglossa cognata* Moure, 1970 relocate and expose fragrances from their hind legs when displaying at small mating territories (Eltz et al. 2005).

The genus *Eulaema* Lepeletier, 1841 comprises 26 species of robust, hairy, non-metallic bees that slightly resemble large bumble bee queens (Cameron 2004, Oliveira 2006). *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* Lepeletier, 1841, is a common and widespread species ranging from Central America to South Brazil (Moure 1950, Nemésio 2002) that has been regarded as a "typical" species of open or disturbed areas (Morato et al.1992).

In this paper, I report for the first time aggressive interactions within an aggregation of *Eulaema nigrita* males. Observations about aggregations between males of euglossine bees in nature are scarce since males of *Eulaema* and *Euglossa* Latreille, 1802 usually keep small territories that are defended against intruding conspecific males (Dressler 1982 and references therein). The observation reported here, even being an isolated event, suggests that males with hind tibiae filled with fragrances are occasionally attractive to conspecific rival males which want to rob fragrances.

Methods

At 10:30 AM on 1 December 2007, in the "Bosque Rodrigues Alves" (BRA) Botanical Garden (1° 25' 49.52" S and 48° 27' 19.08" W) I found, in two distinct occasions and in two different sand trails, males of *E. nigrita* flying around a detached hind leg on the ground (Figure 1). Close examination revealed that it was a hind leg of another *E. nigrita* male. The Bosque Rodrigues Alves is a forested urban park of about 150,000 m^2 (38 acre) located in Belém city, State of Pará, Northern Brazil. BRA shelters a natural reserve with hundreds of plant species from the Amazon River delta.

The first bee group observed was composed of four males, including one that was without one hind leg. Observational sessions of the first group summed about 20 minutes. During the observational process I remained about 60 cm from the detached leg, taking photos or filming the bees with a DSC-H9 camera. The second group found was composed of three males, all with both hind legs. Observational sessions of the second group summed only 3 minutes, since this group was in a sand trail with continuous flux of people, which drove off the bees. The observations treated here were based only on first group.

Results and Discussion

In the moment of the first group observation, a male (with no hind leg missing) landed on the detached hind leg moving its mandibles frantically (opening and closing repeatedly) (Figures 2a, b). While the male was on the ground some rival males were flying around it (Figure 1). From time to time rival males approached and tried to drive off the male that was on the hind leg and brief fights took place on the ground. During the fights, the males embraced for some seconds (2-3 seconds) and flew away. Fighting occurred during brief intervals, making observations and adequate description of this behavior difficult. After the fights, another male landed near the hind leg and scraped it with the foretarsi. Among the males there was one with one hind leg missing (Figure 3), presumably the owner of the detached leg. During the observation, the male with one hind leg missing was not able to get access to the leg. I was not able to determine if all males collected the fragrances.

When the detached leg was manually placed three meters away from the original place, the bees, after 5 seconds, quickly localized it and continued to fight and fly around it.

The *E. nigrita* hind tibia seems to be detached by a rival male during fights, since in the observation place there was one male with one hind leg missing (Figure 3). This is indirect evidence that the leg was not detached by a predator or that it was gnawed off by males from a dead specimen. In addition, on the same day of observation, 15 minutes later and in another sand trail in BRA, a group of three males was flying and fighting close to another detached hind leg on the ground.

Eltz et al. (1999), monitored males of two species of *Euglossa* in Barro Colorado Island, Panamá and suggested that the males forage for fragrances continuously over considerable periods of time, maybe throughout their lifetime. Eltz et al. (1999) also assumed that



Figure 1. Males of *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* flying around a male's detached hind leg of *E. nigrita.*



Figure 2. a and b. Male of *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita* removing the scents stored in detached hind leg from another male.



Figure 3. Male of *Eulaema* (*Apeulaema*) *nigrita*, which possibly lost one of its hind legs during fights with other males. The arrow indicates the male with one hind leg missing.

the fragrances are generally scarce, expensive to collect, or costly to retain. Thus, the individual fragrance bouquet may serve as an indicator of male genetic quality (e.g., reflecting foraging skills and/or survival abilities) to females (Whitten et al. 1989, Eltz et al. 1999, Roubik & Hanson 2004).

Since fragrances are scarce resources and play a key role during courtship, the males that accumulated complex bouquets may represent a rewarding fragrance source. Eberhard (1997) and Roubik (1998) recorded males of *E. sebrai* Moure, 1960 and *E. meriana* (Oliver, 1789) collecting odoriferous substances from hind tibia of conspecific dead males. In the present work, I suggest that males of *E. nigrita* that have their tibiae filled with fragrances are attacked by conspecific males that attempt to rob the fragrances, and that during fights the hind legs are detached from the attacked males.

Dodson (1966, 1975) observed that males, which had previously collected scent, were found to attract other conspecific males. According to the same author (Dodson 1975), the congregated males then form leks, when they display together in order to attract females. The observation reported here and that in other papers (e.g. Dressler 1982, Nemésio & Morato 2005), however, show that euglossine males show strong aggressive behavior toward conspecific males.

Every male observed visiting a detached hind leg belonged to *E. nigrita* species, suggesting that males of *E. nigrita* collect and store species-specifics scents blend as recorded for many species of *Euglossa* and *Eulaema* (Eltz et al. 1999, 2005).

Acknowledgements

I am very grateful to Dr. Thomas Eltz (University of Düsseldorf, Germany) for valuable comments, corrections, and suggestions on manuscript. I thank Dr. William L. Overal (Museu Paraense Emílio Goeldi, Brazil) for revising the English. I thank Dr. Humberto F. Mendes (Universitetet i Bergen, Norway) for reading and commenting on the manuscript. I would like to thank Celina S. Carvalho that called my attention to *E. nigrita* scent-robbing behavior and helped me in the record process. This manuscript was greatly improved by comments from two anonymous referees.

References

ACKERMAN, J.D. & MONTALVO, A.M. 1985. Longevity of euglossine bees. Biotropica 17:79-81.

ACKERMAN, J.D. 1983. Specificity and mutual dependency of the orchid-euglossine bee interaction. Biol. J. Linn. Soc. 20:301-314.

BEMBÉ, B. 2004. Functional morphology in male euglossine bees and their ability to spray fragrances (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). Apidologie 35:283-291.

CAMERON, S.A. 2004. Phylogeny and Biology of Neotropical Orchid Bees (Euglossini). Ann. Rev. Entomol. 49:377-404.

CRUZ-LANDIM, C.D, STORT, A.C, COSTA-CRUZ, M.A.D. & KITAJIMA, E.W 1965. Órgão tibial dos machos de Euglossini, estudo ao microscópio óptico e eletrônica. Rev. Bras. Biol. 25:323-342.

DODSON, C.H. 1966. Ethology of some bees of the tribe Euglossini (Hymenoptera: Apidae). J. Kans. Entomol. Soc. 39:607-629.

DODSON, C.H. 1975. Coevolution of orchids and bees. in coevolution of animals and plants. (L.E. Gilbert & P.H. Raven, eds). University of Texas Press, p. 91-99.

DRESSLER, R.L. 1981. The Orchids: natural history and classification. Harvard University Press, Cambridge.

DRESSLER, R.L. 1982. Biology of the orchid bees (Euglossini). Ann. Rev. Ecol. Syst. 13:373-394.

EBERHARD, W. 1997. Graverobbing by Male *Eulaema seabrai* Bees (Hymenoptera: Apidae). J. Kans. Entomol. Soc. 70:66.

ELTZ, T., ROUBIK, D.W. & WHITTEN, M.W. 2003. Fragrances, male display and mating behavior of *Euglossa hemichlora:* a flight cage experiment. Physiol. Entomol. 28:251-260.

ELTZ, T., SAGER, A. & LUNAU, K. 2005. Juggling with volatiles: exposures of perfumes by displaying male orchid bees. J. Comp. Physiol. A 191:575-581.

ELTZ, T., WHITTEN, M.W., ROUBIK D.W. & LINSEMMAIR, K.E. 1999. Fragrance collection, storage, and accumulation by individual male orchid bee. J. Chem. Ecol. 25:157-175.

KIMSEY, L.S. 1980. The behavior of male orchid bees (Apidae, Hymenoptera, Insecta) and the question of leks. Anim. Behav. 28:996-1004.

MORATO, E.F., CAMPOS, L.A. & MOURE, J.S. 1992. Abelhas Euglossini (Hymenoptera, Apidae) coletadas na Amazônia central. Rev. Bras. Entomol. 36:767-771.

MOURE, J.S. 1950. Contribuição para o conhecimento do gênero *Eulaema Lepeletier* (Hymen.-Apoidea). Duesenia 1:181-200.

NEMÉSIO, A. & MORATO, E.F. 2006. The orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) of Acre state (northwestern Brazil) and a re-evaluation of euglossine bait-trapping. Lundiana 7:59-64.

NEMÉSIO, A. 2002. Notes on the occurrence of an aberrant coloration in *Eulaema nigrita* (Hymenoptera: Apidae: Euglossina) in forest fragments in Southeastern Brazil. Lundiana 3:75-77.

O'TOOLE, C. & RAW, A. 1991. Bees of the World. Facts on Fyle, New York.

OLIVEIRA, M.L. 2006. Três novas espécies de abelhas da Amazônia pertencentes ao gênero *Eulaema* (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). Acta Amazonica 36:121-128.

ROUBIK, D.V. 1998. Grave-robbing by Male *Eulaema* (Hymenoptera, Apidae): Implications for Euglossine Biology. J. Kans. Entomol. Soc. 71:191-199.

ROUBIK, D.W. & HANSON, P.E. 2004 Orchid bees of tropical America: biology and field guide. Instituto Nacional de Biodiversidad Press, Heredia.

ROUBIK, D.W. 1989. Ecology and Natural History of Tropical Bees. Cambridge University Press, New York.

STERN, D.L. 1991. Male territoriality and alternative male behaviors in the euglossine bee, *Eulaema meriana*. J. Kans. Entomol. Soc. 64:421-437.

WHITTEN, W.M., YOUNG, A.M. & WILLIAMS, N.H. 1989 Function of glandular secretions in fragrance collection by male euglossine bees. J. Chem. Ecol. 15:1285-1295.

WILLIAMS, N.H & WHITTEN, W.M. 1983. Orchid floral fragrances and male euglossine bees: methods and advances in the last sesquidecade. Biol. Bull. 164:355-395.

WILLIAMS, N.H. 1982. The biology of orchids and euglossine bees. In Orchid biology: reviews and perspectives (J. Arditti, ed.). Cornell University Press, New York, p. 119-171.

Received 16/04/09
Revised 15/04/10
Accepted 05/05/10

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil

Karina Ocampo Righi-Cavallaro[1,2], Marcia Regina Spies[1] & Ana Emilia Siegloch[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Entomologia, Departamento de Biologia,
Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo – USP,
Av. Bandeirantes, 3900, CEP 14041-901, Ribeirão Preto, SP, Brazil
[2]Corresponding author: Karina Ocampo Righi-Cavallaro, e-mail: karina.righi@gmail.com

RIGHI-CAVALLARO, K.O., SPIES, M.R. & SIEGLOCH, A.E. **Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02210022010.

Abstract: The knowledge on the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) assemblages in running waters of Mato Grosso do Sul State is still deficient. As a contribution to improve this situation, this study presents an inventory of immature EPT assemblages in Miranda River basin. The samples were collected between January and September 2006 from 4th to 7th orders river reaches. A total of 3069 larvae were collected, belonging to 49 genera and 17 families. The caddisflies presented the greatest abundance while the mayflies presented the greatest richness. Of the larvae collected, 22 genera of Ephemeroptera and 20 of Trichoptera are new occurrences for the State. The high genera richness observed in this study, with sites subjected to moderate to high human impacts, as well as the high genera richness indicated by non-parametric estimators and by the genera accumulation curve, indicate that the EPT richness of Miranda River basin is high. This result seems to be related to the environmental heterogeneity of the basin catchment (Cerrado and Pantanal biomes; carbonate, sedimentary and basaltic rocks). Additionally, these results should incentive future ecological and environmental integrity studies in the region, which are urgent in a landscape under fast anthropogenic impacts.
Keywords: *aquatic insects, inventory, taxonomic composition, Pantanal, Cerrado.*

RIGHI-CAVALLARO, K.O., SPIES, M.R. & SIEGLOCH, A.E. **Composição da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na bacia do Rio Miranda, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn02210022010.

Resumo: As comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em ambientes lóticos no Estado do Mato Grosso do Sul são pouco conhecidas. Assim, este estudo teve o objetivo de inventariar a fauna de EPT na bacia do Rio Miranda. As amostras foram coletadas entre janeiro e setembro de 2006, em rios de 4ª a 7ª ordens. Foram coletadas 3069 larvas, pertencentes a 49 gêneros e 17 famílias. Trichoptera apresentou a maior abundância e Ephemeroptera a maior riqueza. Entre as larvas coletadas, 22 gêneros de Ephemeroptera e 20 de Trichoptera são registros novos para o estado. A alta riqueza encontrada nesse estudo, com sítios sujeitos a moderada a alta interferência antrópica, bem como a alta riqueza de gêneros indicada pelos estimadores não-paramétricos e pela curva de acumulação de gêneros, indicam que a riqueza de EPT da bacia do Rio Miranda é alta. Este resultado parece relacionado à heterogeneidade ambiental da área drenada pela bacia hidrográfica estudada (biomas Cerrado e Pantanal; rochas calcárias, sedimentares e basálticas). Além disso, estes resultados servem como incentivo para o desenvolvimento de trabalhos futuros sobre ecologia de insetos aquáticos e integridade ambiental na região estudada, os quais são urgentes em uma paisagem sob rápida degradação ambiental.
Palavras-chave: *insetos aquáticos, inventário, composição taxonômica, Pantanal, Cerrado.*

Introduction

Aquatic insects are important elements in the ecological dynamics and energy flow of lotic environments, presenting high abundances and wide diversity of trophic strategies and habitat occupied (Hynes 1970). Among the aquatic insects, Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) are considered an important taxonomic group at this environment, primarily due their wide distribution, high abundance and species richness and also by represents abundant resources in the food web of streams. These organisms are sensitive to environmental perturbations and usually live mainly in clean and well oxygenated waters (e.g. Lemly 1982, Buss et al. 2004, Bispo et al. 2006). Due to those characteristics, this fauna is commonly considered to be a good indicator of water quality (Rosenberg & Resh 1993). Moreover, this group represents the same ecological patterns of the whole macroinvertebrates community and, for this reason, ecological studies can be restricted to that assemblage (Marchant et al. 1995, Melo 2005).

In Brazil, in recent years, the number of ecological studies on lotic macroinvertebrates communities has increased considerably (e.g. Galdean et al. 2000, 2001, Melo & Froehlich 2001, Buss et al. 2002, Roque et al. 2003, Baptista et al. 2007, Costa & Melo 2008). Studies on distribution of immature aquatic insects (Diniz-Filho et al. 1997, Baptista et al. 1998, 2001) and on Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera fauna are also becoming more frequent (e.g. Oliveira et al. 1997, Oliveira & Froehlich 1997, Bispo & Oliveira 1998, 2007, Bispo et al. 2001, 2006, Crisci-Bispo et al. 2007). The EPT assemblages are still ill-known in Mato Grosso do Sul State, especially as regards the ecological and biological aspects of those groups. Most published papers in this state have emphasized only taxonomical and geographic distribution aspects (e.g. Flint 1983, Salles et al. 2004, Froehlich 2007, Righi-Cavallaro et al. 2008). The information on aquatic macroinvertebrate communities in Mato Grosso do Sul State are also scarce (Takeda et al. 1991, Favero & Conte 2003, Tanaka et al. 2006), besides of the high ecological importance of this region, which includes the Pantanal and part of the Cerrado biomes.

The Pantanal is one of the largest continuous wetlands of the world, occupying a large portion of the floodplain of the upper Paraguay River basin. The mosaic of habitats resulting from the combination of different soil types and the seasonality of the hydrological regime of the flood-pulse, which regulate the ecological dynamics, are responsible for the extraordinary richness of aquatic and terrestrial biota found in this biome (Pott & Adámoli 1999, Medina-Junior & Rietzler 2005).

The Cerrado is the second largest biome in Brazil, one of the 25 hotspots of the world (i.e. characterized by a high concentration of endemic species) and had suffered great habitat loss (Myers et al. 2000). Furthermore, the Cerrado include the headwaters of main watershed of South America, such as of the headwaters of Parana and Paraguay basins (Pagotto et al. 2006).

The Pantanal and Cerrado biomes are suffering recently a great process of destruction and transformation of its landscape (i.e. natural habitat conversion into deforested agriculture landscape). Their biodiversity, however, is still very high and little known. Therefore, contributions to improve the poor knowledge of EPT assemblages in Mato Grosso do Sul State are extremely necessary. We inventoried immature EPT assemblages, at genus level, in the Miranda River basin. We also include comments on its taxonomic composition, new genera records for Mato Grosso do Sul State and the possible implications this poses for promoting conservation of the region.

Material and Methods

1. Study area

The study was carried out in the Miranda River basin, a subunit of the Upper Paraguay River basin, which includes part of the Pantanal wetlands. The Miranda River basin has an area of roughly 43,000 km^2 and comprises the Miranda River and the Aquidauana River sub-basins. Included in this area are 23 municipalities of Mato Grosso do Sul State (12% of the area of the state). The altitude in the region of Miranda River basin varies from 80 to 700 m. The climate is tropical, with marked wet (October-May) and dry (June-September) seasons. The annual rainfall ranges from 1,200 to 1,700 mm (Tanaka et al. 2006).

This basin includes the transition zone between physiographic regions of the Pantanal lowlands (periodically flooded) and the surrounding uplands (not flooded) (Pereira et al. 2004). In the upper Aquidauana River, the topology presents a series of levels and scarps with volcanic rocks, rarely found in the headwaters of the Miranda River (Pereira et al. 2004). Besides, in the latter sub-basin, the influence of the Pantanal lowlands is larger and there is dominance of Precambrian carbonate rocks (Pereira et al. 2004).

The original vegetation in the area close to the headwaters of the Miranda River basin was composed by savannas (cerrado) and forests (cerradão) included in the Cerrado biome. Currently, most of the vegetation is restricted to isolated fragments. The lower part of the Miranda River catchment is included in Pantanal biome, where flood-pulse dynamics constitute the primary factor regulating the ecology of these plains (Medina-Junior & Rietzler 2005).

The Pantanal lowlands were originally covered by grassland vegetation called "campo limpo", now largely replaced by pasturelands with exotic grass species (Pereira et al. 2004). Moreover, there are "caapões" and "cordilheiras", arboreous vegetation located in areas subjected to occasional or no flood (Pott, A. & Pott, V.J. 2004.), and monospecific forests (e.g., Babaçual, Macaubal, Guerobal, Palmeiral) (Ribeiro & Walter 1998).

The floodplain of the Miranda River basin is about 12,224 km^2 (Hamilton et al. 1996) and are subjected to strong influence of the flood pulse compared to highland areas in the plateau, most influenced by rains. The Pantanal of Miranda and Aquidauana Rivers are considered sub-regions of the Pantanal, comprising about 9% of the total area of this biome. The Miranda River sub-basin has approximately 22,000 km^2, which represents 42.6% of the Miranda River Basin, and includes 11 municipalities. This sub-region includes the susceptible region of limestones, which are being exploited by mining activities near the Bodoquena municipality and by ecotourism activities mainly in Bonito and Jardim municipalities (Pereira et al. 2004). The Aquidauana River sub-basin has approximately 21,000 km^2, which represents 47% of the total area of Miranda River basin, and includes 14 municipalities. Its main environmental problems are impacts of pig ranching and erosion in São Gabriel do Oeste municipality, which is located in the headwaters of the sub-basin. So, the environmental impacts are transported downstream and affect many regions of the sub-basin including the fishing ecotourism (Pereira et al. 2004).

2. Collection and identification

The present study was carried out in 20 sampling sites, which belongs to the region of the Miranda River basin (Figure 1). All sampling sites were near to cities, and presented moderate to high anthropogenic impacts. They showed marked differences in physic and chemical characteristics (Table 1). Width, depth, transparency, electric conductivity, turbidity, dissolved oxygen and alkalinity were

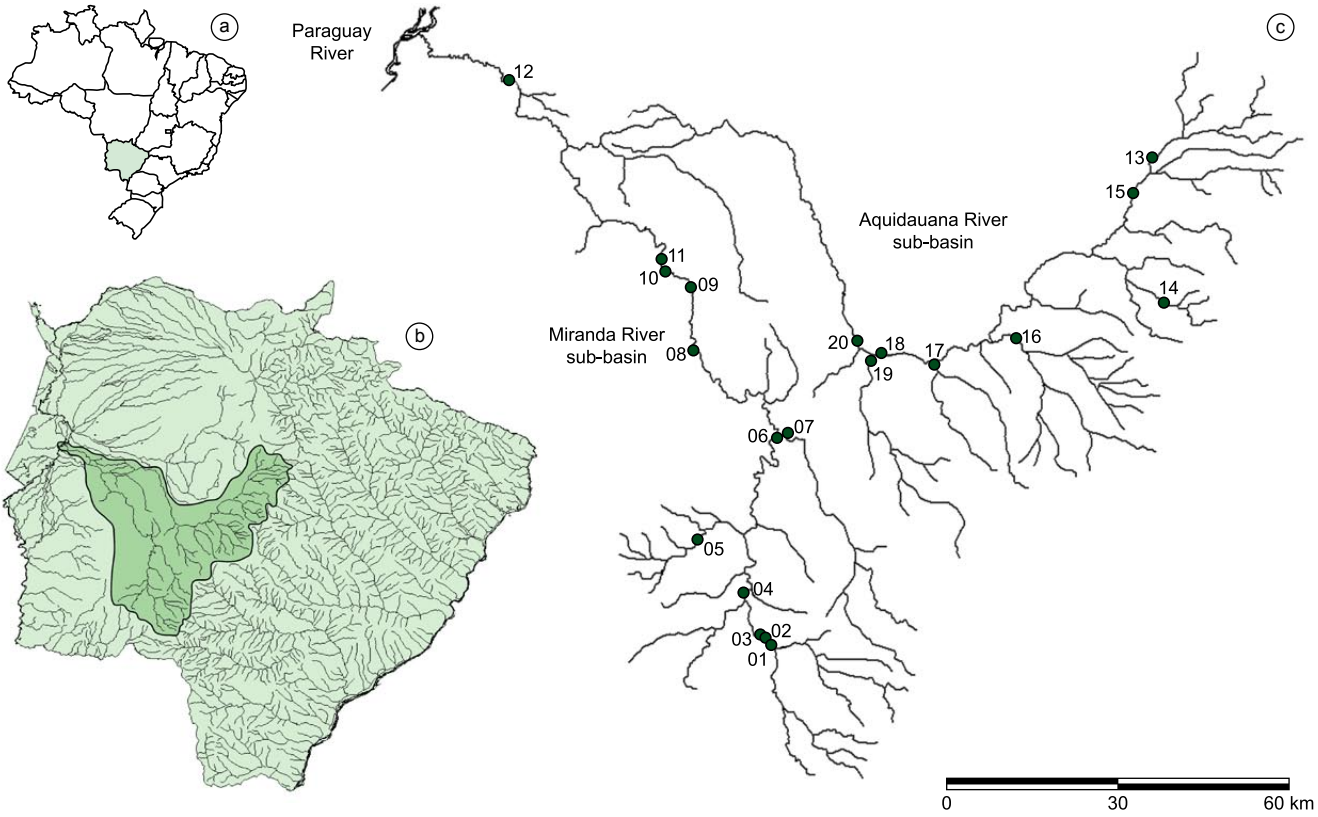


Figure 1. a) Map showing the localization of the sampled area inside Brazil; b) Mato Grosso do Sul State; and c) Localization of the sampling sites inside Miranda River basin.

Figura 1. a) Mapa mostrando a localização da área de estudo no Brasil; b) Estado do Mato Grosso do Sul; and c) Localização dos pontos amostrados na bacia do Rio Miranda.

Table 1. Environmental characterization of the sampling sites in the Miranda River basin, in Mato Grosso de Sul State, sampled between January and September 2006. Temp. = water temperature; O_2 = dissolved oxygen, pH = hydrogenionic potential; Cond. = electric conductivity; Trans. = transparency; Turb. = turbidity; Alka. = alkalinity; CS = coarse substrate; FS = fine substrate.

Tabela 1. Caracterização ambiental dos pontos amostrados na bacia do Rio Miranda, Mato Grosso do Sul, amostrados entre janeiro e setembro de 2006. Temp. = temperature da água; O_2 = oxigênio dissolvido, pH = potencial hidrogeniônico; Cond.= condutividade elétrica; Trans. = transparência; Turb. = turbidez; Alka. = alcalinidade; CS = porcentagem de substrato grosseiro; FS = porcentagem de substrato fino.

Points	Latitude	Longitude	Order	Temp. (°C)	O_2 (mg.L^{-1})	pH	Cond. (uS.cm^{-1})	Trans. (m)	Turb. (NTU)	Depth (m)	Width (m)	Alka. (mEq.L^{-1})	CS (%)	FS (%)
1	21° 28' 56" S	56° 07' 13" W	5	24.7	6.9	7.3	94.4	0.3	48.8	1.1	32.3	940.4	18.9	70.3
2	21° 28' 06" S	56° 07' 30" W	4	25.5	6.7	7.4	104.9	0.4	70.8	1.2	27.0	1085.5	4.1	35.4
3	21° 26' 56" S	56° 08' 48" W	5	25.6	7.0	7.5	102.5	0.4	49.2	1.1	36.3	1014.0	39.9	55.3
4	21° 17' 34" S	56° 13' 52" W	4	24.2	7.0	8.0	262.2	0.6	30.6	1.3	27.2	3177.4	96.2	2.9
5	21° 06' 50" S	56° 23' 02" W	4	23.7	8.0	8.0	338.9	2.7	7.0	4.0	23.5	3902.0	45.6	6.8
6	20° 45' 57" S	56° 04' 53" W	5	24.1	6.6	7.2	100.9	0.3	79.1	2.2	28.1	1031.9	33.5	59.7
7	20° 45' 55" S	56° 05' 24" W	6	24.8	7.3	7.7	171.2	0.4	92.5	2.5	55.8	1799.3	37.7	19.7
8	20° 29' 14" S	56° 23' 20" W	4	25.7	5.7	7.8	333.8	0.5	29.0	2.8	17.4	3887.6	65.4	2.0
9	20° 16' 21" S	56° 23' 26" W	6	26.3	5.8	7.6	175.7	0.2	86.2	3.1	55.0	3710.1	3.6	55.2
10	20° 13' 21" S	56° 29' 35" W	5	25.6	4.8	7.7	449.5	2.6	2.8	3.1	38.4	5427.6	56.3	4.6
11	20° 11' 15" S	56° 30' 19" W	6	26.3	5.4	7.7	220.6	0.3	67.9	5.7	67.6	2398.9	3.7	34.3
12	19° 34' 38" S	57° 01' 05" W	7	26.8	4.6	7.3	143.6	0.5	45.4	3.3	101.0	1335.4	0.3	69.2
13	19° 50' 17" S	54° 49' 43" W	5	23.9	7.8	6.7	44.0	0.3	97.9	1.3	30.9	434.6	0.2	88.5
14	20° 18' 27" S	54° 46' 59" W	4	23.9	7.7	7.5	113.8	0.3	31.6	0.6	10.1	1173.7	86.8	5.3
15	19° 57' 30" S	54° 53' 39" W	5	24.7	8.0	7.0	49.5	0.3	77.5	1.7	33.8	413.5	1.3	95.9
16	20° 26' 30" S	55° 17' 20" W	6	24.6	7.5	7.2	97.4	0.4	58.7	1.8	27.9	1087.1	40.0	55.7
17	20° 31' 54" S	55° 34' 37" W	5	25.6	7.5	7.2	88.9	0.5	100.7	1.8	25.5	811.3	18.3	63.7
18	20° 29' 37" S	55° 46' 42" W	7	25.0	7.4	7.0	65.9	0.3	106.5	2.5	65.4	987.0	7.2	59.3
19	20° 29' 51" S	55° 46' 56" W	5	25.0	6.8	6.9	76.5	0.5	54.9	4.3	33.6	679.6	86.4	6.5
20	20° 27' 35" S	55° 49' 51" W	7	25.3	7.4	7.1	66.2	0.2	106.5	2.4	70.6	589.9	4.4	57.5

the most pronounced. Their width ranged from 10.1 to 101.0 m, depth from 0.6 to 5.7 m, transparency from 0.2 to 2.7 m, electric conductivity from 44.0 to 449.5 μS.cm^{-1}, dissolved oxygen from 4.6 to 8.0 mg.L^{-1}, turbidity 2.8 to 106.5 NTU and alkalinity 413.5 to 5427.6 mEq.L^{-1}. The water temperature and pH values were similar among the sampling sites. The granulometric percentage of coarse substrate ranged from 0.2 to 96.2% while fine substrate ranged from 2.0 to 95.9%. The hydrological order followed Strahler's (1957) classification, and was based in 1:100,000 maps. The sampling sites were of orders 4 to 7 (Table 1).

The EPT assemblages were collected using four distinct sampling methods. A Surber sampler (0.0250 m^2 and 0.250 mm mesh) was used to sample riffles and an Ekman grab sampler (0.026 m^2) was used in pools. At each point, three sampling units were taken in each mesohabitat (riffle and pool) in January and September 2006. Additionally, four sampling units of artificial substrates, prepared with plastic screen bags (25 × 15 × 6 cm), filled with expanded clay balls and some ballast stones, were placed in each sampling site in four dates (February, April, June and August 2006) and remained for colonization during 60 d each. A D-frame net (0.250 mm mesh) was used to sample qualitatively in litter, roots and aquatic macrophytes. The two last sampling methods were used only when the condition of sites allowed the use these methods.

The samples were fixed with 10% formaldehyde. In the laboratory, the material was sorted out under a stereomicroscope and the organisms preserved in 80% ethanol. EPT larvae were identified to genus level using the taxonomic identification keys of Domínguez et al. (2006) for Ephemeroptera, Froehlich (1984) for Plecoptera and Angrisano & Korob (2001), Pes et al. (2005) and Wiggins (1996) for Trichoptera.

3. Data analysis

The efficiency of the sampling effort was evaluated by a genera accumulation curve obtained by averaging 1000 curves generated with random addition of samples without replacement (Colwell & Codington 1994). Besides, the total richness of Miranda River basin was estimated by the qualitative non-parametric estimators Bootstrap, Chao 2 and Jackknife 1 and 2 (Santos 2003). These analyses were performed in EstimateS 8 software (Colwell 2006).

Results

A total of 3069 larvae were collected, belonging to 49 genera and 17 families of EPT (Table 2). The order Trichoptera presented the highest abundance while the order Ephemeroptera presented the highest genera richness (Figure 2). The most abundant genera of EPT were: *Smicridea* (Trichoptera), accounting for 43% of specimens sampled, *Traverhyphes*, *Americabaetis* and *Farrodes* (Ephemeroptera), representing 12, 6 and 4%, respectively. Thus, these four genera comprised 65% of the total abundance recorded in Miranda River basin.

The genera accumulation curve of EPT shows an ascendant shape with large standard deviation, demonstrating that the asymptote was not reached (Figure 3). It indicates that an increase in the number of genera is expected with more sampling effort. The qualitative richness estimators employed support this result (Figure 3), since the estimated richness range from 52.8 (Chao 2) to 58.8 genera (Jackknife 2).

The four sampling methods used in this study were complementary because all methods sampled exclusive genera (Table 2). Five genera were uniquely sampled by artificial substrate, while Surber and D-frame net included four exclusive genera each. One genus was recorded exclusively by Ekman grab sampler (Table 2). The Ekman grab sampler showed lower capture efficiency than other sampling methods, totaling 18 genera. D-frame net, artificial substrate and Surber sampler sampled a total of 29, 28 and 26 EPT genera, respectively (Table 2).

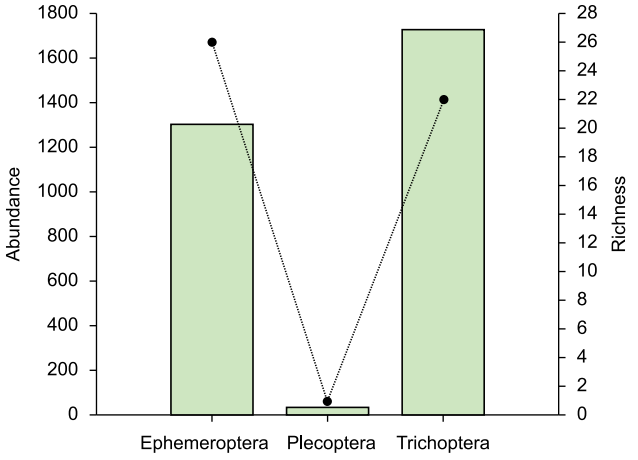


Figure 2. Abundance and richness of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in the Miranda River basin in Mato Grosso de Sul State, sampled between January and September 2006.

Figura 2. Abundância e Riqueza das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na bacia do Rio Miranda, Mato Grosso de Sul, amostradas entre janeiro e setembro de 2006.

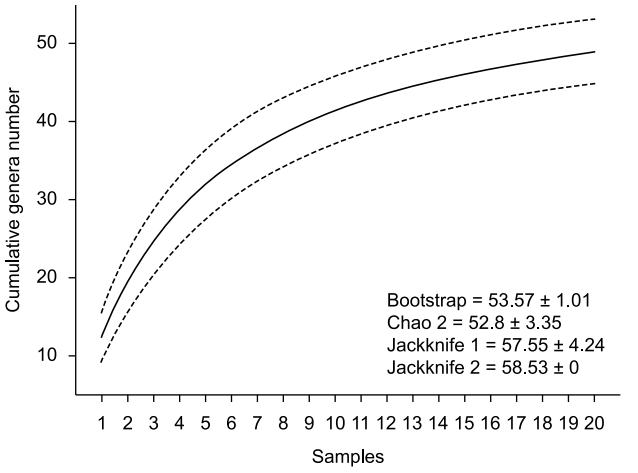


Figure 3. Genera accumulation curve and richness estimators of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages of Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, sampled between January and Setember 2006.

Figura 3. Curva de acumulação de gêneros suavizada e estimadores de riqueza das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera da bacia do Rio Miranda, Estado do Mato Grosso do Sul, amostradas entre janeiro e setembro de 2006.

Discussion

In Brazil, 66 genera of Trichoptera (Spies & Froehlich 2009) and 68 genera of Ephemeroptera (Salles 2010) are known, whereas Plecoptera has only eight genera (Froehlich 1969, 1984, Olifiers et al. 2004). Until now, the EPT fauna known for Mato Grosso do Sul State was very poor and included five genera of

Table 2. Taxonomic composition, by sampling method, of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in the Miranda River basin, in Mato Grosso de Sul State, sampled between January and September 2006.

Tabela 2. Composição taxonômica por método de coleta, das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na bacia do Rio Miranda, Mato Grosso de Sul, amostradas entre janeiro e setembro de 2006.

Order/Family	Genera	Sampling methods			
		Surber	Ekman grab	Artificial substrate	D-frame net
Ephemeroptera					
Baetidae	*Americabaetis* Kluge, 1992	X	-	X	X
	Apobaetis Day, 1955	-	X	-	X
	Baetodes Needham & Murphy, 1924	X	-	-	-
	Callibaetis Eaton, 1881	X	-	-	-
	Camelobaetidius Demoulin, 1966	X	-	-	X
	Cloeodes Traver, 1938	X	X	-	X
	Guajirolus Flowers, 1985	X	-	-	X
	Paracloeodes Day, 1955	-	-	-	X
Caenidae	*Caenis* Stephens, 1835	X	X	X	X
	Cercobrachys Soldán, 1986	-	X	-	X
Ephemeridae	*Hexagenia* Walsh, 1863	-	X	-	X
Leptohyphidae	*Leptohyphes* Eaton, 1882	-	-	--	X
	Traverhyphes Molineri, 2001	X	X	X	X
	Tricorythodes Ulmer, 1920	X	X	X	X
	Tricorythopsis Traver, 1958	X	-	X	-
Leptophlebiidae	*Farrodes* Peters, 1971	-	X	X	X
	Hydrosmilodon Flowers & Domínguez, 1991	X-	-	X	X
	Aff. *Miroculis* Edmunds, 1963	X	X	X	-
	Needhamella Domínguez & Flowers, 1989	X	-	-	-
	Segesta Siegloch & Polegatto, 2006	-	-	-	-
	Thraulodes Ulmer, 1920	X	X	X	X
	Traverella Edmunds, 1948	X	-	X	X
	Ulmeritoides Traver, 1959	-	-	X	X
Oligoneuriidae	*Lachlania* Hagen, 1868	X	-	-	X
Polymitarcyidae	*Campsurus* Eaton, 1868	X	X	-	-
	Tortopus Needham & Murphy, 1924	-	X	-	-
Plecoptera					
Perlidae	*Anacroneuria* Klapálek, 1909	X	-	X	X
Trichoptera					
Calamoceratidae	*Phylloicus* Müller, 1880	-	-	X	X
Ecnomidae	*Austrotinodes* Schmid, 1955	-	-	X	-
Glossosomatidae	*Itauara* Müller, 1888	-	-	-	-
	Protoptila Banks, 1904	X	-	-	-
	Mortoniella Ulmer, 1906	-	-	-	X
Helicopsychidae	*Helichopsyche* Siebold, 1856	-	X	X	X
Hydropsychidae	*Blepharopus* Kolenati, 1859	X	-	X	-
	Leptonema Guérin, 1843	X	X	X	X
	Macromema Pictet, 1836	X	-	X	-
	Smicridea McLachlan, 1871	X	-	X	X
Hydroptilidae	*Abtrichia* Mosely, 1939	X	-	-	X
	Hydroptila Dalman, 1819	-	-	X	-
	Neotrichia Morton, 1905	-	-	X	-
	Oxyethira Eaton, 1873	-	X	-	X
Leptoceridae	*Nectopsyche* Müller, 1879	-	X	X	X
	Oecetis McLachlan, 1877	-	-	X	-
	Triplectides Kolenati, 1859	-	-	X	-
	Genus 1	-	-	-	X
Philopotamidae	*Chimarra* Stephens, 1829	X	-	X	X
Polycentropodidae	*Cernotina* Ross, 1938	X	-	X	-
	Cyrnellus Banks, 1913	-	X	X	-
	Polyplectropus Ulmer, 1905	-	X	X	-
Total		26	18	28	29

Ephemeroptera – *Brasilocaenis*, *Callibaetis*, *Campsurus*, *Segesta*, and *Tortopus* (Salles et al. 2004, Domínguez et al. 2006, Righi-Cavallaro et al. 2008), one genus of Plecoptera – *Anacroneuria* (Froehlich 2007), and four genera of Trichoptera – *Leptonema*, *Marilia*, *Oxyethira*, and *Polycentropus* (Paprocki et al. 2004, Souza-Franco et al. 2009). The present study increase considerable the knowledge of EPT fauna at the Mato Grosso do Sul State, through the additional records of 22 genera of Ephemeroptera and 20 genera of Trichoptera. Thus, EPT fauna at the Mato Grosso do Sul State currently account 27 mayfly genera, one stonefly genus, and 22 caddisfly genera.

Anacroneuria was the only genus of Plecoptera registered in the area. This genus is highly diversified, with 65 described species in Brazil (Froehlich 2002). It is the single genus of perlid stoneflies to have invaded the waters of the tropic lowlands and so colonized flowing water throughout the tropics and subtropics of Central and South America (Illies 1964, 1966).

The genera richness found in the present study was considerably high. Bispo et al. (2006) recorded 40 genera of EPT in streams of orders 1 to 4 in Cerrado biome (Pirenópolis, Goiás State). Crisci-Bispo et al. (2007) recorded 38 genera of EPT in a study of streams of orders 2 and 3 in the Atlantic Forest (Parque Estadual Intervales, São Paulo State). Also in Atlantic Forest, Silveira et al. (2006) found 40 genera of EPT in streams of orders 1 to 5 in Macaé River, Rio de Janeiro State. In the central region of Rio Grande do Sul, in regions of Deciduous Seasonal Forest (middle section of the Jacuí River and tributaries), previous studies recorded 44 genera of Ephemeroptera and Trichoptera in streams of orders 3, 4 and 7 in (Spies et al. 2006, Siegloch et al. 2008). However, these studies used only Surber sampler, whereas the present study used other complementary sampling methods. Additionally, those studied covered areas smaller than that of this study.

The high richness of EPT found in the studied area, 49 genera, is at least in part due to the use of distinct sampling methods, which permitted to explore different mesohabitats and so to sample a more diverse fauna of EPT (Domínguez & Fernández 2009). For instance, all four collection methods included exclusive genera and corroborated results from previous inventory studies (e.g. Spies & Froehlich 2009). Additionally, given the well known positive association between species richness and area (Magurran 2004), the large area covered by sampling design in this study also contributes for the high richness recorded.

The Miranda River basin presents 34.5% of the EPT genera known for Brazil. On the other hand, the accumulation curve and the richness estimators indicated that an increase in the number of genera is expected with further sampling, despite the use of a diverse array of sampling methods in this study. The collector curve method is a good way to evaluate how close is observed richness to the total richness of the area (Santos 2003). However, due to high proportions of rare species, species accumulation curves rarely reach an asymptote in tropical regions (Santos 2003).

The most diversified families of mayfly and caddisfly in the Miranda River basin are also the families that present the highest diversity of genera in Brazil. The Ephemeroptera families Leptophlebiidae and Baetidae include 23 and 21 genera, respectively (Salles 2010). The Trichoptera family Hydroptilidae includes 21 genera, while Hydropsychidae and Leptoceridae include nine genera each (Paprocki et al. 2004, Holzenthal & Pes 2004). Thus, diversity of mayfly and caddisfly genera found in the Miranda River basin reflects the genera diversity patterns of these families in Brazil.

The high abundance recorded for the genera *Americabaetis, Farrodes* and *Traverhyphes* (Ephemeroptera) and *Smicridea* (Trichoptera), at least in part, could be related to the high species number included in these genera and by the wide range of habitats occupied. For instance, *Smicridea* is very diverse and generally abundant in Brazil (Flint et al. 1999). It is the caddisfly genus with the highest number of species reported for the country (Paprocki et al. 2004). *Americabaetis* (Baetidae) and *Farrodes* (Leptophlebiidae) occur widely in a variety of habitats and have high species richness in South America (Domínguez et al. 2006). Only the genus *Traverhyphes* shows a restricted distribution, since they are found mainly in riffle zones of rocky bottomed streams (Domínguez et al. 2006).

This paper comprises the first contribution to the knowledge of the taxonomic composition and richness of the EPT assemblages in Mato Grosso do Sul State. The high genera richness recorded in sites of the Miranda River basin sampled in this study (with moderate to high human impact), as well as the high genera richness indicated by non-parametric estimators and the ascendant shape of the genera accumulation curve, indicate that the richness of this basin is high. This result seems to be related to the environmental heterogeneity of the Miranda River basin catchment, which includes portions of Cerrado and Pantanal biomes and areas with carbonate, sedimentary and basaltic rocks. Additionally, these results should motivate future ecological and environmental integrity studies in the region, which are urgent in a landscape under fast anthropogenic impacts.

Acknowlegements

To Débora F. Calheiros (EMBRAPA-Pantanal) for providing access to the material used in this study and for inviting the first author to identify this material. To Domingos S. Barbosa and Daiana Fassini for collecting and sorting out the samples. To Marcel R. Cavallaro for drawing the map and for suggestions on the manuscript, to Claudio G. Froehlich and Otávio Froehlich for corrections, suggestions and important improvements to the text. To editor and two anonymous referees for the critical reading and valuable suggestions.

References

ANGRISANO, E.B. & KOROB, P.G. 2001. Trichoptera. In Guía para determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. (H.R. Fernández & E. Domínguez, eds. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, p.55-92.

BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F., EGLER, M., GIOVANELLI, A., SILVEIRA, M. & NESSIMIAN, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. Hydrobiologia 575:83-94.

BAPTISTA, D.F., DORVILLÉ, L.F.M., BUSS, D.F. & NESSIMIAN, J.L. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects in the longitudinal gradient of a tropical river. Rev. Bras. Biol. 61(2):295-304.

BAPTISTA, D.F., DORVILLÉ, L.F.M., BUSS, D.F., NESSIMIAN, J.L. & SOARES, L.H.J. 1998. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. Oecologia Bras. Ecologia de insetos aquáticos 5(1):191-207.

BISPO, P.C. & OLIVEIRA, L.G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. Oecologia Bras. Ecologia de insetos aquáticos 5(1):175-189.

BISPO, P.C. & OLIVEIRA, L.G. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. Rev. Bras. Zool. 24(2):283-293.

BISPO, P.C., OLIVEIRA, L.G., BINI, L.M. & SOUSA, K.G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. Braz. J. Biol. 66(2b):611-622.

BISPO, P.C., OLIVEIRA, L.G., CRISCI-BISPO, V.L., SILVA, M.M. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica

(Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. Acta Limnol. Brasil. 13(2):1-9.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F., NESSIMIAN, J.L. & EGLER, M. 2004. Substrate specifity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. Hydrobilogia 518:179-188.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F., SILVEIRA, M.P., NESSIMIAN, J.L. & DORVILLÉ, L.F.M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a River Basin in south-east Brazil. Hydrobiologia 481:125-136.

COLWELL, R.W. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Phil Trans. R. Soc. 345:101-118.

COLWELL, R.W. 2006. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. http://purl.oclc.org/estimates (último acesso em: 09/03/2009).

COSTA, S.S. & MELO, A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. Hydrobiologia 598:131-138.

CRISCI-BISPO, V.L., BISPO, P.C. & FROEHLICH, C.G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Forest streams, Southeastern Brazil. Rev. Bras. Zool. 24(2):312-318.

DINIZ-FILHO, J.A.F., OLIVEIRA, L.G. & SILVA, M.M. 1997. Explaining the βdiversity of aquatic insects in "cerrado" streams from central Brazil using multiple Mantel test. Rev. Bras. Biol. 58(2):223-231.

DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H.R. 2009. Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biologia. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán.

DOMÍNGUEZ, E., MOLINERI, C., PESCADOR, M., HUBBARD, M. & NIETO, C. 2006. Aquatic Biodiversity in Latin America: Ephemeroptera of South America. Ed. Pensoft, Sofia.

FAVERO, S. & CONTE, C.O. 2003. Entomofauna aquática associada à macrófitas em uma baia do pantanal do rio Negro, Mato Grosso do Sul. Ens. Cienc. 7:481-487.

FLINT Jr., O.S. 1983. Studies of Neotropical caddisflies, XXXIII: new species from austral South America (Trichoptera). Smithsonian Contr. Zool. 377:1-100.

FLINT Jr., O.S. HOLZENTHAL, R.W. & HARRIS, S.C. 1999. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera). Columbus, Ohio Biological Survey.

FROEHLICH, C.G. 1969. Studies on brazilian plecoptera 1. Some gripopterygidae from the biological station at Paranapiacaba, State of São Paulo. Beitr. Neotrop. Fauna 6(1):17-39.

FROEHLICH, C.G. 1984. Brazilian Plecoptera 4. Nymphs of perlid genera from south-eastern Brazil. Ann. Limnol. 20(1-2):43-48.

FROEHLICH, C.G. 2002. *Anacroneuria* mainly from southern Brazil and northeastern Argentina (Plecoptera: Perlidae). Proc. Biol. Soc. Wash. 115:75-107.

FROEHLICH, C.G. 2007. Three new species of *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) from the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. Zootaxa 1461:15-24.

GALDEAN, N., CALLISTO, M. & BARBOSA, F.A.R. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: Water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. Aquatic Ecos. Health Manag. 3(4):545-552.

GALDEAN, N., CALLISTO, M. & BARBOSA, F.A.R. 2001. Biodiversity Assessment of Benthic Macroinvertebrates in Altitudinal Lotic Ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). Rev. Bras. Biol. 61(2):239-248.

HAMILTON, S.K., SIPPEL, S.K. & MELACK, J.M. 1996. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive macrowave remote sensing. Archiv. fur Hydrobiologie 137:1-23.

HOLZENTHAL, R.W. & PES, A.M.O. 2004. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). Zootaxa 621:1-16.

HYNES, H.B.N. 1970. The Ecology of Running Waters. Liverpool, University Press.

ILLIES, J. 1964. Südamerikanische Perliden (Plecoptera), besonders aus Chile und Argentinien. Beitr. Neotrop. Fauna 3(3):207-233.

ILLIES, J. 1966. Katalog der rezenten Plecoptera. Das Tierreich. Eine Zusammenstellung und Kennzeichnung der rezenten. Tierformen 82:1-632

LEMLY, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologia 87:229-245.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Science Ltd.

MARCHANT, R., BARMUTA, L.A. & CHESSMAN, B.C. 1995. Inflence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. Mar Freshwater Res. 46:501-506.

MEDINA-Jr., P.B. & RIETZLER, A.C. 2005. Limnological study of a Pantanal saline lake. Braz. J. Biol. 65(4):651-659.

MELO, A.S. & FROEHLICH, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. J. N. Am. Benth. 20(1):1-16.

MELO, A.S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at local scale using stream macroinvertebrates. Archiv fur Hydrobiologie 164(3):309-323.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

OLIFIERS, M.H., DORVILLÉ, L.F.M., NESSIMIAN, J.L. & HAMADA, N. 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. Zootaxa 651:1-15.

OLIVEIRA, L.G. & FROEHLICH, C.G. 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in Southeastern Brazil. Acta Limnol. Brasil. 9:139-148.

OLIVEIRA, L.G., BISPO, P.C. & SÁ, N.C. 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. Rev. Bras. Zool. 14(4):867-876.

PAGOTTO, T.C.S., CAMILOTTI, D.C., LONGO, J.M. & SOUZA, P.R. 2006. Bioma Cerrado. In Biodiversidade do Complexo Aporé-Sucuriú: subsídios à conservação e ao manejo do Cerrado: área prioritária 316-Jauru. (T.C.S. Pagotto & P.R. Souza). Ed. UFMS, Campo Grande, p.18-30.

PAPROCKI, H., HOLZENTHAL, R.W. & BLAHNIK, R.J. 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I. Biota Neotrop. 4(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/download?inventory+N01204012004. (último acesso em: 09/03/2009).

PEREIRA, M.C.B., MENDES, C.A.B., DIAS, F.A., LANGE, M.B.R, BECKER, M., BARRETO, S.R. & GREHS, S.A. 2004. Bacia hidrográfica do rio Miranda: estado da arte.1 ed. UCDB, Campo Grande.

PES, A.M.O., HAMADA, N. & NESSIMIAN, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 49(2):181-204.

POTT, A. & ADÁMOLI, J. 1999. Unidades de vegetação do Pantanal dos Paiaguás. In Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação. EMBRAPA - CPAP, Brasília, DF, p.183-202.

POTT, A. & POTT, V.J. 2004. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. Wetlands Ecology and Management 12:547-552.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. p.89-152. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.). Embrapa – CPAC, Planaltina.

RIGHI-CAVALLARO, K.O.R., SIEGLOCH, A.E., CALHEIROS, D. & BARBOSA, D.S. 2008. *Segesta riograndensis*, Ephemeroptera, Leptophlebiidae, Atalophlebiinae: First record from state of Mato Grosso do Sul, western Brazil. Check List 4(4): http://www.checklist.org.br/getpdf?NGD316-08 (último acesso em: 15/03/2010)

ROQUE, F.O., TRIVINHO-STRIXINO, S., STRIXINO, G., AGOSTINHO, R.C. & FOGO, J.C. 2003. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. J. Insect Cons. 7:63-72.

ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. 1 ed. Chapman and Hall, London.

SALLES, F.F. 2010. Lista de espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. http://ephemeroptera.br.googlepages.com/home23 (último acesso em: 09/04/2009).

SALLES, F.F., DA-SILVA, E.R., SERRÃO, J.E., HUBBARD, M.D. & FRANCISCHETTI, C.N. 2004. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. Biota Neotrop. 4(2): biotaneotropica.org.br/v4n2/pt/abstract?inventory+BM04004022004. (último acesso em: 09/04/2009).

SANTOS, A.J.dos. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre (L. Cullen, R. Rudram, & C. Valladares-Padua, eds). Editora da UFPR, Curitiba, p.19-41

SIEGLOCH, A.E., FROEHLICH, C.F. & KOTZIAN, C.B. 2008. Composition and diversity of Ephemeroptera Haeckel, 1896 (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. Iheringia 98(4):425-432.

SILVEIRA, M.P., BUSS, D.F., NESSIMIAN, J.L. & BAPTISTA, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. Braz. J. Biol. 66(2B):623-632.

SOUZA-FRANCO, G.M., ANDRIAN, L.F. & FRANCO, R.M. 2009. Comunidade de insetos aquáticos associados à *Eichhornia azurea* (Schwartz) Kunth, em uma lagoa de várzea na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Mato Grosso do Sul, MS, Brasil. Biológico 71(1):83-91.

SPIES, M.R. & FROEHLICH, C.G. 2009. Inventário de Trichoptera (Insecta) do Parque Estadual Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 9(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/pt/abstract?inventory+bn03509042009. (último acesso em: 09/04/2009).

SPIES, M.R., FROEHLICH, C.G. & KOTZIAN, C.B. 2006. Composition and diversity of Trichoptera Kirby 1813. (Insecta) larvae communities in Jacuí River middle section and some tributaries, Rio Grande do Sul state, Brazil. Iheringia (Zool.) 96:389-398.

STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Am. Geophys. Union 38:913-920.

TAKEDA, A.M., BÜTTOW, N.C. & MELO, S.M. 1991. Zoobentos do canal Corutuba-MS (Alto Rio Paraná-Brasil). Rev. UNIMAR 13(2):353-364.

TANAKA, M.O., RIBAS, A.C.A. & SOUZA, A.L.T. 2006. Macroinvertebrate succession during leaf litter breakdown in a perennial karstic river in Western Brazil. Hydrobiologia 568:493-498.

WIGGINS, G.B. 1996. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera), 2 ed. University of Toronto Press, Toronto.

Received 11/09/09
Revised 10/05/10
Accepted 17/05/10

Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil

Felipe Camurugi[1], Tasso Meneses Lima[1], Ednei de Almeida Mercês[1] & Flora Acuña Juncá[1,2]

[1]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Av. Transnordestina, s/n, Novo Horizonte, CEP 44036-900, Feira de Santana, BA, Brazil
[2]Corresponding author: Flora Acuña Juncá, e-mail: florajunca@yahoo.com.br

CAMURUGI, F., LIMA, T.M., MERCÊS, E.A. & JUNCÁ, F.A. **Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02810022010.

Abstract: We studied the richness and distribution of anuran species on different breeding sites at the Reserva Ecológica da Michelin (13° 50' S and 39° 10' W, approximately 90-400 m above sea level), Municipality of Igrapiúna, Bahia State, Brazil. The reserve includes fragments of Atlantic Rain Forest varying from 140 to 650 ha. Five types of environments were sampled: leaf litter inside forest fragments, streams inside forest fragments, dam on the edge of forest fragment, temporary pond inside forest, and temporary ponds inside banana and rubber groves along the eastern boundary of the reserve. We used active and passive sampling methods for surveys of amphibians, between March 2007 and December 2008. We captured 48 species distributed in 10 families (number of species in parentheses): Aromobatidae (1), Brachycephalidae (4), Bufonidae (2), Craugastoridae (1), Centrolenidae (1), Cycloramphidae (3), Hylidae (29), Leiuperidae (1), Leptodactylidae (3), and Microhylidae (3). Temporary ponds presented the highest number of species in reproductive activity (19 species in native forested areas, and 21 in plantation areas), while leaf litter presented the lowest (6 species). Two species were found in bromeliads (*Phyllodytes melanomystax* and *P. luteolus*). Twenty-two species were exclusive to fragments of forest, 11 were found only in anthropized areas (dam, and rubber and banana plantations) and 15 in both environments. *Aplastodiscus cavicola* and *Dendropsophus giesleri* had their geographic distribution extended to the State of Bahia. *Phasmahyla timbo* and *Chiasmocleis cordeiroi* known only from their type localities were found in the reserve.
Keywords: *inventory, geographic distribution, breeding sites, baixo sul.*

CAMURUGI, F., LIMA, T.M., MERCÊS, E.A. & JUNCÁ, F.A. **Anuros da Reserva Ecológica da Michelin, Município de Igrapiúna, Estado da Bahia, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn02810022010.

Resumo: Nós estudamos a riqueza e distribuição de espécies de anuros em diferentes locais de reprodução na Reserva Ecológica da Michelin (13° 50' S e 39° 10' O, aproximadamente 90-400 m acima do nível do mar), Município de Igrapiúna, Estado da Bahia, Brasil. A reserva inclui fragmentos de Mata Atlântica, variando entre 140 a 650 ha. Cinco tipos de ambientes foram amostrados: serapilheira no interior dos fragmentos de mata, córregos no interior dos fragmentos de mata, represa na borda de um fragmento de mata, poça temporária no interior de fragmento de mata e poças temporárias em seringal e bananal ao longo da margem leste da reserva. Nós usamos métodos amostrais ativos e passivos para captura dos anfíbios, entre março de 2007 e dezembro de 2008. Capturamos 48 espécies distribuídas em 10 famílias (número de espécies entre parênteses): Aromobatidae (1), Brachycephalidae (4), Bufonidae (2), Craugastoridae (1), Centrolenidae (1), Cycloramphidae (3), Hylidae (29), Leiuperidae (1), Leptodactylidae (3), and Microhylidae (3). Nas poças temporárias foi registrado o mais alto número de espécies em atividade reprodutiva (19 em áreas de floresta e 21 em áreas de plantações), enquanto a serapilheira apresentou o número mais baixo (6 espécies). Duas espécies foram encontradas em bromélias (*Phyllodytes melanomystax* e *P. luteolus*). Vinte e duas espécies foram exclusivas do interior dos fragmentos de floresta, 9 foram encontradas somente em áreas antropizadas (represa, seringais e bananais) e 15 em ambos os ambientes. *Aplastodiscus cavicola* e *Dendropsophus giesleri* tiveram suas distribuições geográficas estendidas para o Estado da Bahia. *Phasmahyla timbo* e *Chiasmocleis cordeiroi*, conhecidas somente para suas localidades-tipo, foram encontradas na reserva.
Palavras-chaves: *inventário, distribuição geográfica, locais de reprodução, baixo sul.*

Introduction

In the Neotropical region, the loss of habitat and the fragmentation of natural environments are consequences of extensive agriculture, among other causes (Whitmore 1997). Although little information is available on the distribution of organisms in cultivated environments, it is known that the richness and abundance of animal species are strongly influenced by the size and the surrounding natural environments (Bernnett et al. 2006). Regarding the Atlantic Rain Forest, such fragments play an important role in the conservation of biodiversity due to the high levels of endemism observed in this biome, currently threatened by the loss of habitat generated mainly by urbanization and agriculture (Morellato & Haddad 2000).

In this context, the loss of natural resources is a significant concern with regard to the anuran fauna (Duellman 1999). The Atlantic Rain Forest houses approximately 400 species of anurans, which comprises almost 50% of all the species known to occur in Brazil (Silvano & Segalla 2005, Haddad et al. 2008). Probably, such species richness is supported by the heterogeneity of environments and the variety of microhabitats found in that biome (Cardoso et al. 1989).

The availability of aquatic environments is crucial for the reproduction of most anuran species and the type of aquatic environment could determine their reproductive modes (Duellman & Trueb 1986). In the reproductive period, anurans can use ponds, lakes, bogs, streams, and phytothelms, comprising 39 different reproductive modes, 27 of them found in the Atlantic Rain Forest (Haddad & Prado 2005).

The southern coast of the State of Bahia is located within the Atlantic Forest Domain (Ab'Sáber 1977), one of the 25 world hotspots for biodiversity conservation (Myers et al. 2000) and divided into three political regions: "Baixo Sul" (14 municipalities), "Litoral Sul" (27 municipalities), and "Extremo Sul" (21 municipalities) (Secretaria ... 2010). Silvano & Pimenta (2003) found 115 species in southern Bahia (which encompasses 107 municipalities in the definition they used), and Carnaval et al. (2009) observed a higher genetic diversity in the populations of this region when compared to populations of other parts of the Atlantic Rain Forest.

Publication of species lists has been fundamental for the understanding of the biodiversity and potentialities of Neotropical forests (Duellman 1999, Silvano & Segalla 2005). Moreover, it is difficult to plan conservation strategies without the minimum knowledge regarding the local species composition (Santos 2003).

This study aimed to inventory the anuran species of the Reserva Ecológica da Michelin located in the Municipality of Igrapiúna, "Baixo Sul" of the State of Bahia, Brazil, mainly within potential breeding sites.

Material and Methods

1. Study area

The Reserva Ecológica da Michelin is located in the Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil (13° 50' S and 39° 10' W, 90 to 383 m above sea level), in a region known as "Baixo Sul", 200 km South from the State capital city of Salvador. Rainfall occurs throughout the year and largely varies between years (K. Flesher, pers. comm.). Mean annual precipitation in the reserve over the last 10 years was approximately 2000 mm, temperature ranged from 21.7 to 30.8 °C, and air humidity between 80 and 85%. During the study period intense precipitation occurred between February and May (rainy season) and low precipitations between October and January (dry season; Lima & Juncá 2009).

The reserve comprises two fragments of Atlantic Rain Forest of 325 and 650 ha under different stages of regeneration. The major fragment is part of a 13.000 ha Atlantic Forest patch and the other one is the sum of three distinct but connected areas. Rubber (*Havea brasiliensis*), cacao (*Theobroma cacao*), and banana plantations (*Musa* sp.), and a mixed tree crop groves with some manioc are also part of the landscape. The following habitats were investigated:

Temporary ponds in forest fragments: two ponds were sampled. The largest pond had up to 50 cm depth, area of approximately 180 m^2, and was surrounded by grass, shrubs, and 10 m high trees (Figure 1a). When fully filled with water (September and October 2007; June and July 2008) it presented muddy bottom, and when empty deposits of organic matter from leaf and plant decomposition. The smallest pond was located at the forest edge and was fully filled with water only in July 2008. It was surrounded by large trees and shrubs, presented sandy bottom, depth up to 25 cm, and area of approximately 16 m^2.

Temporary ponds in plantations: these were sampled in plantations of rubber trees (shaded, n = 1), banana (open area, n = 1, Figure 1b), and abandoned or rarely used roads (shaded, n = 2). The area and depth of the ponds varied from 3 m^2 and 30 cm to 180 m^2 and 70 cm, respectively.

Streams: seven slow-flowing streams located inside the forest (Figures 1c, 1d). Bottoms always presented rocks and other elements varying from sand to mud. The deepest stream was up to 50 cm approximately, and width varied from 90 to 250 cm. Portions from 25 to 100 m were sampled.

Permanent pond in open area: one artificial dam surrounded by grass and shrubs (Figure 1f), presenting muddy bottom, area of 600 m^2, and up to 2 m depth.

2. Specimens sampling

Two to three researchers sampled the area by active and passive (pitfall traps) methods. Active methods were employed on two to



Figure 1. Sampled areas: a) temporary pond inside fragment forest; b) temporary pond in banana plantation; c-d) streams; e) pitfall trap in the forest; and f) dam in non-forested area.

Table 1. Anuran species and their respective breeding sites at the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil. LL – leaf litter, TP – temporary pond, PP – permanent pond, ST – stream, BR – bromeliad, FF – Fragment forest, RP – Rubber plantations, OA – Open area (banana plantation and dam).

Family/Species	Habitat					Environment		
	LL	TP	PP	ST	BR	NF	RP	OA
AROMOBATIDAE								
Allobates olfersioides (Lutz, 1925) † VU	-	-	-	X	-	X	-	-
BRACHYCEPHALIDAE								
Ischnocnema bilineata (Bokermann, 1975)* LC	X	-	-	-	-	X	-	-
Ischnocnema paulodutrai (Bokermann, 1975) * LC	X	-	-	-	-	X	-	-
Ischnocnema aff. *ramagii*	X	-	-	-	-	X	X	-
Ischnocnema vinhai (Bokermann, 1975) LC	X	-	-	-	-	X	-	-
BUFONIDAE								
Rhinella crucifer (Wied-Neuwied, 1821) LC	-	X	-	-	-	X	X	-
Rhinella hoogmoedi (Caramaschi & Pombal, 2006)† LC	-	-	-	X	-	X	X	-
CRAUGASTORIDAE								
Haddadus binotatus (Spix, 1824) LC	X	-	-	-	-	X	-	-
CENTROLENIDAE								
Vitreorana sp. #	-	-	-	X	-	X	-	-
CYCLORAMPHIDAE								
Macrogenioglottus alipioi (Carvalho, 1946) LC	-	X	-	-	-	X	-	-
Proceratophrys renalis (Miranda-Ribeiro, 1920) † LC	-	-	-	X	-	X	-	-
Proceratophrys schirchi (Miranda-Ribeiro, 1937) LC	-	-	-	X	-	X	-	-
HYLIDAE								
Aplastodiscus cavicola (Cruz & Peixoto, 1984)† NT	-	-	-	X	-	X	-	-
Aplastodiscus ibirapitanga (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003) † LC	-	-	-	X	-	X	-	-
Aplastodiscus cf. *sibilatus* (Cruz, Pimenta, & Silvano, 2003) #	-	-	-	X	-	X	-	-
Bokermannohyla capra †DD (Napoli & Pimenta, 2009)	-	-	-	X	-	X	-	-
Dendropsophus branneri (Cochran, 1948) † LC	-	X	X	-	-	-	X	X
Dendropsophus elegans (Wied-Neuwied, 1824) † LC	-	X	X	-	-	X	X	X
Dendropsophus giesleri (Mertens, 1950) † DD	-	X	-	-	-	X	-	-
Dendropsophus haddadi (Bastos & Pombal, 1996) † LC	-	X	-	-	-	X	-	X
Dendropsophus minutus (Peters, 1872) † LC	-	X	-	-	-	-	X	X
Dendropsophus seniculus (Cope, 1868) † LC	-	X	-	-	-	X	-	X
Dendropsophus sp.	-	X	-	-	-	X	-	-
Hylomantis aspera (Peters, 1873) † LC	-	X	-	-	-	X	-	-
Hypsiboas albomarginatus (Spix, 1824) † LC	-	X	-	-	-	X	-	X
Hypsiboas atlanticus (Caramaschi & Velosa, 1996) † LC	-	-	X	-	-	-	-	X
Hypsiboas crepitans (Wied-Neuwied, 1824) LC	-	X	X	-	-	-	X	X
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821) † LC	-	X	-	-	-	X	X	X
Hypsiboas pombali (Caramaschi, Pimenta & Feio, 2004) LC	-	X	-	-	-	X	X	X
Hypsiboas semilineatus (Spix, 1824) † LC	-	-	X	-	-	-	-	X
Phasmahyla timbo Cruz, Napoli & Fonseca, 2008 †DD	-	-	-	X	-	X	-	-
Phyllodytes luteolus (Wied-Neuwied, 1824) LC	-	-	-	-	X	X	-	-
Phyllodytes melanomystax (Caramaschi, Silva & Britto-Pereira, 1992) LC	-	-	-	-	X	X	X	-
Phyllomedusa burmeisteri (Boulenger, 1882) † LC	-	X	X	-	-	X	X	-
Phyllomedusa nordestina (Caramaschi, 2006) † DD	-	X	-	-	-	-	X	X
Phyllomedusa rohdei (Mertens, 1926) † LC	-	X	-	-	-	X	X	-
Scinax aff. *alter* †	-	-	X	-	-	-	-	X
Scinax eurydice (Bokermann, 1968) † LC	-	X	X	-	-	X	-	X
Scinax strigilatus Pimenta, Faivovich & Pombal Jr, 2007 †DD	-	X	-	-	-	X	-	-
Scinax x-signatus (Spix, 1824)† DD	-	X	X	-	-	X	X	X
Trachycephalus mesophaeus (Hensel, 1867)† DD	-	X	-	-	-	-	X	X
LEIUPERIDAE								
Physalaemus signifer (Girard, 1853) † LC	-	X	-	-	-	X	-	-
LEPTODACTYLIDAE								
Leptodactylus marmoratus (Steindachner,1867) LC	X	-	-	-	-	X	-	-
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824) † LC	-	X	-	-	-	*	X	-
*Leptodactylus latrans (*Steffen*,* 1815*)* † LC	-	X	X	-	-	-	X	X
MICROHYLIDAE								
Chiasmocleis cordeiroi Caramaschi & Pimenta, 2003 DD	-	X	-	-	-	X	-	-
Chiasmocleis sp. †	-	X	-	-	-	X	X	-
Stereocyclops incrassatus (Cope, 1870) † LC	-	X	-	-	-	*	X	-
Total number	6	27	10	10	2	39	19	17

* Species sampled exclusively by pitfall traps; # species sampled only in the larval form; † species sampled in adult and larval forms, IUCN (2009) DD Data Deficient, LC Least Concern, VU Vulnerable, NT Near Threatened.

four nights from August 2007 to July 2008, and in December 2008, lasting from five to eight hours each night. Specimens were sampled in forest fragments and cultivated areas, mainly near waterbodies, which represented breeding sites for most species. Tadpoles were sampled during the day in all types of waterbodies, in forested and non-forested areas. Species identification was based on part of a lot of the tadpoles collected, which was maintained in captivity in a plastic box with about 3 L of water, where they were fed on until metamorphosis was completed. One temporary and one permanent pond were monthly sampled between August 2007 and July 2008. Other places were sampled irregularly, with more effort during the wet periods.

In order to capture leaf litter frogs, eighty pitfall traps (30 L plastic buckets with drift fence of 3 m long; Figure 1e) were installed inside two forest fragments at distinct areas from those of active sampling. Eight sampling units (SU) were placed at least 2 km from each other (three SU inside the 650 ha fragment and 5 in the 325 ha fragment). Each sampling unit contained 10 pitfall traps separated from each other by 10 m using an "L" design (the drift fence did not extend from one plastic bucket to other one). Such traps were kept active during 10 consecutive days in the months of March, May, July, September, and December 2007, totalizing an effort of 1200 hours (or 800 pitfall traps-night x excursion). All voucher specimens were deposited in the Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (MZUEFS) (Apendix 1).

Results

Forty-eight species distributed into 10 families were registered (Table 1). Among the species sampled by active methods (n = 46), *Vitreorana* sp. (Centrolenidae) and *Aplastodiscus* cf. *sibilatus* (Hylidae) were captured exclusively in larval stages. Thirteen species belonging to 8 families were captured in the pitfall traps, all of them also captured by active methods, except by *Ischnocnema paulodutrai* and *I. bilineata.*

Among the habitats sampled by active methods, temporary ponds inside forest and plantations (rubber and banana) presented the highest number of species in reproductive activity (19 and 21 species, respectively), while leaf litter presented the lowest number (6 species). Two species were found in epiphytes and terrestrial bromeliads (*Phyllodytes melanomystax* and *P. luteolus*, Figures 2j and 2k, respectively). *Scinax x-signatus* (Figure 2h) demonstrated high environmental plasticity, occurring in permanent and temporary ponds in open and forested areas (Table 1). On the other hand, 25 species were restricted to one type of habitat and environment (Table 1), of which only *Hypsiboas atlanticus* (Figure 2b), *Hypsiboas semilineatus* (Figure 2e), and *Scinax* aff. *alter* (Figure 3l) occurred outside native forest. Twenty-two species were exclusively found inside the forest, 11 only in anthropized areas (open areas and rubber plantations) and 15 in both environments.

Among taxa identified to the specific level, 35% are currently categorized as decreasing, 33% as stable, and 16% have their status of conservation unknown (International... 2009; Table 1).

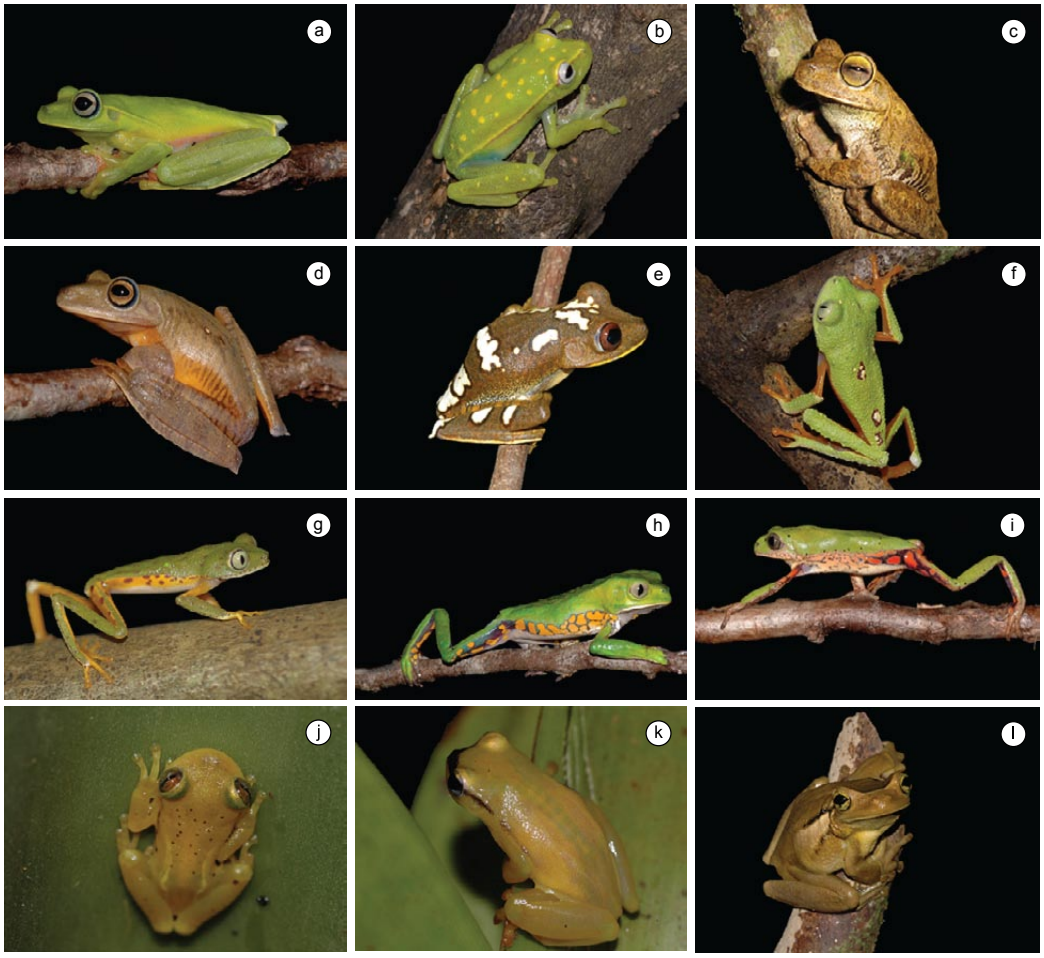


Figure 2. Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil. Hylidae: a) *Hypsiboas albomarginatus*; b) *Hypsiboas atlanticus*; c) *Hypsiboas crepitans*; d) *Hypsiboas pombali*; e) *Hypsiboas semilineatus*; f) *Hylomantis aspera*; g) *Phasmahyla timbo*; h) *Phyllomedusa burmeisteri*; i) *Phyllomedusa rohdei*; j) *Phyllodytes luteolus*; k) *Phyllodytes melanomystax*; and l) *Trachycephalus mesophaeus.*

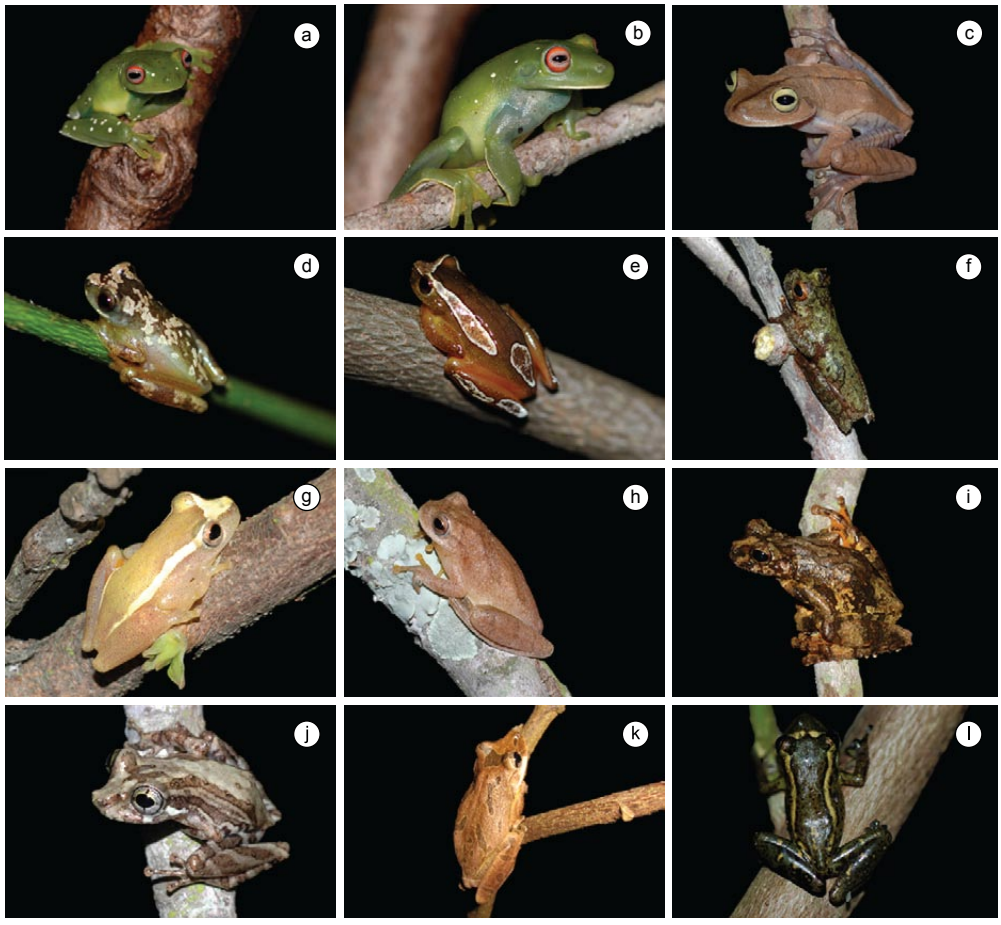


Figure 3. Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil. Hylidae: a) *Aplastodiscus cavicola*; b) *Aplastodiscus ibirapitanga*; c) *Bokermannohyla capra*; d) *Dendropsophus branneri*; e) *Dendropsophus elegans*; f) *Dendropsophus giesleri*; g) *Dendropsophus haddadi*; h) *Dendropsophus minutus;* i) *Dendropsophus seniculus*; j) *Scinax strigilatus*; k) *Scinax eurydice*; and l) *Scinax* aff. *alter*.

Remarks on Geographic Distribution

Bokermanohyla capra (Figure 3c), *Ischnocnema bilineata*, *I. paulodutrai*, *I. vinhai* (Figure 4j), and *Hylomantis aspera* (Figure 2g) are endemic to the State of Bahia (Napoli & Pimenta 2009, Juncá & Pimenta 2004, Pimenta & Juncá 2004, Peixoto & Pimenta 2004, Silvano & Pimenta 2004, respectively). *Phasmahyla timbo* and *Chiasmocleis cordeiroi*, also endemics to the Bahia State, were previously known only from their type localities in the municipalities of Amargosa (150 km North from Igrapiúna) and Camamu (14 km South from Igrapiúna), respectively. *Aplastodiscus cavicola* (Figure 2a) was known only for the States of Minas Gerais and Espírito Santo (Cruz et al. 2004), and *Dendropsophus giesleri* (Figure 2f) for the States of Espírito Santo, Rio de Janeiro, and São Paulo (Carvalho-e-Silva & Telles 2004). The records of both species in the Municipality of Igrapiúna extend their distributions approximately 700 km Northwards.

Discussion

Silvano & Pimenta (2003) studied 21 Atlantic Rainforest remnants in 19 municipalities from Southern Bahia and registered 115 species of anurans, a very expressive number, which correspond to almost 25% of the total anuran richness for the Tropical Atlantic Forest (Haddad et al. 2008). Among the localities they sampled, the area with the highest species richness was the Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel (formerly RPPN Estação Veracruz; see Pimenta et al. 2007), Municipality of Porto Seguro, with 39 species. In that work, the sampled localities closer to the Reserva Ecológica da Michelin are situated in the municipalities of Cairu, Nilo Peçanha, and Camamu, where they found 18, 23, and 32 species, respectively. Although species richness were smaller than that found at Igrapiúna, the sum of these three localities results in 40 species, a number close to that observed at the Reserva Michelin. It is important to note that the sampling developed by Silvano & Pimenta (2003) lasted four nights in each of these fragments and only active searches were used. Also, the habitats investigated in Cairu were represented mainly by arboreal "restinga" (see Pimenta et al. 2009), an habitat very distinct from those found at the Reserva Ecológica da Michelin. Thus, the larger number of species found at the Reserva Ecológica da Michelin possibly is the result of the larger effort on active searches, the use of pitfall traps, and the different habitats and environments sampled. Even so, many species found in the localities sampled by Silvano & Pimenta (2003) were not found at the Reserva da Michelin and vice-versa, showing that when we consider the anuran richness of this region as a whole, levels of diversity and endemism are very high.

The high number of anuran species (n = 35) occurring in only one type of breeding site (temporary ponds) is related to the reproductive modes of these species, which limit the use of some habitats and microhabitats (Bertoluci & Rodrigues 2002). Based on the tadpoles



Figure 4. Anurans of the Reserva Ecológica da Michelin, Municipality of Igrapiúna, State of Bahia, Brazil. Aromobatidae: a) *Allobates olfersioides*; Microhylidae: b) *Chiasmocleis cordeiroi*; Leptodactylidae: c) *Leptodactylus mystaceus*; Cycloramphidae: d) *Macrogenioglottus alipioi*; e) *Proceratophrys renalis*; f) *Proceratophrys schirchi*. Bufonidae: g) *Rhinella hoogmoedi*; h) *Rhinella crucifer*. Craugastoridae: i) *Haddadus binotatus*. Brachycephalidae: j) *Ischnocnema vinhai*; k) *Ischnocnema* aff. *ramagi*; and l) *Physalaemus signifer*.

sampled and on calling sites, only *Dendropsophus branneri*, *D. elegans*, *Hypsiboas crepitans*, *Phyllomedusa burmeisteri*, *Scinax eurydice*, *S. x-signatus*, and *Leptodactylus latrans* used more than one breeding site (temporary and permanent ponds). Species found breeding in streams were exclusive to this environment.

Some habitats and environments at the Reserva Ecológica da Michelin were not surveyed in this study (e.g. bamboo areas and canopy), or had a little sampling effort (bromeliads). Sampling effort standardization including such environments could increase anuran richness in this reserve.

Sixty seven percent of the species captured in the Reserva Ecológica da Michelin are currently categorized as "Least Concern" (LC), 17% as "Data Deficient" (DD), and 13% have their conservation status unknown (International... 2009, Table 1). Most LC species is highly tolerant to environmental degradation or is known by its success in several types of environments. *Allobates olfersioides* (Figure 4a) was the only species characterized as "Vulnerable" (VU: Verdade 2008) and *Aplastodiscus cavicola* (Figure 2a) as "Near Threatened" (NT; Cruz et al. 2004). Conservation status of both species was defined according to geographical distribution covering areas where habitat quality is threatened due to deforestation and agricultural development. Moreover, none of the species recorded in this study were listed as threatened by Ministério do Meio Ambiente (MMA) (Haddad 2008), although the method employed to define the species status conservation was the same used by IUCN (Haddad 2008).

Finally, a considerable percentage (45.3%) of the species captured in the Reserva Ecológica da Michelin is endemic to the Atlantic Rain Forest, two of them previously known only from the type locality. Despite controversy between IUCN and MMA species frog conservation status, in this study one species was considered Vulnerable and another Near Threatened (International... 2009). These results emphasize the importance of these forest fragments for the preservation of Atlantic Rainforest frog species.

Acknowledgements

We are grateful to A. L. Xavier, J.P.S. Alves, I. Nunes, P. Lourenço, and R. Santos for their assistance in the fieldwork, Marcelo Nápoli and the other anonymous reviewer for additional helpful commentaries on the manuscript. Reserva Ecológica da Michelin for financial and logistic support; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) for the collection permit (Licença 030/07, IBAMA RAN processo 02010.000026/2007-49 and SISBIO n° 14299-1); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica/CNPq) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) for fellowships to the first and second authors, respectively.

References

AB'SÁBER, A.N. 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul: primeira aproximação. Geomorfologia 52:1-21.

BERNNETT, A.F., RADFORD, J.Q. & HASLEM, A. 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. Biol. Conserv. 133(2):250-264.

BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. 2002. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Pap. Avulsos Zool. 42(11):287-297.

CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.B.F. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. 49(1):241-249.

CARNAVAL, A.C., HICKERSON, M.J., HADDAD, C.F.B., RODRIGUES, M.T. & MORITZ, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest hotspot. Science 323(5915):785-789.

CARVALHO-E-SILVA, S.P. & TELLES, A.M. 2004. *Dendropsophus giesleri*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature - IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

CRUZ, C.A.G., CARVALHO-E-SILVA, S.P. & PEIXOTO, O.L. 2004. *Aplastodiscus cavicola*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature- IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1986. Biology of Amphibian. Mc Graw-Hill, New York, 670p.

DUELLMAN, W.E. 1999. Global distribution of amphibians: Patterns, conservation, and future changes. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 633p.

HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. BioScience 55(3):207-217.

HADDAD, C.F.B. 2008. Uma análise da lista brasileira de anfíbios ameaçados de extinção. In Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, orgs.). Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, Brasília, DF, p.287-295.

HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F. & PRADO, C.P.A. 2008. Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica. Ed. Neotropica, São Paulo. 244p.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Cambridge. http://www.iucnredlist.org/ (último acesso em 15/05/2009).

JUNCÁ, F.A. & PIMENTA, B. 2004. *Ischnocnema bilineata*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

LIMA, T.M. & JUNCÁ, F.A. 2009. A herpetofauna de serrapilheira da reserva ecológica da Michelin, Ituberá, BAHIA, BRASIL. Sitientibus Ser. Cienc. Biol. 8(3-4):316-321.

MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4):786-792.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772):853-858.

NAPOLI, F. & PIMENTA, B.V.S. 2009. A new species of the *Bokermannohyla circumdata* group (Anura: Hylidae) from the coastal forests of Bahia, Northeastern Brazil. Copeia (4):674-683.

PEIXOTO, O. & PIMENTA, B. 2004 OU 2009. *Ischnocnema vinhai*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

PIMENTA, B. & JUNCÁ, F.A. 2004. *Ischnocnema paulodutrai*. In. IUCN Red List of Threatened Species. (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em: 13/12/2009).

PIMENTA, B.V.S., NAPOLI, M.F. & HADDAD, C.F.B. 2009. New species of casque-headed tree frog, genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro (Amphibia: Anura: Hylidae), from the Atlantic Rainforest of Southern Bahia, Brazil. Zootaxa 2123:46-54.

PIMENTA, B.V.S., NUNES, I. & CRUZ, C.A.G. 2007. Notes on the poorly known phyllomedusine frog *Hylomantis aspera* Peters, 1872 (Anura, Hylidae). South Am. J. of Herpetol. 2(3):206-214.

SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen, R. Rudran Jr., & C. Volladares-Padua, orgs). UFPR, Curitiba, p.19-41.

Secretaria do Planejamento do Estado da Bahia - SEPLAN. 2010. Territórios de identidade. http://www.seplan.ba.gov.br/mapa_territorios.html (último acesso em 23/02/2010).

SILVANO, D. & PIMENTA, B. 2004. *Hylomantis aspera*. In IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature - IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

SILVANO, D.L. & PIMENTA, B.V.S. 2003. Diversidade de anfíbios na Mata Atlântica do Sul da Bahia. In Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia (P.I. Prado, E.C. Landau, R.T. Moura, L.P.S. Pinto, G.A.B. Fonseca & K. Alger, orgs.). IESB, Ilhéus. 1 CD-ROM.

SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade 1(1):79-86.

VERDADE, V. 2008. *Allobates olfersioides*. In Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Version 2009.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 13/12/2009).

WHITMORE, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In Tropical Forest Remnants, Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, p.3-12.

Received 13/11/09
Revised 24/05/10
Accepted 01/06/10

Appendix 1.

Appendix 1. List of specimens captured at Reserva Ecológica da Michelin.

Allobates olfersioides: MZUEFS 3061; 3076; 3088-3089; 3103; 3591; 3633
Ischnocnema bilineata: MZUEFS 2954
Ischnocnema paulodutrai: MZUEFS 2840; 2841; 3596; 3597
Ischnocnema aff. *ramagii* : MZUEFS 2565; 2567; 2575; 2688; 2690; 2693; 2713; 2839; 2844; 2848; 2851; 2858-2859; 2951; 2993; 2955; 2957; 2959-2960; 2962; 2971; 3077; 3097; 3647
Ischnocnema vinhai: MZUEFS 3094-3096
Rhinella crucifer: MZUEFS 2568; 2570-2571; 2683; 2684; 2686-2687; 2689; 2694; 2736; 2942-2943; 2982; 3064-3067
Rhinella hoogmoedi: MZUEFS 2562-2563; 2566; 2577-2578; 2696-2698; 2701; 2704-2705; 2707; 2709; 2712; 2714; 2716-2717; 2719-2720; 2724; 2728-2732; 2822; 2829-2830; 2845; 2849; 2937-2941; 2969; 2977-2979; 2983-2984; 2988; 3075
Haddadus binotatus: MZUEFS 2685; 2691; 2695; 2706; 2710; 2715; 2726-2727; 2733; 2836; 2843; 2846-2847; 2859-2864; 2916; 2947-2950; 2952; 2956; 2958; 2961; 2963-2965; 2970; 2972-2973; 2980; 2989; 3083; 3102; 3199; 3592; 3595; 3598; 3648
Vitreorana sp: MZUEFS 822-824
Macrogenioglottus alipioi: MZUEFS 2946; 3185
Proceratophrys renalis: MZUEFS 2564; 2569; 2572; 2574; 2576; 2592; 2700; 2703; 2826-2828; 2830-2835; 2837-2838; 2842; 2852; 2857; 2933-2936; 2974-2976; 2981; 2986-2987; 3593-3594; 3599; 3646
Proceratophrys schirchi: MZUEFS 3578
Aplastodiscus cavicola: MZUEFS 2901
Aplastodiscus ibirapitanga: MZUEFS 2900
Aplastodiscus cf. *sibilatus*: MZUEFS 765-783
Bokermannohyla capra: MZUEFS 2879-2880; 3093; 3179-3180; 3631
Dendropsophus branneri: MZUEFS 2820; 2865-2873
Dendropsophus elegans: MZUEFS 2819; 2874-2878; 3082
Dendropsophus giesleri: MZUEFS 3174-3176
Dendropsophus haddadi: MZUEFS 2922-2926; 2928: 3166; 3183-3184; 3582-3586
Dendropsophus minutus: MZUEFS 3155; 3587; 3590
Dendropsophus seniculus: MZUEFS 3177-3178; 3588-3589
Dendropsophus sp.: MZUEFS 3182
Hylomantis aspera: MZUEFS 2917
Hypsiboas albomarginatus: MZUEFS 2897; 3072; 3100
Hypsiboas atlanticus: MZUEFS 2737; 2824; 2881
Hypsiboas crepitans: MZUEFS 3068-3069; 3079; 3090
Hypsiboas faber: MZUEFS 2896
Hypsiboas pombali: MZUEFS 2898-2899; 2920; 3101: 3156; 3644
Hypsiboas semilineatus: MZUEFS 3060; 3092
Phasmahyla timbo: MZUEFS 3632
Phyllodytes luteolus: MZUEFS 2931-2932; 3157
Phyllodytes melanomystax: MZUEFS 2906
Phyllomedusa burmeisteri: MZUEFS 2903-2905; 2080-3081
Phyllomedusa nordestina: MZUEFS 3073
Phyllomedusa rohdei: MZUEFS 2902; 2918; 3084; 3085-3086
Scinax strigilatus: MZUEFS 3063; 3181
Scinax eurydice: MZUEFS 3070-3071
Scinax aff. *alter*: MZUEFS 2818; 2821; 2823; 2882-2890
Scinax x-signatus: MZUEFS 2723; 2891-2895; 2914-2915: 3158-3162
Trachycephalus mesophaeus: MZUEFS 2919; 3104
Physalaemus signifer: MZUEFS 2573; 2708; 2725; 2734; 2929-2930; 3062; 3078; 3087; 3163-3165
Leptodactylus marmoratus: MZUEFS 2711; 3099
Leptodactylus mystaceus: MZUEFS 2722; 2944; 2966; 2985; 3074; 3098; 3198
Leptodactylus latrans: MZUEFS 2699; 2945
Chiasmocleis cordeiroi: MZUEFS 3167-3173
Chiasmocleis sp.: MZUEFS 3628-3631
Stereocyclops incrassatus: MZUEFS 2702

Diversidade de besouros coprófagos (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de voo no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil

Sérgio Roberto Rodrigues[1,4], Antonio Thadeu Medeiros de Barros[2],

Anderson Puker[3] & Tiago Ledesma Taira[1]

[1]Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Rod. Aquidauana/CERA, Km 12, CEP 79200-000, Aquidauana, MS, Brasil
[2]Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Pantanal,
Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79320-900, Corumbá, MS, Brasil
[3]Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa – UFV,
CEP 36570-000, Viçosa, MG, Brasil
[4]Autor para correspondência: Sérgio Roberto Rodrigues, e-mail: sergio@uems.br

RODRIGUES, S.R., BARROS, A.T.M., PUKER, A. & TAIRA, T.L. **Diversity of coprophagous scarab beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) collected with flight intercept trap in the Southern Pantanal, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03410022010.

Abstract: Coprophagous scarab beetles play an important ecological role in the ecosystems; however, studies on diversity of such insects are scarce for distinct biomes. The present study aimed to identify the Scarabaeidae coprophagous species which occur in the Pantanal of Mato Grosso do Sul. This study was carried out at the Nhumirim ranch (Embrapa Pantanal), located in the Nhecolândia sub-region of the Pantanal, from June 1992 to May 1993. For insect sampling, two window flight traps (1 × 1 m) were set up monthly during two to four consecutive days. The traps were placed in an open native grassland area (native pasture) and in a cerradão (dense savanna) area, remaining active from 19:00 PM to 07:00 AM, when caught insects were removed and fixed in 70% alcohol solution. It was collected 19587 individuals of Scarabaeidae, belonging to two subfamilies (Aphodiinae and Scarabaeinae), 11 genera, and 21 species. Coprophagoues scarab species found in the Southern Pantanal belonged to the genera *Ataenius*, *Aphodius*, *Ateuchus*, *Canthidium*, *Dichotomius*, *Labarrus*, *Nialaphodius*, *Ontherus*, *Trichillum*, *Trichiopsammobius* and *Uroxys*. Among the Aphodiinae, *Ataenius* sp.2 (96.17%) was the most abundant specie. On the other hand, *Canthidium* sp.1 (0.39%), *Dichotomius* sp. (0.28%), and *D. bos* (Blanchard, 1843) (0.16%) showed the highest abundance among the Scarabaeinae. Regarding their reproductive nesting behavior, 42.86% of the species were paracoprids (tunnelers) while 57.14% were endocoprids (dwellers).
Keywords: *biodiversity, Insecta, wetland, dung beetle, Scarabaeoidea.*

RODRIGUES, S.R., BARROS, A.T.M. PUKER, A. & TAIRA, T.L. **Diversidade de besouros coprófagos (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de voo no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03410022010.

Resumo: Os besouros coprófagos desempenham grande importância ecológica dentro dos ecossistemas, porém, escassos são os estudos de diversidade desses insetos em diferentes biomas. Assim, desenvolveu-se o presente estudo com o objetivo de identificar as espécies de Scarabaeidae coprófagos que ocorrem no Pantanal de Mato Grosso do Sul. O trabalho foi desenvolvido na fazenda Nhumirim (Embrapa Pantanal), sub-região da Nhecolândia, no período de junho de 1992 a maio de 1993. Para a coleta dos insetos foram instaladas mensalmente duas armadilhas luminosas do tipo "janela" (1 × 1 m), por um período consecutivo de dois a quatro dias. As armadilhas foram alocadas em área de campo (pastagem nativa) e de cerradão (vegetação densa), sendo acionadas às 19:00 horas e desligadas às 07:00 horas do dia seguinte, quando os insetos capturados eram retirados e acondicionados em frascos etiquetados contendo álcool 70%. Foram coletados 19587 exemplares de Scarabaeidae, pertencentes a duas subfamílias (Aphodiinae e Scarabaeinae), 11 gêneros e 21 espécies. As espécies encontradas no Pantanal Sul-Mato-Grossense pertencem aos gêneros *Ataenius*, *Aphodius*, *Ateuchus*, *Canthidium*, *Dichotomius*, *Labarrus*, *Nialaphodius*, *Ontherus*, *Trichillum*, *Trichiopsammobius* e *Uroxys*. Dentre os Aphodiinae, *Ataenius* sp.2 (96,17%) foi a mais abundante. *Canthidium* sp.1 (0,39%), *Dichotomius* sp. (0,28%) e *D. bos* (Blanchard, 1843) (0,16%) foram as mais abundantes dentre os Scarabaeinae. Com relação ao comportamento reprodutivo de nidificação, 42,86% das espécies coletadas apresentaram hábito paracoprídeo (escavadores) e 57,14% endocoprídeo (residentes).
Palavras-chave: *biodiversidade, Insecta, planície alagada, rola-bosta, Scarabaeoidea.*

Introdução

Na família Scarabaeidae encontram-se os besouros coprófagos, os quais, por serem detritívoros, proporcionam vários benefícios aos ecossistemas. Os escarabeídeos degradam a matéria orgânica promovendo melhorias nas condições físico-químicas do solo (Alves 1977, Endres et al. 2005), reciclam fezes de mamíferos, especialmente dos grandes herbívoros (Ronqui & Lopes 2006) e atuam como agentes de controle biológico, especialmente de dípteros e helmintos (Flechtmann et al. 1995a, Flechtmann & Rodrigues 1995).

Estudos que relacionam a diversidade de Scarabaeidae são observados em trabalhos realizados por Silva (2005) na Amazônia, Endres et al. (2007) na Mata Atlântica e Tabuleiro Nordestino, Costa et al. (2009) e Hernández & Vaz-de-Mello (2009) em áreas de Mata Atlântica, Silva et al. (2007) em área subperenifolia circundada por vegetação xerófila de caatinga e pastagem, Schiffler (2003) em fragmentos de floresta em Minas Gerais, Almeida & Louzada (2009) em fitofisionomias do cerrado, entre outros.

Em Mato Grosso do Sul estudos sobre a comunidade de Scarabaeidae coprófaga foram realizados em áreas de pastagens por Aidar et al. (2000), Flechtmann et al. (1995b), Koller et al. (1999 e 2007), e em fragmento de Floresta Atlântica por Flechtmann et al. (2009) e Mesquisa Filho (2009), entretanto, estudos sobre a fauna de besouros coprófagos são escassos para o Pantanal de Mato Grosso do Sul, citando-se os trabalhos de Louzada et al. (1996 e 2007) que estudaram a composição e estrutura da comunidade de Scarabaeinae e Lopes et al. (1999) que compararam as comunidades de Scarabaeidae em quatro tipos de vegetação.

As investigações sobre a fauna de besouros coprófagos em ecossistemas são fundamentais, pois a presença ou não desses artrópodes pode estar associada às alterações antrópicas ambientais. Assim, a realização de inventários torna-se importante, uma vez que estudos da fauna em áreas ainda preservadas auxiliam na melhor compreensão do funcionamento das comunidades e dos ecossistemas (Ronqui & Lopes 2006).

Diante da importância dos escarabeídeos coprófagos para os ecossistemas, aliada à escassez de estudos para o bioma Pantanal, desenvolveu-se o presente trabalho com o objetivo de conhecer as espécies que ocorrem no Pantanal de Mato Grosso do Sul.

Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido na estação experimental Fazenda Nhumirim (18° 59' S e 56° 39' W) no município de Corumbá, Mato Grosso do Sul, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pantanal) localizada no Pantanal, sub-região da Nhecolândia, a cerca de 150 km a leste de Corumbá. A referida fazenda possui aproximadamente 4374 ha, sendo formada por um mosaico de áreas de campo (pastagem nativa), cerrado, cerradão e lagoas ("baías"), ambientes característicos desta sub-região pantaneira (Barros et al. 2003). As áreas de cerradão compreendem 20,1% do total da fazenda, as áreas de cerrado ocupam 50,8%, os campos 27,4% e as lagoas ocupam 1,7%.

Para realizar a coleta dos Scarabaeidae foram instaladas duas armadilhas do tipo "janela" com fonte luminosa como atrativo (Chapman & Kinghorn 1955). As armadilhas eram constituídas por um vidro (5 mm) emoldurado, de aproximadamente 1 m^2, e calhas feitas de cano de PVC (100 mm de diâmetro) cortado longitudinalmente. As calhas eram dispostas na parte inferior, a cada lado da armadilha e continham solução de formol a 5% para a recuperação dos insetos após impacto no vidro. Como atrativo foi utilizada uma lâmpada incandescente (25 W), pendente no centro da armadilha, ligada a uma bateria (12 V). As armadilhas foram instaladas à altura do solo, sendo que uma permaneceu em área de campo (pastagem nativa) instalada a cerca de 150 m de áreas de cerrado e a outra foi instalada dentro de área de cerradão, a 15 m da borda desta área. As capturas foram realizadas mensalmente, de junho de 1992 a maio de 1993, por um período consecutivo de dois a quatro dias.

Nos dias de coleta, as armadilhas eram acionadas às 19:00 horas e desligadas às 7:00 horas do dia seguinte, quando também eram recolhidos os insetos que haviam sido coletados durante o período. Os insetos eram retirados da calha com o auxílio de uma peneira metálica (Granutest 35, malha de 0,5 mm) e acondicionados em frascos etiquetados e fixados em álcool 70% para posteriormente serem triados. Após a triagem, os espécimes foram montados, codificados e identificados. A identificação taxonômica dos insetos foi realizada inicialmente comparando-se os espécimes com a coleção de Scarabaeidae coprófagos do Laboratório de Entomologia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), campus de Aquidauana e posteriormente com a coleção de referência da UNESP de Ilha Solteira, São Paulo.

Os espécimes montados e identificados encontram-se depositados na coleção de insetos do Laboratório de Entomologia da UEMS de Aquidauana e na coleção entomológica da Embrapa Pantanal, em Corumbá.

Resultados e Discussão

Foram coletados 19587 indivíduos, pertencentes às subfamílias Aphodiinae e Scarabaeinae, distribuídos em 11 gêneros e 21 espécies (Tabela 1), sendo 15.287 (78,05%) na área de campo e 4.300 (21,95%) no cerradão. O número de espécies registradas para esta sub-região (Nhecolândia) do Pantanal foi semelhante ao obtido nos municípios de Aquidauana, MS (n = 23) por Aidar et al. (2000) e inferior às 37 espécies encontradas por Koller et al. (1999) em Campo Grande, MS e as 61 espécies relacionadas em Selvíria, MS, por Mesquita Filho (2009). É provável que a realização de levantamentos em outras sub-regiões pantaneiras amplie a diversidade de espécies de escarabeídeos coprófagos para a região.

Com relação ao comportamento dos escarabeídeos encontrados no Pantanal, verificou-se que nove espécies (42,86%) possuem hábito paracoprídeo e 12 espécies (57,14%) são endocoprídeos (Tabela 1). Dos 19587 espécimes coletados, 19.378 (98,93%) possuem hábito endocoprídeo e 209 (1,07%) hábito paracoprídeo (Tabela 1).

Em Selvíria, MS, foram coletadas 24 espécies capturadas com armadilha luminosa por Flechtmann et al. (1995b) das quais 58,33% eram paracoprídeas e 41,67% eram endocoprídeas. Foram coletadas 37 espécies por Koller et al. (1999) em Campo Grande, MS, sendo que 57% apresentavam hábito endocoprídeo, 35% paracoprídeo e 8% telecoprídeo.

O gênero com o maior número de espécies foi *Ataenius* Harold, 1867, com cinco espécies, logo em seguida *Dichotomius* Hope, 1838 e *Canthidium* Erichson, 1847 com três espécies, *Ontherus* Erichson, 1847 e *Aphodius* Illiger, 1798, com duas espécies e *Ateuchus* Weber, 1801, *Labarrus* Mulsant e Rey, 1870, *Nialaphodius* Kolbe,1908, *Trichillum* Harold, 1868, *Trichiopsammobius* Petrovitz, 1963 e *Uroxys* Westwood, 1842, com uma espécie cada.

A subfamília Aphodiinae está representada no Pantanal de Mato Grosso do Sul pelos gêneros *Aphodius*, *Ataenius*, *Labarrus*, *Nialaphodius* e *Trichiopsammobius*, totalizando 10 espécies. Dentre essas, *Ataenius* sp.2 foi coletada em maior quantidade, sendo capturados 18837 indivíduos, o que representou 96,17% dos insetos coletados (Tabela 1).

Dos 18837 adultos de *Ataenius* sp2., foram coletados 14.887 (79,03%) em área de campo, demonstrando maior preferência ou adaptação dessa espécie a esse ambiente (Tabela 1). Os adultos de *Ataenius* sp.2 foram coletados durante todo o ano, entretanto, em setembro foram coletados 24 adultos (0,13%), enquanto que em dezembro foram capturados 11.095 (58,90%) exemplares.

Tabela 1. Abundância relativa e comportamento reprodutivo de escarabeídeos coprófagos coletados em armadilha de interceptação de vôo, de junho de 1992 a maio de 1993, em áreas de campo e cerradão no Pantanal (sub-região da Nhecolândia), Mato Grosso do Sul, Brasil.

Table 1. Relative abundance and nesting behavior of coprophagous scarab beetles caught in flight intercept trap, from June 1992 to May 1993, in native grassland and cerradão in the Pantanal (Nhecolândia sub-region), Mato Grosso do Sul, Brazil.

Subfamília/Espécie	Campo	Cerradão	Total	Abundância relativa (%)	Comportamento de nidificação
Aphodiinae					
Labarrus lividus (Olivier, 1789)	2	-	2	0,01	E
Nialaphodius nigrita (Fabricius, 1792)	2	-	2	0,01	E
Aphodius sp.1	5	14	19	0,10	E
Aphodius sp.2	1	-	1	0,01	E
Ataenius sp.1	68	86	154	0,78	E
Ataenius sp.2	14.887	3950	18837	96,17	E
Ataenius sp.3	-	1	1	0,01	E
Ataenius sp.4	58	69	127	0,65	E
Ataenius sp.5	2	-	2	0,01	E
Trichiopsammobius sp.	149	81	230	1,17	E
Scarabaeinae					
Ateuchus sp.	1	6	7	0,03	P
Canthidium (*Canthidium*) *megatophoides* Boucomont, 1928	-	1	1	0,01	P
Canthidium sp.1	30	46	76	0,39	P
Canthidium sp.2	3	5	8	0,04	P
Dichotomius bos (Blanchard, 1843)	28	4	32	0,16	P
Dichotomius nisus (Olivier, 1789)	6	7	13	0,06	P
Dichotomius sp.	38	17	55	0,28	P
Ontherus appendiculatus (Mannerhein, 1829)	6	4	10	0,05	P
Ontherus sp.	-	7	7	0,04	P
Trichillum sp.	1	-	1	0,01	E
Uroxys sp.	-	2	2	0,01	E
Total	15287	4300	19587	100,0	-

*(E) Endocoprídeo; (P) Paracoprídeo.

A ocorrência de *Ataenius* sp.2 durante todo o ano pode estar relacionada com seu ciclo biológico relativamente curto. Wegner & Niemczyk (1981) ao estudarem a biologia de *Ataenius spretulus* (Haldeman, 1848), verificaram a ocorrência de uma geração em 60 a 70 dias, quando a temperatura do solo no campo ultrapassou 30 °C. De forma semelhante, González-Vainer et al. (2003) verificaram que a duração de ovo a adulto de *Ataenius perforatus* Harold, 1867 é de cerca de 55 dias. Assim, caso o ciclo biológico de *Ataenius* sp.2 seja similar ao de outras espécies do gênero, sua curta duração pode favorecer o aparecimento de várias gerações durante o ano, além das grandes quantidades registradas.

Normalmente de maio a setembro para a região de Mato Grosso do Sul, são observadas as menores temperaturas, o que provavelmente interfira na ocorrência desta espécie, enquanto que a partir de outubro e novembro as temperaturas são mais elevadas e inicia-se a estação chuvosa, o que pode favorecer o desenvolvimento e ocorrência dessa espécie, justificando-se as maiores densidades encontradas em dezembro para *Ataenius* sp.2. Situação semelhante foi encontrada por Koller et al. (2007), em estudo realizado no planalto (Campo Grande, MS), quando registraram maior abundância de besouros coprófagos no período compreendido entre outubro e maio (estação chuvosa). Também Flechtmann et al. (1995b) verificaram uma maior captura de besouros coprófagos na armadilha luminosa durante a estação chuvosa.

No Pantanal de Mato Grosso do Sul também foi registrada a presença de *Labarrus lividus* (Olivier, 1789). Essa espécie havia sido encontrada em várias localidades do Estado (Flechtmann et al. 1995b, Koller et al. 1999, Aidar et al. 2000, Koller et al. 2007), sendo ainda registrada nos estados de Goiás (Marchiori et al. 2001), Paraná (Ronqui & Lopes 2006), São Paulo (Flechtmann et al. 1995a, Rodrigues & Marchini 2000) e Santa Catarina (Flechtmann & Rodrigues 1995).

Nialaphodius nigrita (Fabricius, 1792) foi coletado em área de campo (pastagem nativa) e cerradão no Pantanal, tendo sido previamente coletado em área de pastagem em Mato Grosso do Sul (Flechtmann et al. 1995b, Koller et al. 1999, 2007, Aidar et al. 2000, Mesquita Filho 2009), Goiás (Marchiori et al. 2001), Paraná (Ronqui & Lopes 2006) e São Paulo (Flechtmann et al. 1995a, Rodrigues & Marchini 2000).

Com relação aos representantes da subfamília Scarabaeinae, ocorrentes no Pantanal de Mato Grosso do Sul, foram encontrados seis gêneros (*Ateuchus*, *Canthidium*, *Dichotomius*, *Ontherus*, *Trichillum* e *Uroxys*), totalizando 11 espécies. *Canthidium* sp.1 foi coletado em maior quantidade com 76 indivíduos (0,39%), seguido por *Dichotomius* sp. com 55 exemplares (0,28%) e *Dichotomius bos* (Blanchard, 1843) com 32 (0,16%) espécimes amostrados (Tabela 1).

Dichotomius bos é comum em áreas de pastagem no Estado de Mato Grosso do Sul (Flechtmann et al. 1995b, Koller et al. 1999, Aidar et al. 2000, Koller et al. 2007) e já havia sido registrada no Pantanal por Louzada et al. (2007), na Caatinga por Silva et al. (2007) e em pastagem nos Estados de Goiás (Marchiori et al. 2001), Paraná (Ronqui & Lopes 2006) e São Paulo (Flechtmann et al. 1995a, Rodrigues & Marchini 2000, Mendes & Linhares 2006).

Poucos representantes de *D. nisus* (Olivier, 1789) foram encontrados no Pantanal, porém, Louzada et al. (2007) já haviam registrado sua presença nesse ambiente. Sua ocorrência é ampla no Brasil, sendo registrado em pastagens de cerrado por Flechtmann et al. (1995b), Koller et al. (1999), Aidar et al. (2000) e Koller et al. (2007), na Caatinga e na Mata Atlântica da Paraíba por Hernández (2007) e Endres et al. (2007), respectivamente, assim como no Espírito Santo (Schiffler et al. 2003) e na Caatinga pernambucana (Silva et al. 2007), além de várias localidades em São Paulo (Flechtmann et al. 1995a, Rodrigues & Marchini 2000, Mendes & Linhares 2006).

Ontherus appendiculatus (Mannerhein, 1829) também teve sua presença registrada nas coletas realizadas no Pantanal, sub-região da Nhecolândia. Louzada et al. (2007) haviam registrado sua ocorrência em fragmento florestal também na sub-região pantaneira de Miranda/Abobral. De modo geral, essa espécie encontra-se amplamente distribuída em Mato Grosso do Sul (Flechtmann et al. 1995b, Koller et al. 1999, Aidar et al. 2000, Koller et al. 2007), tendo sido também coletada no norte do Paraná (Ronqui & Lopes (2006). Mendes & Linhares (2006), coletaram adultos desta espécie, em fezes de bovinos excretadas no pasto em São Carlos, SP.

No presente estudo, registrou-se a presença de *Canthidium* (*Canthidium*) *megatophoides* Boucomont, 1928. No Mato Grosso do Sul, essa espécie havia sido registrada anteriormente apenas para os municípios de Aquidauana (Aidar et al. 2000) e Selvíria (Rodrigues & Flechtmann 1997).

O levantamento das espécies de escarabeídeos coprófagos realizado confirma a ocorrência de algumas espécies previamente registradas para a região e amplia a distribuição geográfica de outras ainda não conhecidas para a planície pantaneira. A forte influência do bioma Cerrado, assim como à atividade pecuária calcada em pastagens nativas, contribuem para explicar a diversidade de espécies observada no Pantanal.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Hector Flechtmann da UNESP de Ilha Solteira pela identificação de algumas espécies de Scarabaeidae.

Referências Bibliográficas

AIDAR, T., KOLLER, W.W., RODRIGUES, S.R., CORREA, A.M., SILVA, J.C.C., BALTA, O.S., OLIVEIRA, J.M. & OLIVEIRA, V.L. 2000. Besouros Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) Coletados em Aquidauana, MS, Brasil. An. Soc. Entomol. Bras. 29(4):817-820.

ALMEIDA, S.S.P. & LOUZADA, J.N.C. 2009. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do cerrado e sua importância para a conservação. Neotrop. Entomol. 38(1):32-43.

ALVES, S.B. 1977. Biologia e importância econômica do *Dichotomius anaglypticus* (Mannerheim, 1829) (Coleoptera, Scarabaeidae). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BARROS, A.T.M., FOIL, L.D. & VAZQUEZ, S.A.S. 2003. Mutucas (Diptera: Tabanidae) do Pantanal: abundância relativa e sazonalidade na Sub-região da Nhecolândia. Embrapa Pantanal, Corumbá, 18p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 48).

CHAPMAN, J.A. & KINGHORN, J.M. 1955. Window flight traps for insects. Can. Ent. 87(1):46-47.

COSTA, C.M.Q., SILVA, F.A.B., FARIAS, A.I. & MOURA, R.C. 2009. Diversidade de Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de vôo no refúgio ecológico Charles Darwin, Igarassu-PE, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 53(1):88-94.

ENDRES, A.A., HERNÁNDEZ, M.I.M. & CREÃO-DUARTE, A.J. 2005. Considerações sobre *Coprophanaeus ensifer* (Germar) (Coleoptera, Scarabaeidae) em um remanescente de Mata Atlântica no Estado da Paraíba, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 49(3):427-429.

ENDRES, AA., CREÃO-DUARTE, A.J. & HERNÁNDEZ, M.I.M. 2007. Diversidade de Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) da reserva biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordestino. Rev. Bras. Entomol. 51(1):67-71.

FLECHTMANN, C.A.H., RODRIGUES, S.R., ARAÚJO, S.D. & WENZEL, R.L. 1995a. Levantamento de insetos fimícolas em Ilha Solteira, São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 39(1):115-120.

FLECHTMANN, C.A.H., RODRIGUES, S.R. & COUTO, H.T.Z. 1995b. Controle biológico da mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans irritans*) em Selvíria, Mato Grosso do Sul. 4. Comparação entre métodos de coleta de besouros coprófagos (Scarabaeidae). Rev. Bras. Entomol. 39(2):259-276.

FLECHTMANN, C.A.H. & RODRIGUES, S.R. 1995. Insetos fimícolas associados a fezes bovinas em Jaraguá do Sul/SC. 1. Besouros coprófagos (Coleoptera, Scarabaeidae). Rev. Bras. Entomol. 39(2):303-309.

FLECHTMANN, C.A.H., TABET, V.G. & Quintero, I. 2009. Influence of carrion smell and rebaiting time on the efficiency of pitfall traps to dung beetle sampling. Entomol. Experim. Applic. 132(3):211-217.

GONZÁLEZ-VAINER, P., MORELLI, E. & CANZIANI, C. 2003. Biología y estados inmaduros de *Ataenius perforatus* Harold, 1867 (Coleoptera: Scarabaeidae: Aphodiinae). Monog. Tercer Milên. 3:67-74.

HERNANDEZ, M.I.M. & VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. Rev. Bras. Entomol. 53(4):607-613.

HERNÁNDEZ, M.I.M. 2007. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga Paraibana, Brasil. Oecol. Bras. 11(3):356-364.

KOLLER, W.W., GOMES, A., RODRIGUES, S.R. & ALVES, R.G.O. 1999. Besouros Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) Coletados em Campo Grande, MS, Brasil. An. Soc. Entomol. Bras. 28(3):403-412.

KOLLER, W.W., GOMES, A., RODRIGUES, S.R. & GOIOZO, P.F.I. 2007. Scarabaeidae e Aphodiidae coprófagos em pastagens cultivadas em área do cerrado sul-mato-grossense. Rev. Bras. Zooc. 9(1):81-93.

LOPES, V.A., LOPES, F.S. & LOUZADA, J.N.C. 1999. Comparação preliminar das comunidades de Scarabaeidae em quatro tipos de vegetação do Pantanal Sul-Matogrossense. In IV Reunião Latinoamericana de Scarabaeoidologia. EMBRAPA- SOJA E EMBRAPA-TRIGO, Viçosa, MG. p. 142-143.

LOUZADA, J.N.C., VAZ-DE-MELLO, F.Z. & LOPES, F.S. 1996. Estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) de uma cordilheira no Pantanal Sul-Matogrossense, Sudoeste do Brasil. In III Congresso Brasileiro de Ecologia, Brasília. SBE/UnB, Brasília, DF, p.178.

LOUZADA, J.N.C., LOPES, F.S. & VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2007. Structure and composition of a dung beetle community (Coleoptera, Scarabaeinae) in a small forest patch from Brazilian Pantanal. Rev. Bras. Zooc. 9(2):199-203.

MARCHIORI, C.H., OLIVEIRA, Â.T. & LINHARES, A.X. 2001. Artrópodes associados a massas fecais bovinas no Sul do Estado de Goiás. Neotrop. Entomol. 30(1):19-24.

MENDES, J. & LINHARES, A.X. 2006. Coleoptera Associated with Undisturbed Cow Pats in Pastures in Southeastern Brazil. Neotrop. Entomol. 35(6):715-723.

MESQUITA FILHO, W. 2009. Determinação de horário de vôo e fatores que o influenciam, em Scarabaeidae coprófagos diurnos e noturnos em Selvíria, MS. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.

RODRIGUES, S.R. & FLECHTMANN, C.A.H. 1997. Aspectos biológicos de *Canthon lituratus* (Germar, 1813) e *Canthidium* (*Canthidium*) *megatophoides* Boucomont, 1928 (Coleoptera, Scarabaeidae). Acta Zool. Mex. 70:1-12.

RODRIGUES, S.R. & MARCHINI, L.C. 2000. Ocorrência de besouros coprófagos em dois diferentes ambientes. Rev. Bras. Entomol. 44(1-2):35-38.

RONQUI, D.C. & LOPES, J. 2006. Composição e diversidade de Scarabaeoidea (Coleoptera) atraídos por armadilha de luz em área rural no norte do Paraná, Brasil. Iheringia Ser. Zool. 96(1):103-108.

SCHIFFLER, G. 2003. Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SCHIFFLER, G., VAZ-DE-MELLO, F.Z. & AZEVEDO, C.O. 2003. Scarabaeidae *s. str*. (Coleoptera) do Delta do Rio Doce e Vale do Suruaca no Município de Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil. Rev. Bras. Zoo. 5(2):189-204.

SILVA, P.H. 2005. Efeito de diferentes sistemas de usos do solo amazônico sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Coleoptera). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SILVA, F.A.B., HERNÁNDEZ, M.I.M., IDE, S. & MOURA, R.C. 2007. Comunidade de escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae) copro-necrófagos da região de Brejo Novo, Caruaru, Pernambuco, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 51(2):228-233.

WEGNER, G.S. & NIEMCZYK, H.D. 1981. Bionomics and phenology of *Ataenius spretulus*. Ann. Entomol. Soc. Am.74 (4):374-384.

Recebido em 11/02/09
Versão reformulada recebida em 18/05/10
Publicado em 14/06/10

Fire management and the nesting of *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) in grasslands in central Cerrado, Brazil

***Dárius Pukenis Tubelis*[1,2] *& Welington Braz Carvalho Delitti*[1]**

[1]*Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brazil*
[2]*Corresponding author: Dárius Pukenis Tubelis, e-mail: darius.tubelis@gmail.com*

TUBELIS, D.P. & DELITTI, W.B.C. **Fire management and the nesting of *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) in grasslands in central Cerrado, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn02910022010.

***Abstract**:* Fire management is a common practice in several reserves in the Cerrado, but its influences on bird reproduction remain unknown. In addition, the nesting biology of the Burrowing Owl (*Athene cunicularia*) has been studied in numerous environments, but not in tropical grasslands managed by fire. This study examined the effects of fire management on the nesting biology of *A. cunicularia* in Emas National Park, State of Goias, central Brazilian Cerrado. We compared the number of breeding pairs and their burrows in October and November 2009 at 15 study sites in grasslands managed by fire (firebreaks) and unmanaged grasslands adjacent to and distant from firebreaks. We visited active burrows two-four times and described the burrow entrances and sentinel sites and counted and observed adults and young. A total of 19 burrows were found at firebreaks. One and two burrows were found in grasslands adjacent to and distant from firebreaks, respectively. For all burrows found, one to three young reached the adult size, being able to fly and/or run in early November. The 22 burrows found were in the ground, associated or not with termite and ant nests. Most (86.4%) burrows had only one entrance. Only three burrows had two or three entrances. Structures used as sentinel perches by adults were mounds in front of the burrow entrances, termite nests, shrubs and trees. Most of these sentinel sites were shorter than 2 m high and located less than 10 m from the burrow entrance. At Emas National Park, firebreaks appear to provide more attractive conditions to the nesting of *A. cunicularia* than unmanaged grasslands, likely because of the short herbaceous stratum due to frequent burning of firebreaks. This study suggests that fire management provides suitable conditions for the successful reproduction of *A. cunicularia* in firebreaks at Emas National Park.
***Keywords:** firebreak, landscape, burrowing owl, reproduction, savanna.*

TUBELIS, D.P. & DELITTI, W.B.C. **Manejo de fogo e nidificação de *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) em campos nativos no Cerrado central, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn02910022010.

***Resumo**:* O manejo de fogo é uma prática comum em várias reservas do Cerrado, mas suas influências sobre a reprodução de aves não é conhecida. Adicionalmente, a nidificação da coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) foi estudada em numerosos ambientes, mas não em campos tropicais manejados por fogo. O presente estudo teve como objetivo examinar efeitos do manejo de fogo sobre a nidificação de *A. cunicularia* no Parque Nacional das Emas, Estado de Goiás, Cerrado central brasileiro. Comparamos o número de casais reprodutivos e suas tocas em outubro e novembro de 2009 em 15 locais de estudo, que incluíram trechos de campo sujo manejados por fogo (aceiros) e trechos não manejados, próximos e distantes de aceiros. Visitamos tocas ativas duas a quatro vezes, descrevemos as entradas das tocas e os locais de sentinela, assim como contamos e observamos os adultos e os filhotes. Um total de 19 tocas foi encontrado em aceiros. Uma e duas tocas foram encontradas em campos próximos e distantes de aceiros, respectivamente. Para todas as tocas encontradas, um a três filhotes atingiram o tamanho adulto, sendo aptos para voar ou correr no início de novembro. Todas as 22 tocas foram feitas no solo, associadas ou não a cupinzeiros ou formigueiros. A maioria (86.4%) das tocas tinha somente uma entrada. Três tocas tinham duas ou três entradas. As estruturas usadas como locais de sentinela por adultos foram montes de terra feitos à frente das entradas das tocas, cupinzeiros, arbustos e árvores. A maioria desses locais de sentinela tinha menos de 2 m de altura e localizavam-se a menos de 10 m de distância das entradas das tocas. No Parque Nacional das Emas, aceiros parecem propiciar condições mais atrativas à nidificação de *A. cunicularia* do que campos não manejados, provavelmente devido à reduzida altura do estrato herbáceo decorrente de freqüentes queimadas feitas nos aceiros. Este estudo sugere que o manejo de fogo possibilita que *Athene cunicularia* se reproduza com sucesso em aceiros no Parque Nacional das Emas.
***Palavras-chave:** aceiro, paisagem, coruja-buraqueira, reprodução, savana.*

Introduction

Athene cunicularia (Molina, 1782) is a small owl species widely distributed through the American hemisphere (Del Hoyo et al. 1999, König & Weick 2008). It occurs in most of non-Amazonian South America, in Caribbean islands, in Western North America, and Florida (Haug et al. 1993, Stotz et al. 1996, Erize et al. 2006). Some populations are in decline in North America (Holroyd et al. 2001). It inhabits a diverse range of open habitats marked by short vegetation or bare ground, such as native grasslands, pastures, deserts, sand dunes, urban parks and golf courses (Sick 1997, König et al. 1999, Erize et al. 2006, König & Weick 2008, Sigrist 2009). Arthropods and small vertebrates are their major food items (Soares et al. 1992, Teixeira & Melo 2000, Motta-Junior & Bueno 2004, Vieira & Teixeira 2008). Breeding pairs usually nest in burrows excavated by themselves or mammalian vertebrates (Haug et al. 1993, Del Hoyo et al. 1999, König & Weick 2008).

In Brazil, where 22 species of the family Strigidae occur, *A. cunicularia* is one of the most studied species (CBRO 2009, Motta-Junior et al. in press). Despite having been the focus of numerous investigations, aspects of its reproduction remain relatively poorly known (Motta-Junior et al. in press). Its reproductive behavior was studied in detail only in a Cerrado patch in northeastern Brazil (Lima 1997). Additionally, major publications on Brazilian birds briefly reported its reproduction in burrows in the ground and in termite nests that can be excavated by themselves, armadillos or woodpeckers (Antas & Cavalcanti 1988, Sick 1997, Sigrist 2009).

In the Cerrado ecoregion of central Brazil, *A. cunicularia* can be found inside and outside the reserve system (Antas & Cavalcanti 1988, Tubelis & Cavalcanti 2000, Braz & Cavalcanti 2001). Within reserves, the owl is often found in grasslands with numerous shrubs and scattered trees (Negret 1983, Braga 2006, Braga & Motta-Junior 2009) and in firebreaks such in Emas National Park (unpublished data).

Firebreaks in Cerrado's reserves are usually burned early in the dry season to create bands of vegetation marked by low biomass in attempt to stop fire spreading (Coutinho 1994, Pivello 2006, França et al. 2007). Although the impact of fire on plants is well known, knowledge of the impacts on many groups of the native fauna is lacking (Miranda et al. 2002, 2004, 2009). Exceptions at Emas National Park were two investigations of fire management and the feeding ecology of macaws that are attracted to grassland and woodland firebreaks during the fruiting season of *Anacardium humile* (Tubelis 2009a, b). No studies have investigated influences of fire management on bird reproduction in the Cerrado.

This study investigated effects of fire management on the breeding biology of *A. cunicularia* at Emas National Park, central Cerrado, Brazil. The numbers of breeding pairs and young, and their burrows, were compared between native grasslands managed as firebreaks and unmanaged by fire. Burrow characteristics, the number and dimensions of their entrances, and structures of the habitat used as sentinel perches by adults also were examined. Results are discussed in terms of the nesting biology of *A. cunicularia* in the Western hemisphere, and of fire management in Cerrado's reserves.

Material and Methods

1. Study area

This study was conducted at Emas National Park, a 132,000 ha conservation unit located in southwestern Goias State, central Brazil (Figure 1). This park harbors numerous physiognomies commonly found in central Cerrado's landscapes (Eiten 1972, Scariot et al. 2005). Grasslands are the major habitat type, covering most of flat uplands

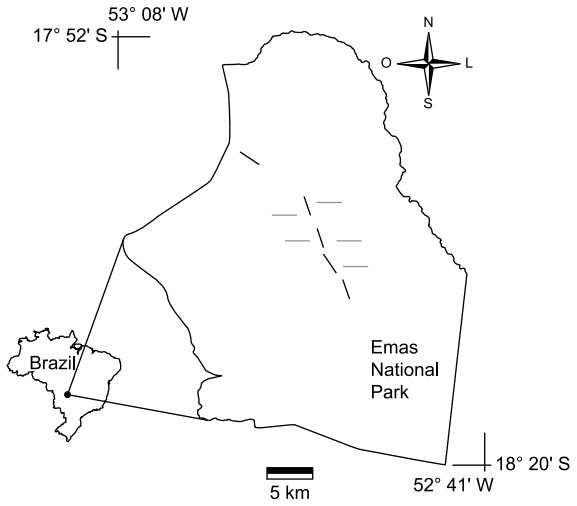


Figure 1. Study sites that were surveyed for nesting *Athene cunicularia* in Emas National Park, central Brazil, in October and November 2009. Gray traces indicate grasslands distant from firebreaks, while black traces indicate pairs of sites of firebreaks and adjacent grasslands.

(França et al. 2007). Grasslands with few shrubs and no trees are called *campo limpo*, while those with numerous shrubs and scattered trees are called *campo sujo* (Eiten 1972, Oliveira-Filho & Ratter 2002). Less dominant vegetation in the park are savanna woodlands, riparian forests, wet fields and *veredas* (Ramos-Neto & Pivello 2000, França et al. 2007).

Elevation ranges between 720 and 900 m above sea level (Ramos-Neto & Pivello 2000). The regional climate is marked by two well-defined periods: wet and dry seasons (Assad 1994). Annual rainfall ranges between 1,200 and 2,000 mm and falls between October and April. The dry season occurs between May and September. Temperatures usually range between 0 °C in July and 40 °C in January-February (Assad 1994).

Fires at Emas National Park can be natural or human-induced (França et al. 2007). Natural fires usually occur early in the rainy period as result of lightning and often burn small areas. On other hand, human-induced fires originate in surrounding farmland, most often occur during the dry season and can spread through extensive portions of the landscape (Ramos-Neto & Pivello 2000). Fire management by park managers is basically restricted to maintenance of firebreaks (*aceiros*) - strips of grassland or woodland vegetation that are usually burned in June (early dry season), every 1-2 years in an attempt to restrict fire spreading during the dry season (Ramos-Neto & Pivello 2000, França et al. 2007). Firebreaks are located between two unpaved roads and usually are 25-100 m in width.

2. Study sites

A total of 15 study sites, 2.5 km long and 25-50 m wide, were selected at Emas National Park (Figure 1). Shrubby grassland sites (*campo sujo*, Eiten 1993) were grouped into three treatments, with five replicates each: 1) grassland strips managed by fire (here called "firebreaks"), 2) grassland areas not managed by fire and adjacent to firebreaks (here called "adjacent grasslands"), and 3) grassland areas not managed by fire and located 500-3000 m from firebreaks (here called "distant grasslands"). Firebreaks and adjacent grasslands were separated only by an unpaved road measuring 6-7 m in width. They were along the major road of the park (Figure 1).

All study sites were dominated by *capim flecha* grass (*Tristachya leiostachya* Ness). This grass was 80-220 cm high in grasslands not managed by fire, and much shorter (5-15 cm high) in firebreaks (Figure 2). The density of shrubs was lower in firebreaks than in grasslands. These differences in vegetation occur because park managers burn firebreaks every 1-2 years, while unmanaged grasslands are usually burned every 4-10 years by natural or accidental fire (França et al. 2007). The study sites of a given treatment were > 500 m from each other and > 100 m from other vegetation physiognomies, such as *veredas* and woodlands.

To ensure the sampling of equal areas of different treatments, sections of firebreaks with uniform width were selected and the same width sampled in the adjacent and distant grasslands. The mean width of firebreaks measured at 5-7 points were: 25, 30, 40, 40 and 45 m. Thus, the five replicates of each treatment had areas of 6.2, 7.5, 10.0, 10.0 and 11.2 ha.

3. Burrow finding

The firebreaks and grasslands were searched for adult *A. cunicularia*. Initially we drove a vehicle slowly along roads between firebreaks and adjacent grasslands during daytime (07:00 AM - 06:00 PM on 05 October 2009). After surveying a firebreak and a 30 minutes interval, the adjacent grassland was surveyed in opposite direction. The detection of owls and their nest sites from the vehicle was possible because: 1) adults often perched adjacent to or near the burrow entrance during the breeding season, 2) termite nests often used as sentinel sites by breeding adults were often partially covered with white feces, 3) firebreaks and areas searched in adjacent grasslands were narrow enough to allow detection of owls and termite nests from the vehicle.

When owls or termite nests with white feces were detected, the presence of an active *A. cunicularia* burrow was confirmed by DPT by some of the following facts: 1) one or two adults close to a burrow entrance, 2) restless behavior such as several alarm calls and short flight 10-40 m from their perch in response to the approach of the observer, 3) the presence of young at the entrance of the burrow, 4) footprints on the mound in front of the burrow entrance. Burrows with these characteristics were called "active burrows". On other hand, burrows with entrances partially obstructed by vegetation, with no mounds and footprints around its opening, and not used by adults or young were considered as "inactive burrows".

During these surveys, the tall and fully developed *capim flecha* grasses could lead to lower detection of breeding adults and their burrows in unmanaged vegetation. Thus, the five sites of adjacent grassland were walked 15-20 m from the adjacent road between 6 and 8 November 2009. At this time, young were more developed and could be easily seen. To verify the nesting of *A. cunicularia* in a more natural situation, distant grassland sites 500-3000 m from firebreaks were also searched on foot during these three days. Each adjacent and distant grassland site was walked once.

4. Observations and habitat measures

Each nest site at firebreaks was visited three times (once per day) between 5 and 7 October. Burrows found in grasslands and firebreaks were visited once between 6 and 8 November 2009. During each visit, adult and young owls were counted and habitat components were measured. In November, adults and more developed young could be distinguished due to their distinct plumages (König & Weick 2008, Sigrist 2009).

All burrow entrances were photographed and their height and width were measured. Habitat structures (shrubs, trees, mounds, and termite nests) where adults were perched at the observer's arrival were considered sentinel sites. Plants and termite nests had their heights and distances to the cavity entrance measured. In cases of burrows with more than one entrance, that closer to where the adult landed was considered the active entrance. These observations and measurements were done during each visit to each nest site. Mounds were not measured. Sentinel perches were not measured in unmanaged grasslands due to the low number of active burrows found.

5. Analyses

Chi-square test was used to compare the numbers of burrows found in different treatments. Pearson correlation was used to examine the relation between the height of perches and their distance to the burrow entrance. The mean heights of plants and termite nests identified as sentinel perches were compared with the Kruskal-Wallis test. All analyses were performed using BioEstat 2.0 (Ayres et al. 2000). Significance was set at $P < 0.05$.

Results

1. Number of burrows

Twenty-two pairs of *A. cunicularia* were found in the 15 study sites. A significantly higher number of active burrows was detected at firebreaks (19, 86%) than in adjacent grasslands ($N = 1$; $\chi^2 = 16.20$; g.l. = 1; $P < 0.001$) and in distant grasslands ($N = 2$; $\chi^2 = 13.76$; g.l. = 1; $P < 0.001$). Driving on consecutive days along firebreaks and adjacent grassland sites did not lead to the finding of any additional pairs in October.

2. Burrow characteristics

The active burrows were grouped into three major categories, according to their association with nests of social insects. At firebreaks, 12 (63%) burrows were < 100 cm from the base of termite nests that showed substantial variation in size (Figure 3a, b). Burrows were excavated under the termite nests. Three burrows (16%) were within large mounds of soft soil covered by sparse or no vegetation associated with abandoned ant nests in firebreaks (Figure 3c). Four (21%) burrows found in firebreaks were not closely associated with ant or termite nests, which were > 6 m from the entrance. The only burrow found in adjacent grasslands was associated with an



Figure 2. A boundary with two study sites separated by an unpaved road at Emas National Park, central Brazilian Cerrado, in October 2009. *Capim flecha* grasses are higher than termite nests and shrubs in the adjacent grassland but shorter than them at the firebreak (vegetation on the left of the road).

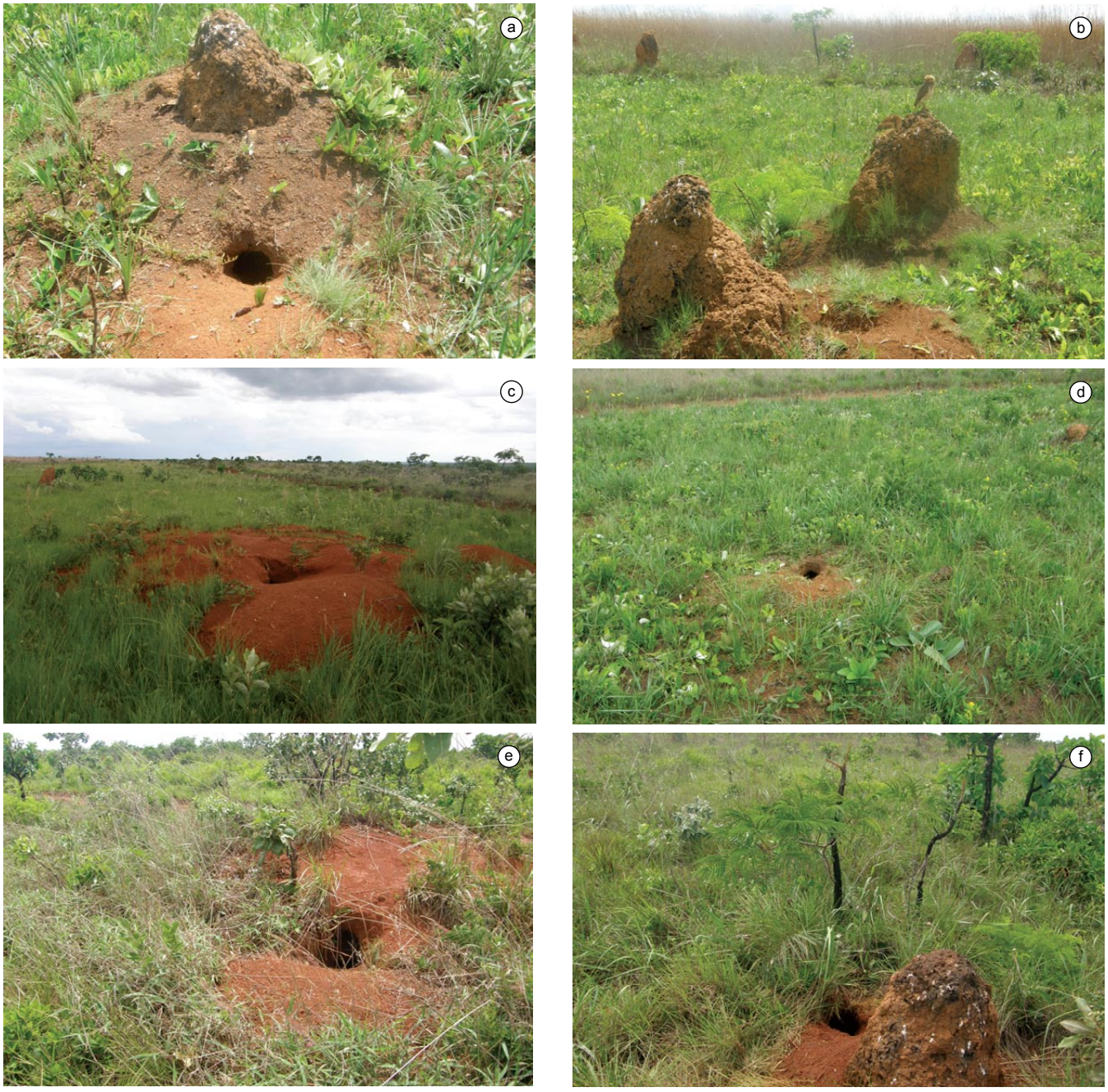


Figure 3. Types of *Athene cunicularia* burrows found in firebreaks (a, b, c, d) and grasslands not managed by fire (e, f) at Emas National Park, central Brazilian Cerrado, in October and November 2009. a) a burrow associated with a small termite nest; b) a burrow associated with a large termite nest; c) a burrow associated with an abandoned ant nest; d) a burrow not associated with ant and termite nests; e) a burrow in a grassland adjacent to a firebreak; f) a burrow in a grassland distant from firebreaks.

abandoned ant nest (Figure 3e). The two burrows detected in distant grasslands were associated with termite nests (Figure 3f).

The openings of six burrows found at firebreaks had a nearly elliptical shape, being wider than higher (Figure 4a). Entrances of other burrows detected in firebreaks and those in grasslands not managed by fire were nearly round (Figure 4b). All burrows had a mound in front of its opening, the result of the burrow excavation. At most (82%) of the 22 burrows, the immediate proximity of the entrances was free of vegetation (Figure 4a, b). Grasses were quite close to the entrance of two burrows (Figure 4c), and a short palm was on the side of two burrow entrances (Figure 4d).

The three burrows excavated in unmanaged grasslands had only one entrance, as occurred with 16 (84%) burrows found in firebreaks. One of the burrows excavated at firebreaks had two entrances while two had three entrances (Figure 4e). All three burrows with more than one entrance were associated with abandoned ant nests at firebreaks. The use of these additional entrances by the owl family was apparent when young ran inside them, by footprints on their mounds, and by vigilant adults.

At eight (42%) nest sites in firebreaks, one inactive burrow was found 5-15 m from the active burrow. Entrances of these inactive burrows were quite similar in size and shape to the entrances of the 22 burrows but



Figure 4. Entrances of *Athene cunicularia* burrows in firebreaks at Emas National Park, central Brazilian Cerrado, in October and November 2009. a) a wide entrance; b) a nearly round entrance surrounded mainly by bare ground; c) an entrance surrounded by short grasses; d) an entrance with a short palm; e) a burrow with three active entrances; f) the entrance of a burrow considered as inactive.

they had no mounds nearby. The entrances were partially obstructed by parts of plants, such as leaves and roots (Figure 4f).

3. Adult and young owls

During each visit to nest sites, one or two adults were seen in association with each burrow. Two adults were seen in 84 and 86% of the visits in October and November, respectively. Consecutive visits led us to know that two adults were present at every burrow. However, young were seen in only 37% of the visits in October. Young were cryptic, as they tended to quickly run inside the burrow during this period. Also, some could have not emerged in October. On other hand, young were seen in 91% of the visits in November, when they were in less of a hurry to run inside the burrow in response to the observer's approach, and some could fly. Each breeding pair nesting in adjacent and distant grasslands had two young. At firebreaks, breeding pairs had an average of 2.1 young per burrow: two pairs had one young, 13 had two young, and four had three young.

4. Sentinel perches

Breeding adults used the earth mound in front of the burrow entrance, termite nests, and plants as sentinel perches at firebreaks (Figure 5). Four to six perches were used at each nest site in firebreaks.

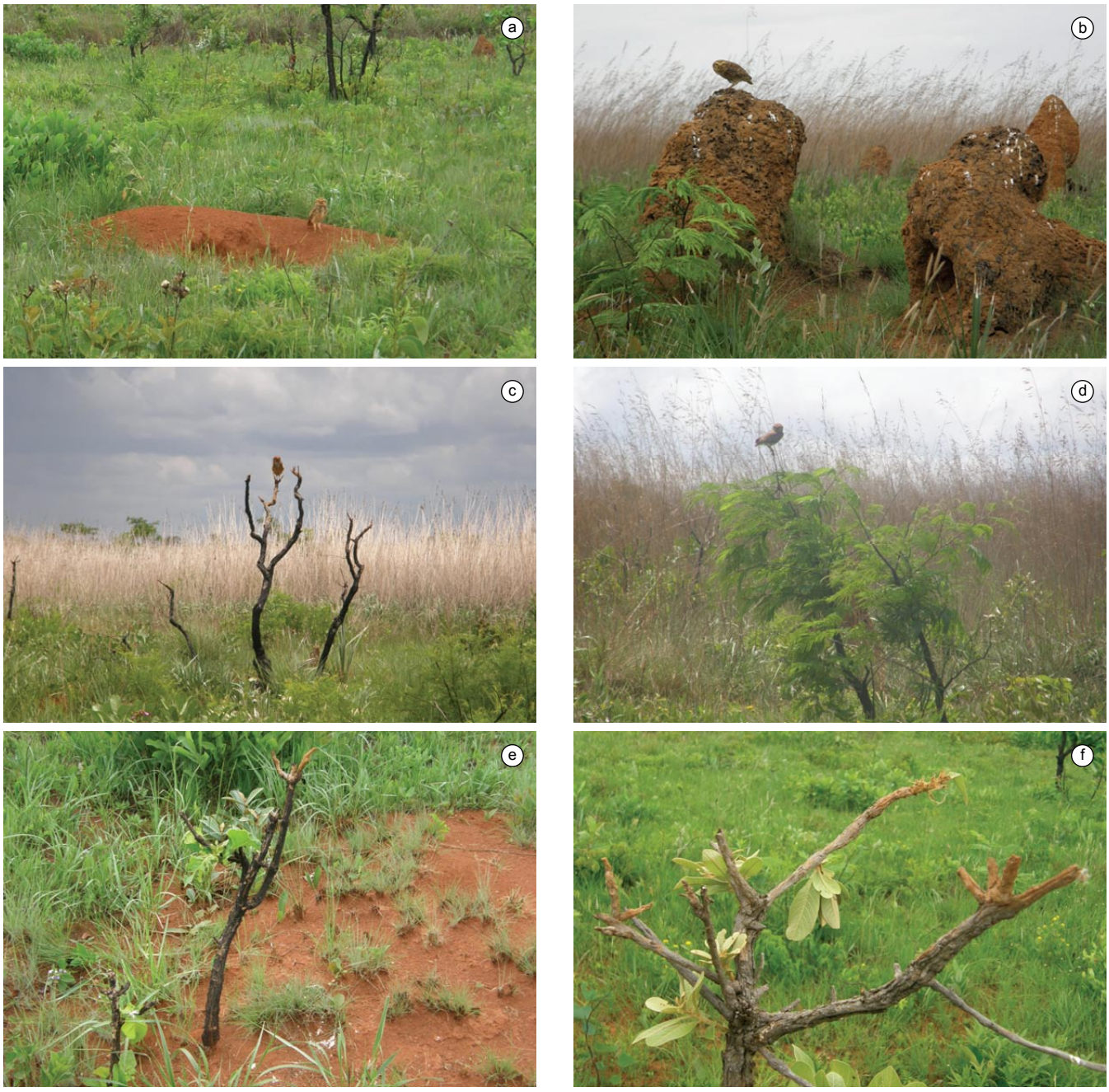


Figure 5. Elements of firebreaks used as sentinel sites by *Athene cunicularia* breeding pairs at Emas National Park, central Brazilian Cerrado, in October and November 2009. a) a mound resulted of the burrow excavation; b) termite nests; c) a dry and small tree without leaves; d) a shrub with numerous leaves; e) a small shrub with white feces under it; f) a shrub with dirt parts often used by adults.

An adult was on the mound in 98% of the visits to the nest sites. Termite nests and plants were used as sentinel sites in 52 and 54% of the visits, respectively, in firebreaks. Usually, during a visit, one owl was on the mound and the other perched on a plant or a termite nest.

In all habitats, mounds were usually clean with no pellets, food remains or nest materials. The mounds were usually less than 20 cm above the surrounding ground. Thus, they were typically higher than the grass at firebreaks (Figure 5a), but shorter in the unmanaged sites (Figures 3e, f). At firebreaks, termite nests where adults perched were usually covered by white feces (Figures 3b and 5b), probably the result of long periods on these structures. The height of termite nests ranged between 38 and 150 cm (mean = 71.9 cm; s.d. = 25.1 cm; n = 61), and they were 10-1400 cm from the burrow openings (mean = 451 cm, s.d. = 720 cm; n = 61). The correlation between the height of termite nests and the distance to the burrow openings was weak and not significant at firebreaks ($r = 0.17$; g.l. = 59; $P = 0.195$; n = 61).

In firebreaks, plants used by adult owls as sentinel perches varied from small shrubs to small trees (Figure 5) between 42 and 250 cm in height (mean = 138.5 cm; s.d. = 52.7 cm; n = 67) with or without leaves. Owls usually perched on braches located above the leaves (Figure 5d). The parts of plants where owls were perched were

covered by soil (Figures 4b and 5e, f). The ground under plants used as perches was often covered by numerous white feces (Figure 5e). Plants used as perches were 30 to 1400 cm from the burrow openings (mean = 481 cm, s.d. = 352 cm; n = 61). The correlation between the height of plants and the distance to the burrow openings was weak and significant (r = 0.29; g.l. = 65; P = 0.016; n = 67). Plants used as sentinel perches were significantly higher than termite nests (H = 48.635, g.l. = 1, P < 0.001). Distances of plants and termite nests to the burrows were not significantly different (H = 0.642, g.l. = 1, P = 0.42). In unmanaged grasslands, owls also perched on mounds, termite nests and plants.

Discussion

1. Number of burrows

Our study is the first to estimate densities of *A. cunicularia* breeding pairs in the Cerrado and other South American tropical regions. The density of breeding pairs (19/44.9 ha or one pair/2.4 ha) detected in firebreaks is within the range found in North American landscapes (Haug et al. 1993, Restani et al. 2001, König & Weick 2008). For example, one pair/110 ha was found in Montana (Restani et al. 2001), while one pair/0.2 ha was detected in Oklahoma (Butts 1971). Neighboring active burrows about 100 m from each other, as occurred at firebreaks, also have been found in the United States (Green & Anthony 1989, Desmond & Savidge 1996). On other hand, the densities of breeding pairs found in distant and adjacent grasslands (one pair /22.5 ha and one pair/44.9 ha, respectively) are considerably lower than densities commonly recorded elsewhere.

The occurrence of more active burrows in managed than in unmanaged grasslands is the result of frequent burning by park managers - the maintenance of a short herbaceous stratum at firebreaks. These owls avoid areas with tall grass (Del Hoyo et al. 1999, König & Weick 2008), and appear to not be adapted to dense tall *capim flecha* grasslands at Emas National Park. Fully developed *capim flecha* grasses can substantially affect the movements and visibility of owls. Since foraging by *A. cunicularia* often involves short flights and running to capture prey on the ground (Thomsen 1971, Martins & Egler 1990), dense tall *capim flecha* would interfere with foraging. Tall *capim flecha* grasses would negatively influence owl vigilance against predators. On other hand, *A. cunicularia* can fly, walk, run and view over long distances in firebreaks with short grasses (pers. observ.).

The three nest sites found in unmanaged grasslands were in areas also dominated by *capim flecha* grass. However, the grasses reproductive and tall parts were scattered or patchily distributed which would allow owls to fly, run and see easily from the nest sites. Actually, the density of *capim flecha* reproductive parts varied considerably through the extension of the grassland matrix at Emas National Park. Probably, *A. cunicularia* can not reproduce in areas where tall *capim flecha* occurs at high densities (see grasslands behind firebreaks in Figures 5b and 5c), unless they are close to firebreaks, potential places for feeding. Unmanaged grasslands were described as the primary habitat of *A. cunicularia* in the Cerrado (Braga 2006, Braga & Motta Junior 2009). At Emas National Park, only grasslands burned within the previous 2-3 years might provide adequate conditions for *A. cunicularia* nesting because reproductive parts of *capim flecha* grass are absent, short or sparse in these areas.

The lower numbers of active burrows in unmanaged grasslands than in firebreaks might be the result, in part, of lower visibility by the observer. However, we considered that the slow passes, the careful searches, and the narrow width of the study sites favored the finding of all breeding pairs during surveys on foot. Furthermore, the conspicuous behavior (alarm calls and flights) of adult owls and termite nests partially covered with white feces contributed to make counts accurate, especially considering the short width of search area (15-20 m). Thus, we believe that the dramatic difference between the numbers of active burrows in grasslands vs. in firebreaks was the result of nest-site selection by breeding pairs. Since few burrows were detected in unmanaged grasslands, further studies are necessary to better investigate differences between the *A. cunicularia* nesting in grasslands adjacent to and distant from firebreaks.

2. Burrow characteristics

The three burrow types might involve different ecological factors and forces of selection. Burrows with openings at the base of termite nests provided opportunities for owl vigilance adjacent to the opening in an elevated position. Further, termite nests usually have a cavity underground that might be used by owls as a nest chamber. On other hand, burrows made in abandoned ant nests have elevated openings, likely permitting good horizontal visibility for adults. Also, the soil of these huge ant nests is softer than that of grasslands (pers. observ.), likely making burrow excavation easier at these sites. The vigilance from burrows not closely associated with termite and ant nests can be done by perching on the mounds, and on nearby plants and termite nests. As burrows used by owls can be excavated by armadillos (Antas & Cavalcanti 1988, Sigrist 2009), the position of burrows might be the result of opportunist behavior by owls.

Burrow openings were usually surrounded by short and sparse grasses, as has been often recorded in North America (Rich 1986, Botelho & Arrowood 1998, Belthoff & King 2002, König & Weick 2008). The advantage is good horizontal visibility by adults.

At the nest sites, we did not find numerous pellets, dung or other decorations around the burrow openings as reported in some studies (Thomsen 1971, Sigrist 2009). While pellets might have been spread out by the heavy rains that occurred at night during the period of observations, the lack of other decorations is very different that at *A. cunicularia* nests in North America (Thomsen 1971, Haug et al. 1997). Burrows with more than one entrance were recorded only at abandoned ant nests. Since this soil is soft, additional entrances and tunnels might be relatively easy to be built. They would help to avoid the imprisonment of young in cases of tunnel collapse, or escape from predators.

3. Adult and young owls

Each active burrow was associated with a pair of adults as has been widely recorded in studies of *A. cunicularia* (Del Hoyo et al. 1999, König & Weick 2008). The detection of only one adult during each visit at a given nest site might result of two situations. The other adult could be foraging beyond the burrow surroundings or protecting eggs and young inside the burrow. The presence of breeding pairs distant about 100 m also has been detected in colonies of nesting *A. cunicularia* in North America (König & Weick 2008).

The production of 1-3 young per pair recorded in our study is smaller than those commonly observed in the United States and Canada where eight or more young can be produced with means often between 2.5 and 6 young per burrow (Haug et al. 1993, Plumpton & Lutz 1993, Botelho & Arrowood 1998, Restani et al. 2001, Belthoff & King 2002, König & Weick 2008). In Brazil, Antas & Cavalcanti (1988) reported the laying of up to four eggs in central Cerrado. As we have not examined burrow interiors, we do not know the numbers of eggs produced by each breeding pair. So, detailed estimates of breeding success (e.g., Mayfield 1975, Marini et al. 2009) can not be done with our results. As the mean number of young produced at firebreaks sites was similar to those numbers produced in unmanaged

grasslands, *A. cunicularia* can successfully reproduce in firebreaks at Emas National Park.

4. Sentinel perches

In Brazil, several studies have reported that *A. cunicularia* breeding adults use perches located around to the nest burrow for vigilance (e.g., Antas & Cavalcanti 1988, Sick 1997, Lima 2007). They reported that termite nests, fences, buildings, poles and telephonic lines can be used by breeding owls.

Our study showed that breeding adults most often use the mound in front of the burrow opening as sentinel site. These mounds are shorter than other habitat elements used as sentinel perches. However, due to their close proximity to the burrow entrance, mounds might favor efficient detection of predators trying to get inside the burrow. Termite nests and plants were used as sentinel perches in similar frequencies. Despite this, they might represent slightly different ecological conditions. Termite nests are durable and immobile perches. On other hand, plants can provide better horizontal visibility, especially trees and shrubs that were higher than termite nests. Some plants have the disadvantage of being temporary, due to frequent burning of firebreaks or natural death followed by fall and decomposition.

Usually, when the two adults were recorded, one was on the mound and the other perched on a termite nest or a plant. This behavior likely favors vigilance of the burrow entrance and surroundings. We do not know if perches help thermoregulation of adults, as suggested to occur in California (Coulombe 1971).

5. Fire management in Cerrado's reserves

Our study is the first to bring information on influences of fire management on bird reproduction in the Cerrado. Effects of fire management on *A. cunicularia* appeared to be positive at Emas National Park because firebreaks harbored higher densities of breeding pairs than unmanaged grasslands. The burning of firebreaks by June/July permitted owl breeding activities in the austral spring.

Firebreaks are recent landscape elements that should be viewed as important areas for *A. cunicularia* at Emas National Park. The grassland matrix of this reserve has been dominated by the tall *capim flecha* grass during the last decades (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996, França et al. 2007). Thus, the herbaceous layer of native grasslands had become taller than previously. To some extent, firebreaks mitigated the negative effects of *capim flecha* on *A. cunicularia* by maintaining grassland areas with short grasses in this park. Recently, unmanaged grasslands with short grasses occur only patchily, as result of natural and accidental fire. As *capim flecha* grasses fully develop after about two years, these grassland patches with short herbaceous layer are temporary at Emas National Park. Maintenance of the current management practices in some grassland firebreaks will provide suitable habitat for breeding *A. cunicularia* in some areas of Emas National Park.

In the Cerrado, frequent burning leads to the thinning of the woody layer in savanna woodlands, such as *campo cerrado* and cerrado sensu stricto (Miranda et al. 2002, 2004). Thus, management with fire of these physiognomies has created vegetation similar to that of shrubby grasslands with a short grass layer at Emas National Park. This habitat was suitable for *A. cunicularia* reproduction, as shown by the fortuitous finding of four nests with developed young in November 2009 at firebreaks crossing these woodlands.

Differences between the numbers of *A. cunicularia* burrows in managed and unmanaged grasslands might have been less dramatic in Cerrado's reserves where *capim flecha* grass is not dominant. Thus, decisions on fire management in the Cerrado should take into account characteristics of the reserves. As influences of fire on bird reproduction can be species specific, studies on a wide range of taxa are necessary to adequately guide fire management focusing conservation of bird diversity in Cerrado's reserves.

Acknowledgements

We thank Universidade de São Paulo for logistic support. The Instituto Brasileiro de Recursos Naturais e Renováveis (Rogério O. Souza) provided a license to study birds at Emas National Park. Mário B. Ramos Neto provided a map of the park. José Carlos Motta Junior provided excellent help with references and suggestions. Geoffrey L. Holroyd, Maria Alice dos Santos Alves and an anonymous reviewer made numerous constructive suggestions on an early version of this manuscript. This study was financed by FAPESP (process no. 05/00773-3).

References

ANTAS, P.T.Z. & CAVALCANTI, R.B. 1988. Aves comuns do planalto central. Universidade de Brasília, Brasília, 238p.

ASSAD, E.D. 1994. Chuva nos cerrados: análise e espacialização. EMBRAPA/SPI, Brasília, 423p.

AYRES, M., AYRES Jr, M., AYRES, D.L. & SANTOS, S.A. 2000. BioEstat 2.0. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, 259p.

BELTHOFF, J.R. & KING, R.A. 2002. Nest-site characteristics of Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in the Snake River Birds of Prey National Conservation Area, Idaho, and applications to artificial burrow installation. West. North Amer. Nat. 62(1):112-119.

BOTELHO, E.S. & ARROWOOD, P.C. 1998. The effect of burrow site use on the reproductive success of a partially migratory population of Western Burrowing Owls (*Speotyto cunicularia hypugaea*). J. Raptor Res. 32(3):233-240.

BRAGA, A.C.R. & Motta-Junior, J.C. 2009. Weather conditions and moon phase influence on Tropical Screech Owl and Burrowing Owl detection by playback in southeast Brazil. Ardea 97(4):395-401.

BRAGA, A.C.R. 2006. Uso do hábitat da corujinha do mato (*Otus choliba*) e da coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) em remanescentes de cerrado da região central do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BRAZ, V.S. & CAVALCANTI, R.B. 2001. A representatividade de áreas protegidas do Distrito Federal na conservação da avifauna do Cerrado. Ararajuba 9(1):61-69.

BUTTS, K.O. 1971. Observations on the ecology of Burrowing Owls in western Oklahoma: a preliminary report. Proc. Okla. Acad. Sci. 51(1):66-74.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO. 2009. Listas das aves do Brasil. http://www.cbro.org.br. (último acesso em 05/10/2009).

COULOMBE, H.N. 1971. Behavior and population ecology of the Burrowing Owl in the Imperial Valley of California. Condor 73(2):162-176.

COUTINHO, L.M. 1994. Fire in the ecology of Brazilian Cerrado. In Fire in the tropical biota: ecological processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.). Springer-Verlag, New York, p.82-105.

DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. 1999. Handbook of the birds of the world, v. 5, Barn-owls to hummingbirds. Lynx Editions, Barcelona, 759p.

DESMOND, M.J. & SAVIDGE, J.A. 1996. Factors influencing Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia*) nest densities and numbers in Western Nebraska. Am. Midl. Nat. 136(1):143-148.

EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. Bot. Rev. 38(2):205-341.

EITEN, G. 1993. Vegetação do cerrado. In Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília, Brasília, p.17-73.

ERIZE, F., MATA, J.R.R. & RUMBOLL, M. 2006. Birds of South America. Non-Passerines: rheas to woodpeckers. Princeton University Press, Oxford, 384p.

FRANÇA, H., RAMOS-NETO, M.B. & SETZER, A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 101p.

GREEN, G.A. & ANTHONY, R.G. 1989. Nesting success and habitat relationships of Burrowing Owls in the Columbia basin, Oregon. Condor 91(3):347-354.

HAUG, E.A., MILLSAP, B.A. & MARTELL, M.S. 1993. Burrowing Owl (*Athene cunicularia*). In The Birds of North America Online (A. Poole, ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/061 (último acesso em 10/10/2009).

HOLROYD, G.L., RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R. & SHEFFIELD, S.R. 2001. Conservation of the burrowing owl in western North America: issues, challenges, and recommendations. J. Raptor Res. 35(4):399-407.

KÖNIG, C. & WEICK, F. 2008. Owls of the world. 2 ed. Christopher Helm, London, 528p.

KÖNIG, C., WEICK, F. & BECKING, J.H. 1999. Owls: a guide to the owls of the world. Yale University Press, London, 462p.

LIMA, P.C. 2007. Comportamento reprodutivo da coruja-buraqueira *Athene cunicularia grallaria* (Temminck, 1822) em um encrave de cerrado no litoral norte da Bahia. Atual. Ornitol. 135(1):12-13.

MARINI, M.Â., LOBO, Y., LOPES, L.E., FRANÇA, L.F. & PAIVA, L.V. 2009. Biologia reprodutiva de *Tyrannus savanna* (Aves, Tyrannidae) em cerrado do Brasil central. Biota Neotrop. 9(1): http://biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?article+bn01009012009 (último acesso em 17/12/2009).

MARTINS, M. & EGLER, S.G. 1990. Comportamento de caça em um casal de corujas-buraqueiras (*Athene cunicularia*) na região de Campinas, São Paulo, Brasil. Rev. Brasil. Biol. 50(4):579-584.

MAYFIELD, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. Wilson Bull. 87(4):456-466.

MIRANDA, H.S., BUSTAMANTE, M.M.C. & MIRANDA, A.C. 2002. The fire factor. In The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p. 51-68.

MIRANDA, H.S., SATO, M.N., ANDRADE, S.M.A., HARIDASAN, M. & MORAIS, H.C. 2004. Queimadas no cerrado: caracterização e impactos. In Cerrado: ecologia e caracterização (L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo, eds.). EMBRAPA, Brasília, DF, p. 69-123.

MIRANDA, H.S., SATO, M.N., NASCIMENTO NETO, W. & AIRES, F.S. 2009. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In Tropical fire ecology. Climate change, land use, and ecosystem dynamics. (M.A. Cochrane, ed.). Springer Praxis, New York, p. 427-450.

MOTTA-JUNIOR, J.C. & BUENO, A.A. 2004. Trophic ecology of the Burrowing Owl in southeast Brazil. In Raptors worldwide (R.D. Chancellor & B.U. Meyburg, eds). World Working Group on Birds of Prey and Owls & MME, Berlin, p. 763-775.

MOTTA-JUNIOR, J.C., BRAGA, A.C.R. & GRANZINOLLI, M.A.M. Taxonomic diversity, distribution, ecology and conservation of Brazilian owls: a review. In. Los Búhos Neotropicales: Diversidad y Conservación (P.L. Enríquez, ed). In press.

NEGRET, A.J. 1983. Diversidade e abundância da avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds). Columbia University Press, New York, p.91-120.

PIVELLO, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. In Savannas and dry forests - linking people with nature (J. Mistry & A. Berardi, eds). Ashgate, Hants, p. 129-154.

PLUMPTON, D.L. & LUTZ, R.S. 1993. Nesting habitat use by Burrowing Owls in Colorado. J. Raptor Res. 27(4):175-179.

RAMOS-NETO, M.B. & PINHEIRO-MACHADO, C. 1996. O capim-flecha (Tristachya leiostachya Ness.) e sua importância na dinâmica do fogo no Parque Nacional das Emas. In Anais do Simpósio Impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais. Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.68-75.

RAMOS-NETO, M.B. & PIVELLO, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. Environ. Manage. 26(6):675-684.

RESTANI, M., RAU, L.R. & FLATH, D.L. 2001. Nesting ecology of Burrowing Owls occupying Black-tailed Prairie Dog towns in southeastern Montana. J. Raptor Res. 35(4):296-303.

RICH, T. 1986. Habitat and nest-site selection by Burrowing Owls in the sagebrush steppe of Idaho. J. Wildl. Manage. 50(4):548-555.

SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J.C. & FELFILI, J.M. 2005. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 439p.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 862p.

SIGRIST, T. 2009. Guia de campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira. Avis Brasilis, São Paulo, 600p.

SOARES, M., SCHIEFLER, A.F. & XIMENEZ, A. 1992. Aspectos do comportamento de Athene cunicularia (Molina, 1782) (Aves: Strigidae), na restinga da Praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC. Biotemas 5(1):71-74.

STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago University Press, Chicago, 478p.

TEIXEIRA, F.M. & MELO, C. 2000. Dieta de Speotyto cunicularia Molina, 1782 (Strigiformes) na região de Uberlândia, Minas Gerais. Ararajuba 8(2):127-131.

THOMSEN, L. 1971. Behavior and ecology of Burrowing Owls on the Oakland municipal airport. Condor 73(2):177-192.

TUBELIS, D.P. & CAVALCANTI, R.B. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. Bird. Conserv. Int. 10(4):331-350.

TUBELIS, D.P. 2009a. Feeding ecology of Ara ararauna (Aves, Psittacidae) at firebreaks in western Cerrado, Brazil. Biotemas 22(2):105-115.

TUBELIS, D.P. 2009b. Bird foraging in Anacardium patches in central Brazilian firebreaks: relationship between flock size and patch size. Ornitol. Neotrop. 20(3):421-430.

VIEIRA, L.A. & TEIXEIRA, R.L. 2008. Diet of *Athene cunicularia* (Molina, 1782) from a sandy coastal plain in southeast Brazil. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão 23(1):5-14.

Received 17/12/09
Revised 29/05/10
Accepted 07/06/10

Novo registro para *Litopeltis* Hebard, 1920 no Brasil e descrição de duas espécies novas (Blaberidae, Epilamprinae)

***Sonia Maria Lopes*[1,2] *& Edivar Heeren de Oliveira*[1]**

[1]*Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: Sonia Maria Lopes, e-mail: sonialfraga@gmail.com*

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. **New records of *Litopeltis* Hebard, 1920 from Brazil and description of two new species (Blaberidae, Epilamprinae)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01910022010.

Abstract: In this paper was assinalated one new records and two new species of *Litopeltis* from Brazil: *L. paineirense* sp. nov and *L. ribeiropretano* sp. nov. which are similar to *L. bispinosa* (Saussure, 1893) and distinguished by characters of the morphology of genitalia.
Keywords: *Rio de Janeiro, São Paulo, Blattaria, taxonomy.*

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. **Novo registro para *Litopeltis* Hebard, 1920 no Brasil e descrição de duas espécies novas (Blaberidae, Epilamprinae)**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn01910022010.

Resumo: Neste trabalho é assinalado o novo registro e a descrição de duas espécies novas de *Litopeltis* para o Brasil: *L. paineirense* sp. nov e *L. ribeiropretano* sp. nov., as quais são similares à *L. bispinosa* (Saussure, 1893) e diferenciam-se por caracteres de morfologia de genitália.
Palavras-chave: *Rio de Janeiro, São Paulo, Blattaria, taxonomia.*

Introdução

O gênero *Litopeltis* foi descrito por Hebard (1920) com base em material procedente da Colômbia sendo incluído na subfamília Perisphaerinae. Este gênero está relacionado a dois gêneros: *Colapteroblatta* Hebard, 1920 e *Mioblatta* Saussure, 1895. Diferindo do último pelo tamanho, ausência de pubescência, vértice liso e sem carena, pronoto sem manchas, margem cefálica apresentando-se fracamente truncada, asas com campo marginal mais estreito, a veia ulnar com ramos incompletos e numerosos; e fêmures espinhosos. Quanto à *Colapteroblatta*, *Litopeltis* é próximo em relação à forma e disposição de veias nas tégminas e asas, e a distribuição dos espinhos nas pernas; porém difere pelo tamanho total e ocelos pouco definidos. A espécie-tipo designada foi *L. bispinosa* (Saussure), anteriormente considerada *Calolampra bispinosa* Saussure, 1893.

Rehn (1928) considerou *Litopeltis* similar à *Phoetalia* Shelford, 1910 (antigo *Leurolestes* Rehn & Hebard, 1914) pelo aspecto geral, e pela configuração das placas subgenitais, ambas assimétricas, projetadas medianamente, com os estilos finos inseridos lateralmente, porém o exame da espinhação do fêmur anterior de *Phoetalia* nos permitiu separá-los de *Litopeltis,* pois naquele gênero os espinhos se dispõem também em série, porém de espinhos diminutos podendo apresentar de um a cinco outros espinhos robustos dispostos entre eles.

Princis (1960), Mckittrick (1964) e Roth (1970), contrariando Hebard, colocaram o gênero entre os Blaberidae, porém somente Mckittrick (1964) colocou-o em Epilamprinae. Os outros dois autores o posicionaram em Laxtinae. Princis (1963) listou 8 espécies para o gênero, sendo uma do Panamá e 7 de Costa Rica.

Roth (1971), com base na ovoviviparidade e pela configuração do L2d e o prepúcio na genitália masculina, colocou-os na tribo Epilamprini. Assinalou também serem as genitálias de *Litopeltis* e *Cariacasia* Rehn, 1928 muito similares e afastou *Litopeltis* de *Colapteroblatta* colocando em Poroblattini e de *Phoetalia* que foi colocado em Blaberinae.

Rocha & Silva (1982) reportou três exemplares machos da localidade de Paineiras (RJ) como *Phoetalia pallida* (Brunner, 1865).

Roth & Gutierrez (1998) acrescentaram mais uma espécie ao gênero ampliando a distribuição geográfica até o Equador.

Beccalloni (2007) considerou nove espécies para o gênero reafirmando a presença do mesmo na América Central (Costa Rica e Panamá) e na América do Sul (Equador) e Vélez (2008) ratificou a presença do gênero na Colômbia.

Examinando o material estudado por Rocha & Silva (1982), foi verificado em relação à espinhação de pernas e configuração da genitália, que os exemplares apresentam caracteres de *Litopeltis*. Isso levou-nos a retirá-los de *Phoetalia* e descrevê-los como espécies novas de *Litopeltis*, caracterizando o primeiro registro do gênero para o Brasil.

Material e Métodos

As genitálias dos espécimens foram dissecadas e devidamente preparadas e examinadas em lâminas com glicerina. A metodologia segue Lopes & Oliveira (2000). A terminologia adotada para genitália foi baseada em Roth (2003). Todo o material encontra-se depositado na coleção do Departamento de Entomologia do Museu Nacional (MNRJ).

Resultados

1. *Litopeltis paineirense* sp. nov.

Coloração geral: castanho-clara brilhosa. Cabeça com vértice, espaço interocular, fronte e região centro-basal castanhos; palpos com tomentosidade dourada. Antenas com os dez primeiros artículos brilhosos, os demais foscos e muito tomentosos. Pronoto com mancha central, ampla, castanho mais escuro. Pernas com a base das coxas, espinhos das tíbias, parte dorsal dos tarsos e unhas castanho-escuros. Pulvilos e arólios esbranquiçados. Tégminas com o tronco inicial de todas as veias castanho-escuros, apresentando no setor discoidal, veias transversais com pigmentação mais evidenciada. Abdome castanho-escuro, com margens laterais dos esternitos castanho-claras amareladas.

Dimensões (mm): Holótipo ♂ - comprimento total: 25,0; comprimento do pronoto: 4,5; largura do pronoto: 6,5; comprimento da tégmina: 22,0; largura da tégmina: 6,0.

Tamanho grande para o gênero. Cabeça com o vértice parcialmente exposto; espaço interocular amplo subigual à área que separa as bases das inserções antenais Antenas tomentosas, não alcançando o ápice do abdome. Ocelos desenvolvidos. Palpos maxilares tomentosos e desenvolvidos, primeiro e segundo artículos pequenos, quarto artículo levemente menor que o terceiro, quinto artículo dilatado, intensamente tomentoso e maior que os demais (Figura 1a).

Tórax. Pronoto transverso, trapezoidal, convexo, de ápice quase reto e base levemente angular; abas laterais amplas e arredondadas (Figura 1b). Pernas desenvolvidas e robustas. Fêmur I na face ântero-ventral apresentando uma série de sete espinhos finos, da base até próximo à região mediana do fêmur, espaçados e subiguais, seguidos por uma série de 11 pequenos e subiguais, mais aproximados uns dos outros, terminando por um espinho apical grande e forte; face póstero-ventral com quatro espinhos espaçados, sendo um apical forte, precedido por um pequeno e robusto espinho. Fêmures II e III na face ântero-ventral com dois espinhos pequenos e robustos, sendo um na região mediana e outro apical; face póstero-ventral com três a cinco espinhos robustos espaçados, sendo um deles apical. Tarsos desenvolvidos e tomentosos. Pulvilos pequenos e presentes em todos os artículos tarsais; arólios presentes, porém pequenos. Unhas simétricas com superfície ventral na borda com pequenas ondulações. Tégmina longa ultrapassando o ápice dos cercos, mais larga entre a região mediana e o terço apical; campo marginal curto, estreito e levemente côncavo, campo escapular longo e estreito com disposição oblíqua das veias; campo discoidal convexo, amplo, com disposição longitudinal, apresentando veias transversais bem marcadas; campo anal amplo, convexo com seis ou sete veias axilares. Asas com setor costal apresentando veias simples; triângulo apical não visível; campo anal dobrado em leque.

Abdome: ausência de modificação tergal. Placa supra-anal arredondada com reentrância mediana pequena; cercos curtos; paraproctos evidenciados e afilados (Figura 1c). Placa subgenital típica de blaberídeo, com leve proeminência mediana; estilos afilados (Figura 1d). Falômero esquerdo esclerotinizado medianamente (Figura 1e). Esclerito mediano desenvolvido com o ápice curto sem forma definida (Figura 1f). Falômero direito apresentando forma de gancho apicalmente e com um espinho pré-apical (Figura 1g), que o diferencia das demais espécies.

Material-tipo: holótipo ♂. Brasil, Rio de Janeiro: Paineiras, XI/1953, Thomaz, Machado e Rego Barros cols .

Etimologia: O nome é alusivo à localidade de coleta do holótipo.

Comentário: Espécie similar à *L. bispinosa* (Saussure, 1893) diferindo por caracteres da morfologia da genitália descritos acima.

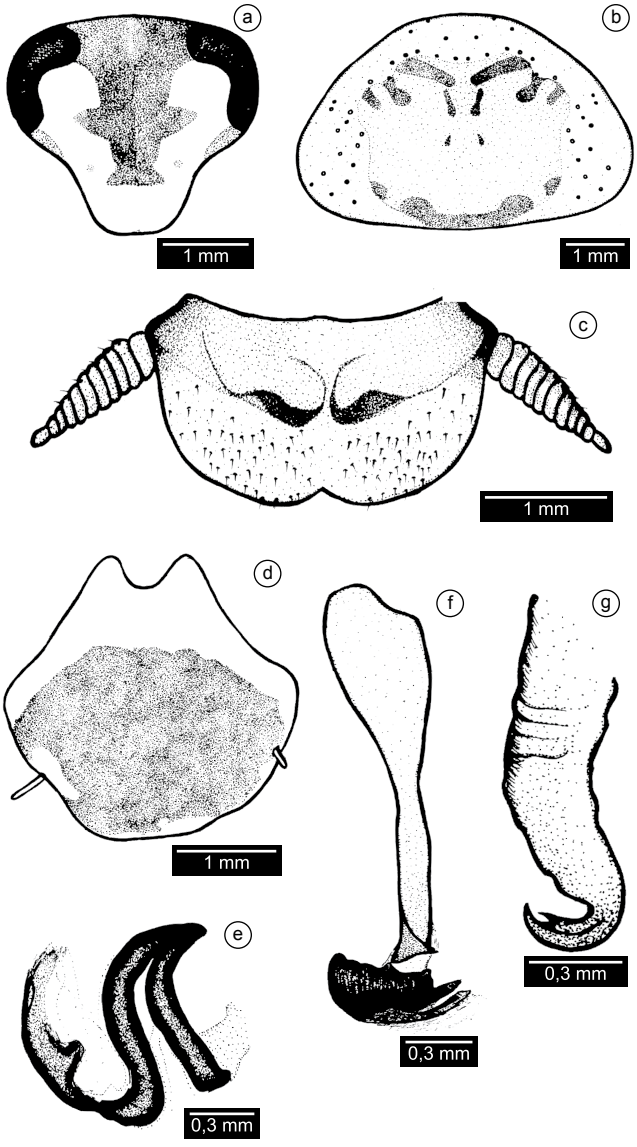


Figura 1. *Litopeltis paineirense* sp. nov., holótipo ♂. a) cabeça; b) pronoto; c) placa supra-anal, d) placa subgenital; e) falômero esquerdo; f) esclerito mediano; g) falômero direito.

Figure 1. *Litopeltis paineirense* sp. nov., holotype ♂. a) head; b) pronotum; c) supra-anal plate, d) subgenital plate; e) left phallomere; f) median sclerite; g) right phallomere.

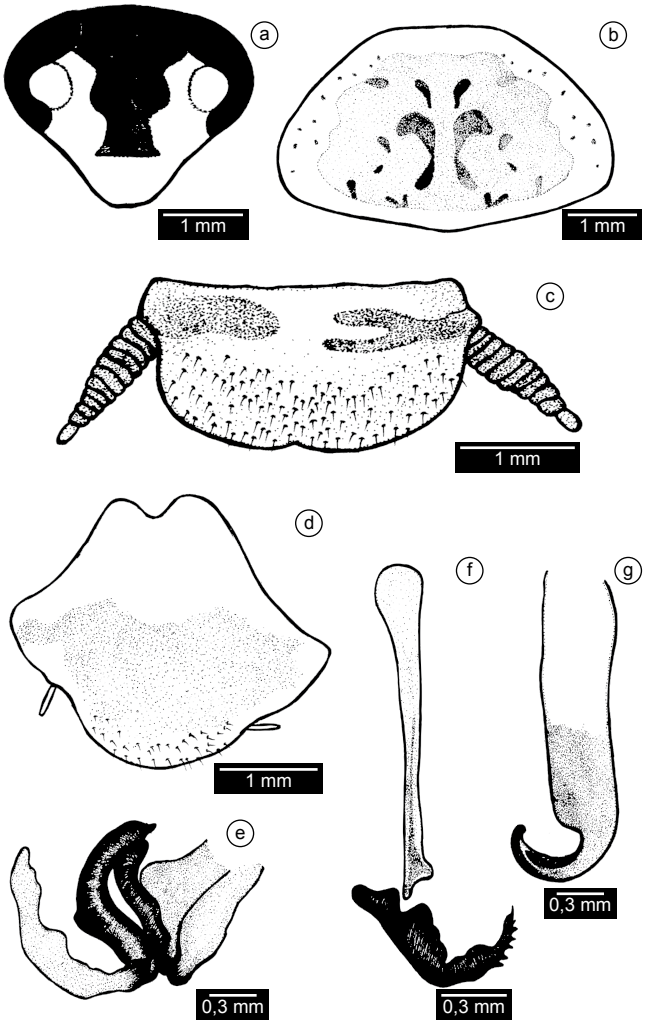


Figura 2. *Litopeltis ribeiropretano* sp. nov., holótipo ♂. a) cabeça; b) pronoto; c) placa supra-anal; d) placa subgenital; e) falômero esquerdo; f) esclerito mediano; g) falômero direito.

Figure 2. *Litopeltis ribeiropretano* sp. nov., holotype ♂. a) head; b) pronotum; c) supra anal plate; d) subgenital plate; e) left phallomere; f) median sclerite; g) right phallomere.

2. *Litopeltis ribeiropretano* sp. nov.

Coloração geral: castanho-clara brilhosa. Cabeça com olhos escuros, vértice, espaço interocular, fronte e base do clípeo castanhos; antenas com os oito primeiros artículos brilhosos e os demais tomentosos e foscos. Pronoto com mancha central com formato irregular em castanho mais escuro, com nuances castanhas quase negras. Pernas com a base das coxas, espinhos das tíbias, parte dorsal dos tarsos e unhas mais pigmentados. Pulvilos e arólios esbranquiçados. Tégminas com o tronco inicial de todas as veias mais escuro, apresentando no setor discoidal, veias transversais com pigmentação pouco evidenciada. Abdome castanho-escuro, ventralmente apresentando as margens laterais castanho-claras amareladas.

Dimensões (mm): Holótipo ♂ comprimento total: 20,0; comprimento do pronoto: 3,5; largura do pronoto: 5,0; comprimento da tégmina: 17,0; largura da tégmina: 5,0.

Cabeça: vértice parcialmente exposto; espaço interocular amplo subigual à área que separa as bases das inserções das antenas (Figura 2a). Antenas tomentosas, alcançando pouco mais da metade do comprimento do abdome. Ocelos desenvolvidos. Palpos maxilares tomentosos e desenvolvidos, terceiro e quarto artículos subiguais em tamanho, quinto artículo dilatado maior que os anteriores.

Tórax. pronoto transverso, trapezoidal, convexo, de ápice quase reto e base levemente angular; abas laterais amplas e arredondadas (Figura 2b). Pernas pouco longas e robustas. Fêmur I na face ântero-ventral apresentando uma série de 3-5 espinhos finos e subiguais, espaçados medianamente, seguidos por série de espinhos de 18-22 espinhos pequenos, subiguais, mais próximos uns aos outros, terminando por um apical longo e forte; face póstero-ventral com espinhos finos e

espaçados, terminando por um apical forte e menor que o apical da face anterior. Fêmures II e III, na face ântero-ventral com dois espinhos, sendo um mediano e um apical, ambos pequenos e robustos; face póstero-ventral com três a cinco espinhos espaçados, sendo um deles apical. Tarsos desenvolvidos e tomentosos; perna III, com artículo basal do tarso longo, igual ou maior em tamanho aos demais artículos, o primeiro artículo apresenta ventralmente duas fileiras de espinhos pequenos, ao longo de todo o artículo. Pulvilos grandes e presentes em todos os artículos tarsais; arólios presentes e pequenos; unhas simétricas e com sutil e pouco notada especialização ventral. Tégmina longa, ultrapassando o ápice dos cercos, mais larga entre a região mediana o terço apical, estreitando em direção ao ápice; campo marginal côncavo e bem marcado; campo escapular estreito e longo com disposição oblíqua das veias apicalmente; campo discoidal convexo amplo, alargado apicalmente com disposição longitudinal das veias e o campo anal amplo, alongado com 10 veias axilares. Asas com setor costal com ápices das veias não dilatadas; triângulo apical não visível; campo anal dobrado em leque.

Abdome: modificação tergal ausente. Placa supra-anal ciliada, curta e alargada com reentrância mediana pouco perceptível; cercos curtos (Figura 2c). Placa subgenital alargada e proeminente medianamente, estilos afilados na região médio apical da placa (Figura 2d). Falômero direito em forma de gancho apicalmente com reentrância acentuada próximo ao ápice (Figura 2g); falômero esquerdo com estrutura mediana esclerotinizada (Figura 2e); esclerito mediano desenvolvido apresentando o ápice esclerotinizado sem forma definida com projeções espiniformes (Figura 2f).

Material-tipo: Holótipo ♂. Brasil, São Paulo, Ribeirão Preto, Fazenda de Pedra, 1/VI/1954, Travassos col.; Parátipo ♂. Mato Grosso, Sinop, 12° 31' S e 55° 37' W, Br-163, km 500-600, 350 m de altitude; Parátipo ♂. Rio de Janeiro, Itatiaia, Lago Azul, 18-21/VI/1955, R.S.-Albuquerque & equipe col., n° 274 (MNRJ).

Etimologia: O nome é alusivo à localidade de coleta do holótipo.

Diagnose: Espécie próxima a *L. bispinosa* (Saussure, 1893), dela diferenciando-se por caracteres de genitália do macho e distintamente a posição dos espinhos do ápice do esclerito mediano.

Agradecimentos

À FAPERJ, projeto "Preservação e guarda do acervo do Departamento de Entomologia do Museu Nacional/UFRJ, pelo apoio logístico.

Referências Bibliográficas

BECCALONI, G.W. 2007. Blattodea Species File Online. Version 1.2/3.4. http://blattodea.speciesdile.org (último acesso em 10/10/2008).

HEBARD, M. 1920. The Blattidae of Panama. Memoirs of the Entomological Society 4:1-148.

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. 2000. Espécie nova de *Eublaberus* Hebard, 1919 do Estado de Goiás, Brasil e notas sobre *E. marajoara* Rocha e Silva-Albuquerque, 1972 (Blaberidae, Blaberinae). Boletim do Museu Nacional Zoologia 433:1-5.

MCKITTRICK, F.A. 1964. Evolutionary studies of cockroaches. Memoir Cornell University Agricultural Experiment Station. 389:1-197.

PRINCIS, K. 1960. Zur Systematik der Blattarien. Eos. Revista Espanola de Entomologia 36:427-449.

PRINCIS, K. 1963. Blattariae: Subordo Polyphagoidea: Fam.: Homeogamiidae, Euthyrraphidae, Latindiidae, Anacompsidae, Atticolidae, Attaphilidae. Subordo Blaberoidea: Fam. Blaberidae. In Orthopterorum Catalogus (M. Beier, ed.). Uitgeverij Dr. W. Junk: s', Gravenhage, pars 4, p. 76-172.

REHN, J.A.G. 1928. New or little known Neotropical Blattidae (Orthoptera). Transactions of the American Entomological Society 54:125-194.

ROCHA E SILVA, I. 1982. Lista dos Blattodea do Município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil (Dictyoptera). Boletim do Museu Nacional Zoologia 304:1-20.

ROTH, L.M. 1970. The male genitália of Blattaria. IV. Blaberidae: Blaberinae. Psyche 77:217-236.

ROTH, L.M. 1971. The male genitalia of Blattaria. VII. *Galiblatta, Dryadoblatta, Parcoblatta, Colapteroblatta, Nauclidas, Notolampra, Litopeltis* and *Caricasia* (Blaberidae: Epilamprinae). Psyche 8:180-192.

ROTH, L.M. 2003. Systematic and Phylogeny of Cockroaches (Dictyoptera: Blattaria). Orient. Insec. 37:1-186

ROTH, L.M. & GUTIERREZ, E. 1998. The cockroach genus *Colapteroblatta*, its synonyms *Poroblatta, Acroporoblatta*, and *Nauclidas*, and a new species of *Litopeltis* (Blattaria: Blaberidae, Epilamprinae). T. Am. Entomol. Soc. 124(3-4):167-202.

VÉLEZ, A. 2008. Checklist of Colombian cockroaches (Dictyoptera, Blattaria). Biota Colomb. 9(1):21-38.

Recebido em 21/12/09
Versão reformulada recebida em 08/05/10
Publicado em 10/05/10

Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil

Cássius Ricardo Santana[1,2] & Luiz dos Anjos[1]

[1]Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina – UEL, CP 6001, CEP 86051-990, Londrina, PR, Brasil

[2]Autor para correspondência: Cássius Ricardo Santana, e-mail: cassius.santana@gmail.com

SANTANA, C.R. & ANJOS, L. **On the association of birds to bamboo stands in Southern brazilian Atlantic Forest**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn00510022010.

Abstract: Association of birds to bamboo stands in southern brazilian Atlantic Forest, Londrina, Parana State, Brazil. Bamboo stands have been considered relatively important for a high number of bird species, specially in Amazonia. In the present study variations on the abundance of bamboo associated birds were evaluated in areas with different availability of bamboo *Chusquea* sp. present inside native forest in the southern portion of the Atlantic Forest, Parana State. Point counts were performed during 25 days in five transects, three in bamboo stands areas and two where this microhabitat was absent; the transects differ in the availability of bamboo. The study areas were the Mata dos Godoy State Park and an adjacent forest fragment, which together sum a total area larger than 2,000 ha, in northern Parana State, southern Brazil. Nineteen bird species were analyzed and only five of them were recorded in the transects where the bamboo was absent. Five bird species decreased significantly their abundances according the decreasing in the availability of bamboo (G-test, $P < 0.01$). None species had higher abundance in the transects where the bamboo was absent. Differently of Amazonia, bamboo stands in the southern portion of the Brazilian Atlantic forest are not extensive areas; actually, this type of microhabitat is more disperse throughout the understory. Even so, this microhabitat may be important for conservation of certain bird species in the Atlantic forest.
Keywords: *birds, bamboo, Chusquea, Atlantic Forest.*

SANTANA, C.R. & ANJOS, L. **Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00510022010.

Resumo: Agrupamentos de bambu têm sido considerados relativamente importantes para um grande número de espécies de aves, principalmente na Amazônia. No presente estudo avaliamos as variações na abundância de aves associadas ao bambu *Chusquea* sp. em áreas com diferentes disponibilidades deste microhábitat no interior de floresta nativa, na porção sul da Mata Atlântica, Estado do Paraná. Amostragens por ponto-de-escuta foram realizadas durante 25 dias em cinco trilhas, três em áreas com agrupamentos de bambu e duas em áreas onde este microhábitat estava ausente; as trilhas diferiram na disponibilidade de bambu. As áreas de estudos foram o Parque Estadual Mata dos Godoy e um fragmento florestal adjacente que, juntos, formam uma área maior que 2.000 ha no Norte do Estado do Paraná, Sul do Brasil. Das dezenove espécies de aves analisadas, apenas cinco foram registradas nas trilhas onde não havia bambu. Cinco espécies diminuíram significativamente suas abundâncias de acordo com a disponibilidade decrescente de aglomerados de bambu (teste-G, $P < 0,01$). Nenhuma espécie de ave apresentou maior abundância nas trilhas onde o bambu estava ausente. Diferente da Amazônia, agrupamentos de bambu na porção sul da Mata Atlântica brasileira não formam áreas extensas, sendo encontrados mais esparsos pelo sub-bosque. Ainda assim, este microhábitat pode ser importante para a conservação de certas espécies de aves na Mata Atlântica.
Palavras-chave: *aves, bambu, Chusquea, Mata Atlântica.*

Introdução

O bambu aparece como um elemento vegetal importante na composição de muitas florestas tropicais e temperadas, como as presentes na Ásia, África e América do Sul (Janzen 1976, Veblen 1982, Stotz et al. 1996). Os bambus são reconhecidos por crescerem em agregados monotípicos, com colmos de tamanho, espessura e flexibilidade variáveis que podem se entrelaçar, formando um ambiente denso com um estrato inferior de folhas anatomicamente semelhantes (Kratter 1997, Ohrnberger 1999, Bodrati & Cockle 2006). Essas plantas também são caracterizadas por apresentarem floração sincronizada após décadas de crescimento vegetativo, sucedida de uma massiva produção de sementes e posterior degeneração que pode atingir grandes áreas (Janzen 1976). Devido a essas características, os bambuzais tornam-se microhábitats particulares, dentro dos ecossistemas florestais, cuja dinâmica afeta a sobrevivência de aves e outros animais (Olmos et al. 1993, Olmos 1996, Jaksic & Lima 2003). Além da disponibilidade de alimento para várias espécies durante a frutificação, os agrupamentos de bambu fornecem abrigo e, principalmente, presas em potencial para aves insetívoras (Olmos 1996, Kratter 1997, Silveira 1999, Reid et al. 2004, Vasconcelos et al. 2005).

A ocorrência de associação de aves com bambu no Neotrópico tem sido documentada principalmente na Floresta Amazônica onde os bambus formam extensos agrupamentos (Parker 1982, Pierpoint & Fitzpatrick 1983, Kratter 1997, Kratter & Parker 1997, Parker et al. 1997, Aleixo et al. 2000, Lloyd 2004). Kratter (1997) identificou pelo menos 32 espécies de aves associadas a esse microhábitat em um estudo desenvolvido no sudeste do Peru.

A Mata Atlântica também é um centro de diversidade de espécies de bambu (Judziewicz et al. 1999). Neste bioma, porém, os agrupamentos de bambu tendem a cobrir área menor, quando comparados aos encontrados na Amazônia. Na porção sul da Mata Atlântica, os agrupamentos de bambu, frequentemente, ocupam clareiras e áreas de crescimento secundário, especialmente na mata ripária ou de encosta, onde se distribuem de forma agregada em pequenos agrupamentos relativamente esparsos entre si. Apesar de várias espécies de aves terem sido registradas como associadas aos agrupamentos de bambu na Mata Atlântica, não é claro o nível dessa associação de acordo com a disponibilidade deste microhábitat (Rodrigues et al. 1994, Stotz et al. 1996, Goerck 1999, Leme 2001, Lopes et al. 2006, Rajão & Cerqueira 2006, Volpato et al. 2006, Antunes 2007).

No presente estudo avaliamos variações na abundância de espécies de aves associadas ao bambu *Chusquea* sp. em áreas com diferentes disponibilidades deste vegetal em floresta nativa. Nossa intenção foi testar a hipótese de que as aves apresentam abundâncias diferentes de acordo com a disponibilidade do recurso vegetal avaliado em remanescente de Mata Atlântica na região de Londrina, norte do estado do Paraná.

Materiais e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG, 656 ha; 23° 27' S e 51° 14' O) e em um fragmento florestal adjacente (FG, 285 ha), ligado ao parque por um corredor florestal de aproximadamente 100 m de largura. Juntas, as duas áreas e outras adjacentes somam mais de 2.000 ha e localizam-se nas proximidades do município de Londrina, estado do Paraná, sul do Brasil. Cerca de metade da área do Parque é plana (600 m), sendo o restante inclinado, atingindo a porção mais baixa no limite sul (470 m), onde está o Ribeirão dos Apertados. A floresta (Figura 1) se mostra claramente

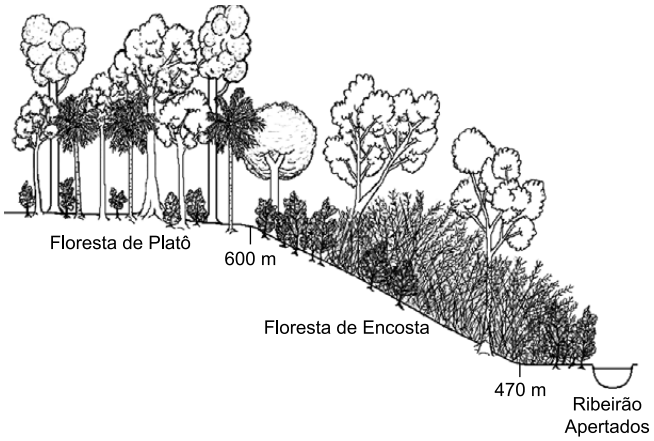


Figura 1. Perfil esquemático representando os dois tipos de floresta presentes no Parque Estadual Mata dos Godoy, município de Londrina, Paraná, Brasil.

Figure 1. Schematic drawing showing the two types of Forest observed in the Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Parana, Brazil.

diferente na porção plana em relação à porção inclinada (de encosta). A floresta da porção plana, denominada aqui como floresta de platô, apresenta um estrato superior denso, com dominância de espécies como *Cabralea canjerana* (Meliaceae) e *Euterpe edulis* (Arecaceae), e um estrato emergente composta especialmente por *Aspidosperma polyneuron* (Apocynaceae) e *Sloanea monosperma* (Elaeocarpaceae). Os estratos inferior e médio são mais rarefeitos, pouco iluminados e compostos por arbustos esparsos e dominados por algumas árvores de pequeno porte, como *Eugenia verrucosa* (Myrtaceae) e *Sorocea bonplandii* (Moraceae) (Bianchini et al. 2001). Já na porção inclinada, a floresta, aqui denominada floresta de encosta, apresenta o estrato superior mais rarefeito, com poucas árvores emergentes, como *Chrysophyllum gonocarpum* (Sapotaceae) e *Campomanesia xanthocarpha* (Myrtaceae), enquanto que os estratos inferior e médio são dominados por grande quantidade de pequenas árvores como *Nectandra megapotamica* (Lauraceae), *Lonchocarpus muehlbergianus* (Fabaceae) e *Eugenia verrucosa* (Myrtaceae). Nesta área, é comum a queda das árvores mais altas e conseqüente formação de clareiras onde predominam a herbácea *Celtis iguanaea* (Ulmaceae) e o bambu *Chusquea* sp. (Poaceae) (Bianchini et al. 2001). O fragmento de 285 ha possui relevo inclinado, sendo composto quase que totalmente pela floresta de encosta.

Foram estabelecidas quatro trilhas distantes pelo menos 300 m entre si, em diferentes pontos do PG e uma trilha em FG (Figura 2). Na floresta de platô do PG foram estabelecidas duas trilhas situadas perpendicularmente entre si e caracterizadas por não possuírem bambu ao longo de sua extensão, referidas como SB1 e SB2 (SB = sem bambu). Na floresta de encosta foram demarcadas outras três trilhas com agrupamentos de bambu, denominadas CB1, CB2 e CB3 (CB = com bambu). A disponibilidade de bambu foi avaliada por meio de estimativas visuais de cobertura em um raio de 10 m a partir de seis pontos aleatórios estabelecidos em cada trilha. As três trilhas com bambu diferiram quanto à disponibilidade desse recurso (Figura 3). O agrupamento da trilha CB1 caracterizou-se como quase puro de *Chusquea,* ocupou uma clareira de cerca de 8 ha ao final de um declive acentuado e apresentou uma porcentagem média de 92% de cobertura de bambu. A trilha CB2 continha um agrupamento não puro de *Chusquea* (média de 68% de cobertura), sem a presença de grandes clareiras, onde o bambu encontrava-se associado a outras espécies

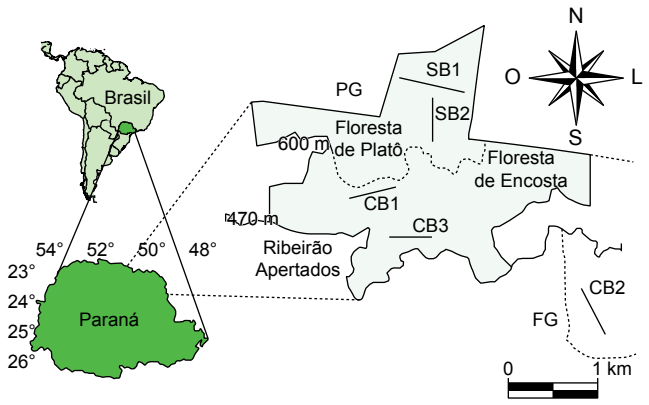


Figura 2. Localização das cinco trilhas amostradas no Parque Estadual Mata dos Godoy e no fragmento FG (linha tracejada), município de Londrina, Paraná, Brasil. A linha pontuada indica a divisão, por altitude, dos dois tipos de floresta do Parque. Modificado de Anjos et al. (2007b).

Figure 2. Location of the five transects sampled in the Parque Estadual Mata dos Godoy and in the fragment FG (spaced line), Londrina, Parana, Brazil. The line with points shows the division, by elevation, of the two types of forest. Adapted from Anjos et al. (2007b).

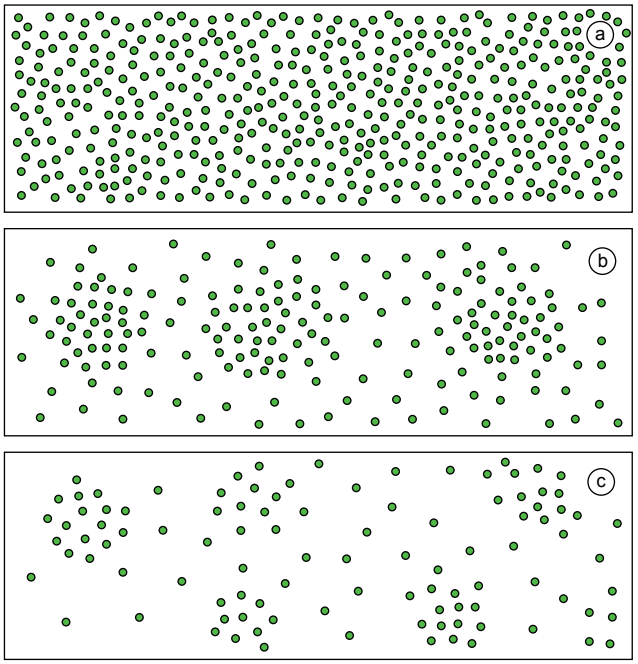


Figura 3. Representação esquemática da distribuição de bambu nas trilhas a) CB1, b) CB2 e c) CB3.

Figure 3. Schematic drawing showing bamboo distribution along the transects a) CB1, b) CB2 and c) CB3.

vegetais, tais como *Cecropia* sp. (Cecropiaceae), *Eugenia verrucosa* (Myrtaceae), *Euterpe edullis* (Arecaceae) e *Nectandra megapotamica* (Lauraceae). O agrupamento da trilha CB3 foi similar ao da trilha CB2; porém, no caso da trilha CB3 os agrupamentos de bambu foram de menor tamanho e mais isolados, distribuídos ao longo da margem do Ribeirão dos Apertados e com seus colmos dispersos entre as espécies mencionadas para a floresta de encosta do PG, o que resultou em uma menor percentagem média de *Chusquea* (37%).

2. Abundância das espécies de aves

Um levantamento da literatura (Stotz et al. 1996, Zimmer & Isler 2003, Fitzpatrick 2004, Lopes et al. 2006), bem como observações prévias em campo, permitiram a seleção de 19 espécies associadas ao bambu presentes na área de estudo. O método de amostragem por pontos de escuta (Blondel et al. 1970, Vielliard & Silva 1990, Anjos 2007a) foi aplicado nas cinco trilhas previamente descritas, o que possibilitou a obtenção do Índice Pontual de Abundância (IPA) para cada espécie de ave associada a bambu. Em cada uma das trilhas foram estabelecidos seis pontos, distantes 120 m entre si. Em cada ponto, o tempo de permanência foi de 15 minutos, com tempo equivalente para deslocamento entre eles. Foram realizados cinco dias alternados de amostragem em cada trilha entre os meses de setembro e dezembro de 2007, totalizando 25 dias de amostragem. As amostragens foram iniciadas em média duas horas após o nascer do sol, em torno das 07:30 horas, e estenderam-se até aproximadamente três horas após seu início. Cada casal ou bando de cada espécie registrado durante a vocalização foi considerado como um contato, sendo o IPA obtido pela divisão do número total de contatos pelo número total de pontos amostrados em cada trilha. A classificação taxonômica das aves seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2009).

3. Testes estatísticos

O teste G, com fator de correção de William (Fowler & Cohen, 1995), foi utilizado para avaliar diferenças nos valores de IPA (x100) das espécies registradas entre as trilhas com disponibilidade de bambu. Os dados de abundância foram avaliados por uma Análise de Correspondência Destendenciada (ACD), interpretada através da adoção dos eixos 1 e 2 e da aplicação uma ANOVA unifatorial, seguida de Teste de Tukey, sobre os escores retidos para esses eixos.

Resultados

As 19 espécies de aves selecionadas pelo presente estudo foram registradas em pelo menos uma das trilhas com bambu (CB1, CB2 e CB3), sendo que cinco delas também foram registradas naquelas sem bambu (SB1 E SB2). Para as trilhas com bambu, os totais de espécies registrados foram similares (14 espécies em CB1, 16 em CB2 e 15 em CB3) (Tabela 1).

Quatro espécies foram exclusivamente registradas em apenas uma trilha com bambu: três (*Corythopis delalandi, Platyrhinchus mystaceus e Cnemotriccus fuscatus*) em CB3 e uma (*Drymophila rubricollis*) em CB2. Oito espécies que ocorreram nas trilhas com bambu apresentaram maior abundância em apenas uma delas (Teste G; $P < 0,01$): seis espécies em CB1 (*Mackenziaena severa, Drymophila malura, Pyriglena leucoptera, Myiornis auricularis, Poecilotriccus plumbeiceps e Capsiempis flaveola*) e duas (*Synallaxis cinerascens* e *Hemitriccus diops*) em CB2. As outras sete espécies tiveram abundâncias similares em duas trilhas: cinco (*Conopophaga lineata, Hylopezus naterreri, Synallaxis ruficapilla, Cranioleuca obsoleta* e *Heliobletus contaminatus*) tiveram maior IPA em CB1/CB2 e as outras duas (*Automolus leucophthalmus* e *Lathrotriccus euleri*) em CB2/CB3. Nenhuma espécie apresentou maior IPA nas trilhas sem bambu (Tabela 1).

Na Análise de Correspondência Destendenciada (ACD), baseada na abundância das espécies, os eixos 1 e 2 foram responsáveis por 29 e 12% da variação, respectivamente. O eixo 1 agrupou as trilhas que possuem agrupamentos de bambu (Figura 4), principalmente CB1 e CB2 (ANOVA/Teste de Tukey $p < 0,05$). Estas trilhas foram agrupadas especialmente em função de *Drymophila rubricollis, Hylopezus nattereri* e *Synallaxis cinerascens* (Figura 5).

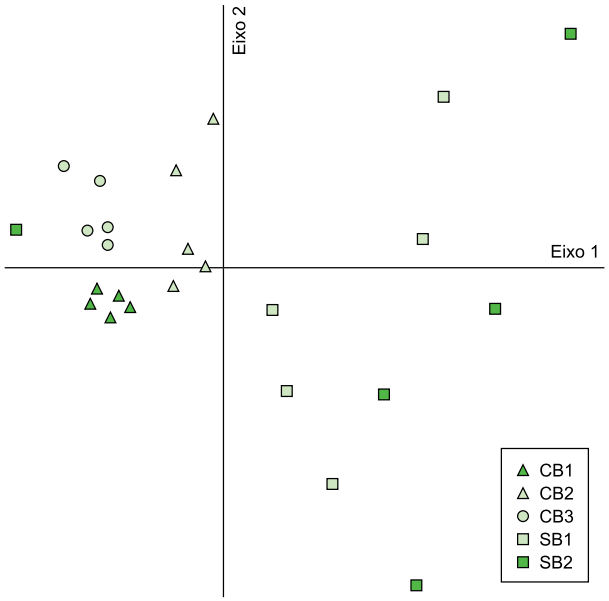


Figura 4. Ordenação por Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) dos dias de amostragem em cada trilha utilizando os valores de IPA diários para cada espécie no remanescente do Parque Estadual Mata dos Godoy, município de Londrina, Paraná.

Figure 4. Ordenation by Detrended Correspondece Analysis (DCA) of the two days of sampling in each one of the transects using the daily IPA values for each species in the Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Parana.

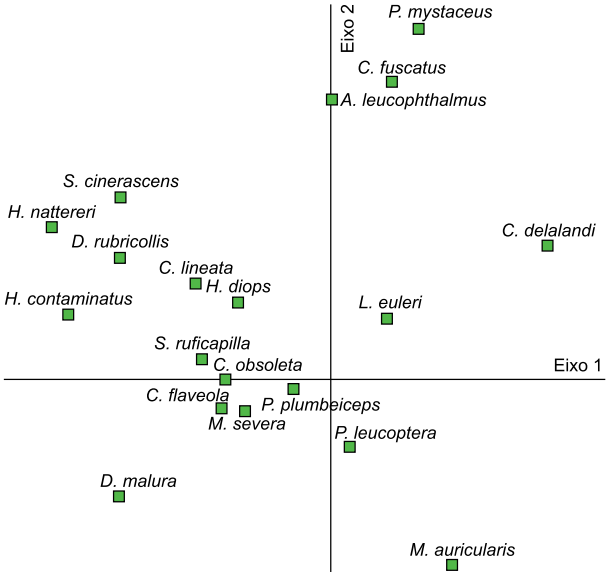


Figura 5. Ordenação por Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) das espécies utilizando os valores de IPA diários em cada trilha no remanescente do Parque Estadual Mata dos Godoy, município de Londrina, Paraná.

Figure 5. Ordenation by Detrended Correspondece Analysis (DCA) of the species using the daily IPA values for each transect in the Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Parana.

Tabela 1. Índice Pontual de Abundância (IPA) das espécies de aves associadas ao bambu *Chusquea* sp. em cada trilha amostrada no remanescente do Parque Estadual Mata dos Godoy, norte do Paraná. Letras diferentes sobrescritas nos valores indicam existência de diferença significativa detectada por meio de teste G ($p < 0,01$). A classificação taxonômica das aves seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2009).

Table 1. Ponctual Index of Abundance (IPA) of bamboo *Chusquea* sp. associated birds in each of the trails sampled in the Parque Estadual Mata dos Godoy, northern Parana State. The different letters beside the values point the existence of significative difference between these values, using the G-test ($p < 0,01$). The taxonomic classification is according to Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2009).

Famílias e espécies	**Trilhas**				
	Com bambu			**Sem bambu**	
	CB1	**CB2**	**CB3**	**SB1**	**SB2**
THAMNOPHILIDAE					
Mackenziaena severa (Lichtenstein, 1823)	$1,70^{a}$	$0,87^{b}$	$0,67^{b}$	-	-
Drymophila rubricollis (Bertoni, 1901)	-	0,03	-	-	-
Drymophila malura (Temminck, 1825)	$0,53^{a}$	$0,10^{b}$	-	-	-
Pyriglena leucoptera (Vieillot, 1818)	$1,30^{a}$	$0,57^{b}$	$0,67^{b}$	$0,20^{c}$	$0,07^{d}$
CONOPOPHAGIDAE					
Conopophaga lineata (Wied, 1831)	$0,27^{a}$	$0,30^{a}$	$0,10^{b}$	-	-
GRALLARIIDAE					
Hylopezus ochroleucus (Wied, 1831)	$0,07^{a}$	$0,13^{a}$	-	-	-
FURNARIIDAE					
Synallaxis ruficapilla (Vieillot, 1819)	$1,33^{a}$	$1,13^{a}$	$0,50^{b}$	$0,03^{c}$	$0,03^{c}$
Synallaxis cinerascens (Temminck, 1823)	-	$0,27^{a}$	$0,03^{b}$	-	-
Cranioleuca obsoleta (Reichenbach, 1853)	$0,37^{a}$	$0,33^{a}$	$0,10^{b}$	-	-
Automolus leucophthalmus (Wied, 1821)	$0,03^{a}$	$0,40^{b}$	$0,40^{b}$	-	-
Heliobletus contaminatus (Berlepsch, 1885)	$0,03^{a}$	$0,03^{a}$	-	-	-
TYRANNIDAE					
Corythopis delalandi (Lesson, 1830)	-	-	$0,37^{a}$	$0,13^{b}$	$0,10^{b}$
Hemitriccus diops (Temminck, 1822)	$0,63^{a}$	$0,97^{b}$	$0,47^{a}$	-	-
Myiornis auricularis (Vieillot, 1818)	$0,40^{a}$	$0,03^{b}$	$0,23^{c}$	$0,17^{c}$	$0,20^{c}$
Poecilotriccus plumbeiceps (Lafresnaye, 1846)	$1,57^{a}$	$0,77^{b}$	$0,97^{b}$	-	-
Capsiempis flaveola (Lichtenstein, 1823)	$1,03^{a}$	$0,63^{b}$	$0,33^{c}$	-	-
Platyrinchus mystaceus (Vieillot, 1818)	-	-	0,07	-	-
Lathrotriccus euleri (Cabanis, 1868)	$0,17^{a}$	$0,43^{b}$	$0,57^{b}$	$0,13^{a}$	-
Cnemotriccus fuscatus (Wied, 1831)	-	-	0,03	-	-

Discussão

Os dados obtidos sugerem que há maior abundância das espécies de aves associadas a bambu onde há maior disponibilidade desse recurso vegetal, o que confirma os dados de outros estudos, como aqueles realizados por Kratter (1997) e Reid et al. (2004). De fato, na trilha CB1, onde ocorreu maior disponibilidade de bambu, houve maior número de espécies de aves com maior abundância (11 espécies no total). Kratter (1997) já havia verificado esta tendência em uma reserva florestal na região do rio Tambopata, sudeste da Amazônia peruana. Reid et al. (2004), analisando cinco rinocriptídeos especialistas em bambu nas florestas temperadas do Chile encontrou uma correlação positiva entre a abundância destas espécies e a porcentagem de cobertura de bambu, sendo quatro delas mais abundantes nas áreas com maior densidade de bambu. No presente estudo, várias espécies de aves, como *Mackenziaena severa*, *Drymophila malura, Synallaxis rufficapilla, Cranioleuca obsoleta* e *Capsiempsis flaveola* apresentaram clara tendência a um aumento de abundância (IPA) da trilha com menor disponibilidade de bambu (CB3) para a de maior disponibilidade deste recurso (CB1) (Tabela 1).

As espécies de aves que apresentaram maior valor de IPA em CB2 têm sido mais frequentemente associadas a agrupamentos de bambu do interior de floresta, como *Drymophila rubricollis*, *Conopophaga lineata*, *Hylopezus nattereri, Synallaxis cinerascens* e *Hemitriccus diops,* de acordo com os estudos de Goerck (1999), Leme (2001), Zimmer & Isler (2003), Fitzpatrick (2004), Volpato et al. (2006) e Antunes (2007). Destas espécies, apenas *H. nattereri* e *C. lineata* apresentaram IPA similar nas trilhas CB1 e CB2; *H. diops* e *S. cinerascens* apresentaram valor de IPA maior na trilha CB2 em relação às outras duas e *D. rubricollis* foi exclusivamente registrada nessa última trilha. O agrupamento de bambu presente na trilha CB1 encontrava-se em uma clareira de crescimento secundário, enquanto em CB2 os bambuzais apareceram associados às demais espécies vegetais, numa condição semelhante àquela dos agrupamentos de bambu presentes no interior de floresta. A trilha CB3 foi similar à CB2 por não ser resultado de crescimento secundário, porém a disponibilidade menor de bambu acabou favorecendo espécies documentadas como não estritamente associadas a bambu, a exemplo de *Corythopis delalandi, Platyrinchus mystaceus, Lathrotriccus euleri* e *Cnemotriccus fuscatus* (Fitzpatrick 2004). Assim, CB1, por ser de crescimento secundário, e CB3, por apresentar menor disponibilidade de bambu, tenderam a favorecer espécies de aves oportunistas.

O PG apresenta duas regiões bem distintas, as quais podem ser caracterizadas pela ausência e presença de agrupamentos de bambu. Anjos et al. (2007b) demonstraram que há um predomínio de espécies da guilda de bambu e emaranhados nas áreas correspondentes à CB1 e CB3, localizadas na floresta de encosta do PG, o que foi corroborado pelo presente estudo. Reid et al. (2004) sugeriram a preferência de aves associadas pelo uso da cobertura de bambu como refúgio, evidenciando a importância desse microhábitat como local para abrigo e nidificação. Este autor mostrou uma maior abundância de invertebrados em locais com maiores densidades de *Chusquea valdiviensis* no sub-bosque da floresta. Ainda, Root (1973) e Frederickson & Gordon (2003) documentaram uma maior taxa de herbivoria por insetos em agrupamentos vegetais monotípicos. Assim, a maior abundância de aves associadas a esse tipo de ambiente pode estar ligada à maior disponibilidade de recursos alimentares e à proteção que o mesmo pode oferecer.

Apesar de diferenças nos critérios de determinação do grau de associação das aves a bambu, todos os trabalhos que enfocam esse tipo de relação evidenciam a importância e representatividade desse grupo de espécies vegetais na composição de avifaunas regionais. No PG, as espécies de aves associadas ao bambu representam aproximadamente 5% da avifauna local (Anjos et al. 1997). Kratter (1997), na Amazônia, registrou 32 espécies associadas a bambu que representavam cerca de 7% da comunidade de aves local. Na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, estudos chegaram a identificar até 19 espécies de aves associadas a bambu em um remanescente com menos de 50 ha (Goerck 1999), sendo que Parker et al. (1996) listaram 26 espécies relacionadas a esse microhábitat no bioma em questão. Portanto, unidades de conservação como o PG, que englobam agrupamentos de bambu, podem ser importantes para a conservação de várias espécies de aves, como as analisadas no presente estudo.

Agradecimentos

O auxílio financeiro para este estudo foi fornecido pela Capes e pelo CNPq por meio do Programa Mata Atlântica (processo 690146/01-9) e de bolsas de Mestrado a C. R. Santana (processo 133549/2007-0) e Produtividade em Pesquisa a L. dos Anjos (processo 305593/2007-2). Os autores agradecem à Universidade Estadual de Londrina pelo apoio logístico e ao Instituto Ambiental do Paraná pela autorização do estudo nas unidades de conservação do estado. Agradecem também a E.V. Lopes, J. Goerck, L.B. Mendonça, M. Moura e O. Shibatta pelas valiosas contribuições para este manuscrito.

Referências Bibliográficas

ALEIXO, A., WHITNEY, B.M. & OREN, D.C. 2000. Range extensions of birds in southeastern Amazonia. Wilson Bull. 112(1):137-142.

ANTUNES, A.Z. 2007. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. Rev. Bras. Ornitol. 15(1):61-68.

BIANCHINI, E., PIMENTA, J.A. & DOS SANTOS, F.A.M. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. Braz. Arch. Biol. Technol. 44(3):269-276.

BLONDEL, J., FERRY, C. & FROCHOT, B. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abundance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". Alauda 38(1):55-71.

BODRATI, A. & COCKLE, K. 2006. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. Orn. Neotrop. 17(2):243-258.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (online). 2009. Listas das aves do Brasil. Versão 9/8/2009. http://www.cbro.org.br (último acesso em 22/03/2010).

DOS ANJOS, L. 2007. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. Ararajuba. Rev. Bras. Ornitol. 15(2):239-243.

DOS ANJOS, L., VOLPATO, G.H., LOPES, E.V., SERAFINI, P.P., POLETTO, F. & ALEIXO, A. 2007. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. Rev. Bras. Zool. 24(4):1078-1086.

FITZPATRICK, J.W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers). In Handbook of the Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliot & D.A. Christie, eds.). Cotingas to Pipits and Wagtails, Barcelona, v. 9, p. 170-257.

FOWLER, J. & COHEN, L. 1995. Statistics for ornithologists. 2 ed. British Trust for Ornithology Guide 22, Norwich, 150p.

FREDERICKSON, M.E. & GORDON, D. 2007. The devil to pay: the cost of mutualism with *Myrmelachista schumanni* ants in 'devil's gardens' is increased herbivory on *Duroia hirsuta* trees. Proc. R. Soc. Lond., Ser. B: Biol. Sci. 274(1613):1117-1123.

GOERCK, J.M. 1999. Ecology, evolution, and biogeography of *Drymophila* antbirds (Thamnophilidae, Aves) in the neotropics. Tese de doutorado, University of Missouri, St. Louis, USA.

JAKSIC, F.M. & LIMA, M. 2003. Myths and facts about ratadas: bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. Austral Ecol. 28(3):237-251.

JANZEN, D.H. 1976. Why bamboos wait so long to flower. Annu. Rev. Ecol. Syst. 7:347-391.

JUDZIEWICZ, E.J., CLARK, L.G., LONDONO, X. & STERN, M.J. 1999. American Bamboos. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 392p.

KRATTER, A.W. & PARKER III, T.A. 1997. Relantionship of two bamboo-specialized foliage gleaners: *Automolus dorsalis* and *Anabazenops fuscus* (Furnariidae). Ornithol. Monograph. 48:383-397.

KRATTER, A.W. 1997. Bamboo specialization by Amazonian birds. Biotropica 29(1):100-110.

LEME, A. 2001. Foraging patterns and resource use in four sympatric species of antwrens. J. Field Ornithol. 72(2):221-227.

LLOYD, H. 2004. Habitat and population estimates of some threatened lowland forest bird species in Tambopata, south-east Peru. Bird Conserv. Int. 14(4):261-277.

LOPES, E.V., VOLPATO, G.H., MENDONÇA, L.B., FÁVARO, F.L. & DOS ANJOS, L. 2006. Abundância, microhabitat e repartição ecológica de Papa-formigas (Thamnophilidae, Passeriformes) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(2):395-403.

OHRNBERGER, D. 1999. The Bamboos of the World. Elsevier, Amsterdam, 596p.

OLMOS, F. 1996. Satiation or deception?: Mast-seeding *Chusquea* bamboos, birds and rats in the Atlantic forest. Rev. Bras. Biol. 56(2):391-401.

OLMOS, F., GALETTI, M., PASCHOAL, M. & MENDES, S.L. 1993. Habits of the southern Bamboo Rat, *Kannabateomys amblyonyx* (Rodentia, Echimyidae) in Southeastern Brazil. Mammalia 57(3):325-335.

PARKER III, T.A. 1982. Observations of some unusual rainforest and marsh birds in southeastern Peru. Wilson Bull. 94(4):477-493.

PARKER III, T.A., STOTZ, D.F. & FITZPATRICK, J.W. 1996. Ecological and distributional databases. In Neotropical birds: ecology and conservation (D.F. Stotz, Fitzpatrick J.W., T.A. Parker III & D.K. Moskovits, eds.). University of Chicago Press, Chicago, p. 113-436.

PARKER III, T.A., STOTZ, D.F. & FITZPATRICK, J.W. 1997. Notes on avian bamboo specialists in southwestern amazonian Brazil. Ornithol. Monograph. 48:543-547.

PIERPOINT, N. & FITZPATRICK, J.W. 1983. Specific status and behavior of *Cymbilaimus sanctaemarie*, the bamboo antshrike, from southwestern amazonia. Auk 100(3):645-652.

RAJÃO, H. & CERQUEIRA, R. 2006. Distribuição altitudinal e simpatria das aves do gênero *Drymophila Swainson* 1824 (Passeriformes: Thamnophilidae) na Mata Atlântica. Rev. Bras. Zool. 23(3):597-607.

REID, S., DIAZ, I.A., ARMESTO, J.J. & WILLSON, M.F. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. Auk 121(2):515-525.

RODRIGUES, M., ALVARES, S.M.R. & MACHADO, C.G. 1994. Foraging behavior of the White-collared Foliage-gleaner (*Anabazenops fuscus*), a bamboo specialist. Orn. Neotrop. 5(1):65-67.

ROOT, R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). Ecol. Monogr. 43(1):95-104.

SILVEIRA, M. 1999. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazonia: an ethnoscience perspective. Ecotropica 5:213-216.

STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. Neotropical birds: Ecology and Conservation. University of Chicago Press, Chicago, USA, 502p.

VASCONCELOS, M.F., VASCONCELOS, A.P., VIANA, P.L., PALÚ, L. & SILVA, J.F. 2005. Observações sobre aves granívoras (Colombidae e Emberezidae) associadas à frutificação de taquaras (Poaceae, Bambusoideae) na porção meridional de Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. Lundiana 6(1):75-77.

VEBLEN, T.T. 1982. Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean Nothofagus forests and their influences in forest dynamics. Bull. Torrey Bot. Club 109(4):474-487.

VIELLIARD, J.E.M. & SILVA, W.R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. In Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, p. 117-151.

VOLPATO, G.H., DOS ANJOS, L., POLETTO, F., SERAFINI, P.P., LOPES, E.V. & FÁVARO, F.L. 2006. Terrestrial passerines in an Atlantic forest remnant of Southern Brazil. Braz. J. Biol. 66(2a):473-478.

ZIMMER, K.J. & ISLER, M.L. 2003. Family Thamnophilidae (Typical antbirds). In Handbook of the Birds of the World (J. Hoyo, A. Elliot & D.A. Christie, eds.). Broadbills to Tapaculos, Barcelona, v. 8, p. 448-681.

Recebido em 08/10/09
Versão reformulada recebida em 26/03/10
Publicado em 09/04/10

Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007

José Iannacone[1,2], Mary Atasi[1], Thalia Bocanegra[1], Marlene Camacho[1],

Angel Montes[1], Sabino Santos[1], Hellen Zuñiga[1] & Marianella Alayo[1]

[1]Laboratorio de Ecofisiología Animal, Departamento de Biología,
Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal,
Av. Río de Chepen, s/n, Urb. Villa Hermosa, El Agustino, Lima, Peru
[2]Autor para correspondencia: José Iannacone, e-mail: joseiannacone@gmail.com

IANNACONE, J., ATASI, M., BOCANEGRA, T., CAMACHO, M., MONTES, A., SANTOS, S., ZUÑIGA, H. & ALAYO, M. **Diversity of birds in Pantanos de Villa wetland, Lima, Peru: period 2004-2007**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02610022010.

Abstract: Bird Richness of Pantanos de Villa wildlife refugee, Chorrillos, Lima, Peru was documented, aperiodically between November 2004 to August 2007 employing 10 surveys by visual detection. The avian richness was 58 species, belonging to 47 genera, 26 families and 12 orders. Jacknife of first and second order and Chao-1 estimators of species richness indicated that could be registered at least 25, 43 and 56 more species and could be detected 69.8, 57.4 and 50.8%, respectively, of possible species that can occur in the study zone. The highest species richness and the higher value of Shannon index were recorded in August 2006 and in September 2006, respectively. November 2004, March 2005 and June 2007 censuses showed the lowest similarities of bird species according to Morisita-Horn and Sörensen indexes. By their seasonality, 36 species were residents, 6 local migratory, 3 Andean migratory and 16 continental migratory. Out of the species registered 2 were considered in danger, 1 vulnerable and 1 nearly threatened. Eight species were more frequent and abundant: *Phalacrocorax brasilianus* (Humboldt, 1805) (Phalacrocoracidae) (20.3%), *Leucophaeus pipixcans* (Wagler, 1831) (Laridae) (14.9%) *Egretta thula* (Molina, 1782) (Ardeidae) (12.7%), *Chroicocephalus cirrocephalus* (Vieollot, 1818) (Laridae) (9.8%), *Ardea alba* (Linnaeus, 1758) (Ardeidae) (5.6%), *Fulica ardesiaca* (Linnaeus, 1758) (Rallidae) (4.5%), *Coragyps atratus* (Beichstein, 1793) (Cathartidae) (3.7%) and *Gallinula chloropus* (Linnaeus, 1758) (Rallidae) (2.5%) representing 74% of total bird diversity.
Keywords: *Egretta thula, Leucophaeus pipixcans, Pantanos de Villa, Phalacrocorax brasilianus, richness, wetland.*

IANNACONE, J., ATASI, M., BOCANEGRA, T., CAMACHO, M., MONTES, A., SANTOS, S., ZUÑIGA, H. & ALAYO, M. **Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/es/abstract?inventory+bn02610022010.

Resumen: Se documenta la riqueza de aves del refugio de vida silvestre Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú aperiódicamente entre noviembre del 2004 a agosto del 2007 mediante 10 censos por detección visual. La riqueza avifaunistica fue de 58 especies, pertenecientes a 47 géneros y 26 familias y 12 órdenes. Los estimadores Jacknife de primer orden, de segundo orden y Chao-1 de la riqueza de especies indican que pueden registrarse al menos 25, 43 y 56 especies más y que se logró detectar el 69,8, 57,4 y 50,8%, respectivamente de las especies posibles a ocurrir en la zona de estudio. La mayor riqueza de especies se encontró en agosto del 2006 y el mayor valor del Índice de Shannon se encontró en septiembre del 2006. Los censos de noviembre del 2004, marzo del 2005 y junio del 2007 presentaron las más bajas similaridades de especies de aves según los índices de Morisita-Horn y de Sörensen. Por su estacionalidad, 36 especies son residentes, 6 son migratorias locales, 3 son migratorias andinas y 16 son migratorias continentales. De las especies registradas 2 se encuentran en peligro, 1 es vulnerable y 1 en casi amenazado. Las especies más frecuentes y abundantes fueron ocho: *Phalacrocorax brasilianus* (Humboldt, 1805) (Phalacrocoracidae) (20,3%), *Leucophaeus pipixcans* (Wagler, 1831) (Laridae) (14,9%) *Egretta thula* (Molina, 1782) (Ardeidae) (12,7%), *Chroicocephalus cirrocephalus* (Vieollot, 1818) (Laridae) (9,8%), *Ardea alba* (Linnaeus, 1758) (Ardeidae) (5,6%), *Fulica ardesiaca* (Linnaeus, 1758) (Rallidae) (4,5%), *Coragyps atratus* (Beichstein, 1793) (Cathartidae) (3,7%) y *Gallinula chloropus* (Linnaeus, 1758) (Rallidae) (2,5%) que representan el 74% de la diversidad total de aves.
Palabras-clave: *Egretta thula, Leucophaeus pipixcans, Pantanos de Villa, Phalacrocorax brasilianus, riqueza, humedal.*

Introducción

Los procesos hidrológicos y ecológicos que suceden en los humedales, la diversidad biológica que sostienen y los recursos naturales que proporcionan, determinan que los humedales sean esenciales para el desarrollo y el bienestar de la humanidad (Amaya et al. 1999, Pulido 2003, Caballero et al. 2004, Torres et al. 2006, Iannacone & Alvariño 2007). La conservación de los humedales en el Perú se remonta a la época de las culturas Preincas, como Nazca, Mochica, Chimú, entre otras, hasta los años presentes de la República, periodo en el cual la población rural utiliza los humedales y su supervivencia ha estado estrechamente ligada a ellos. A pesar de ser éstos, una gran fuente de recursos biológicos, las autoridades los han dejado de lado por no significarles un ingreso económico, olvidando el inminente potencial como centro ecoturístico (Pautrat & Riveros 1998).

Las aves son útiles y adecuadas indicadoras ambientales, debido a que obtienen muy altos valores en los criterios para la selección de taxas indicadoras y detectan cambios ambientales en los diferentes tipos de hábitats que existen (Pearson 1995, Torres et al. 2006). Por otro lado, se conoce mucho más acerca de las aves en comparación a otros grupos de organismos. Como un ejemplo, la riqueza aviar se acerca a varios otros grupos taxonómicos, así los países catalogados como megadiversos, a excepción de Bolivia son países con una alta diversidad de aves. La Región Neotropical presenta cerca de 3.800 especies de aves (Collar et al. 1997, García-Moreno et al. 2007).

Cada vez es mayor el número de hombres y mujeres que, ya sean aficionados o académicos, se interesan en el avistamiento de aves (García-Moreno et al. 2007), y el Perú no es extraño a este movimiento (Pautrat & Riveros 1998). El Perú se encuentra en el tercer lugar del mundo en riqueza de especies de aves, con 1.729 especies registradas a diciembre del 2009 y que indudablemente se siguen incrementando conforme se desarrollan nuevas investigaciones ornitológicas (Remsen et al. 2010). Las aves acuáticas migratorias son especies importantes para la biodiversidad global. Sin embargo, sus migraciones de larga distancia y su tendencia a concentrarse en grandes números en determinados humedales, las hace muy vulnerables (Weller 1999, Pulido 2003). Cada año, entre septiembre y marzo, llegan un gran número de aves migratorias neárticas a la cadena de ambientes acuáticos de la costa peruana. Debido a su alta productividad, los humedales brindan refugio a la vida silvestre y alimento a las aves hasta su próxima migración. Los humedales no solo son ecosistemas importantes para las aves migratorias, sino también para las residentes (Torres et al. 2006).

Los Pantanos de Villa se establecieron el 29 de mayo de 1989 mediante Resolución Ministerial Nº 00144-89-AG/DGFF como Zona Reservada. Mediante Decreto Supremo Nº 055-2006-AG, se dispone la categorización de la Zona Reservada Los Pantanos de Villa como Refugio de Vida Silvestre. Esta constituye un humedal de importancia internacional, reconocido como un sitio RAMSAR, porque forma parte del corredor biológico del Pacífico para el recorrido de una gran variedad de aves migratorias que llegan desde el Continente Americano (desde Canadá hasta Tierra del Fuego y viceversa) y desde los Andes (Valqui 2004, Iannacone & Alvariño 2007). Dentro de la clasificación de humedales propuesta por la Convención RAMSAR, los cuerpos de agua y las áreas de influencia de los Pantanos de Villa pertenecen al humedal costero del tipo 8 (pantanos intermareales) y 10 (lagunas salinas con una o más conexiones con el mar) con rangos de elevación que varían desde 1 m por debajo del nivel del mar hasta 5 msnm. Esto se debe al origen de esta área, como los afloramientos de agua subterránea provenientes de la cuenca del Río Rímac y otras fuentes como lagunas, charcos y terrenos fangosos (Guillén & Barrio 1994, Pautrat & Riveros 1998).

La fauna ornitológica del humedal de Pantanos de Villa está representada por 208 especies de aves, de las cuales más del 75% son migratorias. La procedencia de estas especies según estudios del Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA) del Perú entre 1993 al 2001 es la siguiente: migratorias andinas 38 especies; migratorias locales 49 especies; migratorias del Norte 53 especies; migratorias del Sur 19 especies y residentes 49 especies (Torres 2007).

La presente investigación se realizó con el objetivo de evaluar la diversidad de las especies de la avifauna del Refugio de Vida Silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú durante los años 2004 al 2007.

Materiales y Métodos

1. Área de estudio

Los Pantanos de Villa se localizan en el distrito de Chorrillos, en el Departamento de Lima, al sur de la ciudad de Lima, la capital del Perú (12° 12' LS y 76° 59' LW). Es la única área protegida dentro del casco urbano de la ciudad de Lima. La extensión total es de 276 has. La temperatura durante el verano oscila entre los 15 y 26 °C y durante el invierno entre 14 y 19 °C (Iannacone & Alvariño 2007). Las zonas de estudio comprendieron tres lagunas. La Laguna Génesis con una extensión de 2.100 m^2 (12° 12' 41,3" LS y 76° 58' 18,7" LW) ubicada al este del Centro de Interpretación de los Pantanos de Villa; la Laguna Mayor, con una extensión de 50.000 m^2 (12° 13' 14" LS y 76° 58' 53" LW) que incluye los miradores 1 y 2, y finalmente la Laguna Marvilla con una extensión de 3.360 m^2 (12° 13' 26" LS y 76° 59'12" LW) de totora y junco cerca al mar (Guillen et al. 2003, Torres et al. 2006). Los microhábitats evaluados para los avistamientos de aves fueron principalmente los espejos de agua de las lagunas, la orilla de mar asociada a la Laguna Marvilla, y la vegetación al borde de la laguna conformada por *Typha dominguensis* (Pers.) Steudel "totora", *Scirpus americanus* Pers. Volk. ex Schinz & R. Keller "junco", *Salicornia fruticosa* Linneo "salicornia" y *Distichlis spicata* Linneo "grama salada" (Cruz et al. 2007). El área de estudio forma parte de los tres circuitos de recorrido ecoturístico que presenta esta área natural de Protección Municipal para visitar los Pantanos de Villa (Circuito tradicional (Laguna Mayor), Circuito tablitas-espejo (Laguna Génesis) y Circuito Marvilla (Laguna Marvilla).

2. Avistamientos

El estudio fue realizado entre los años 2004 al 2007, en el cual se realizaron 10 avistamientos diurnos aperiódicos: noviembre del 2004, marzo del 2005, agosto del 2005, noviembre del 2005, marzo del 2006, agosto del 2006, septiembre del 2006, mayo del 2007, junio del 2007 y agosto del 2007. Treinta y ocho y medio por ciento de los censos se realizaron en la Laguna Génesis, 53,8% en la Laguna Mayor y 7,7% en la Laguna Marvilla.

Se empleó el método del conteo total por puntos, debido al tamaño de las áreas censadas y por ser estas fácilmente visibles (método de primordial importancia en el monitoreo recomendado por el programa *Partners in Flight - Aves de las América*) (Sutherland 2000). Para la observación e identificación de las aves se utilizaron binoculares, cámaras digitales para la captura de las imágenes y guías de campo (Gonzales et al. 1998, Clements & Shany 2001, Knell 2003a, b, Álvarez & Iannacone 2007, Branco 2007). Una vez identificados los ejemplares, se procedió a elaborar el listado de especies conforme a la nomenclatura y secuencia taxonómica de Remsen et al. (2010). Cada censo se realizó con una duración promedio de 60 minutos, teniendo

una distancia máxima de observación de 50 m de radio y se registró en cada conteo la especie observada y el número de individuos de la misma (Sutherland 2000). Las horas de los avistamientos fueron por la mañana entre 9:00 a 11:00 y por tarde entre las 16:00 y 18:00. La selección de los días en el mes fue de manera aleatoria.

Con el objetivo de verificar la constancia de cada taxón en los diferentes censos fue determinado el índice de constancia. Las especies de aves fueron considerados constantes (C) cuando fueron registrados en más del 50% de los censos, comunes (c) cuando se presentaron entre un 10 y 50%, y finalmente raros (r) hasta en un 10% de las muestras (Iannacone & Alvariño 2007). Para el análisis de dominancia de taxa de aves se aplicó el criterio propuesto por Lobo & Leighton (1986), cuando su densidad numérica fue más alta que el 50% del total de individuos presentes. Se determinó para cada especie de ave su condición estacional: residente (R), migratoria local (ML), migratoria andina (MA) y migratoria continental (MC) siguiendo a Guillén & Barrio (1994). En adición fue determinado el estado de conservación según categorización de especies amenazadas de fauna silvestre del Perú (Decreto Supremo Nº 034-2004-AG): en peligro (EN), vulnerable (VU), casi amenazado (NT) y preocupación menor (LC) (Pulido 2004).

3. Análisis de datos

Para el cálculo de la diversidad ecológica alfa se emplearon comparativamente varios índices para dar mayor robustez a los resultados: el índice de Shannon-Wiener (H') (bits·ind), el índice de Simpson (C), el índice de Margalef (D_{mg}), el índice de equidad de Pielou (J'), el índice de Menhinick (D_{mn}) y el índice de Berger-Parker (d) (Moreno 2001, Ramírez & Gonzáles 2001). Para el cálculo de la diversidad ecológica beta comparativo de similaridad de especies entre los avistamientos evaluados se determinaron los índices para datos cualitativos de Sörensen (I_s) y de Jaccard (I_j) (Chávez-León 2007). En adición, se midió el índice de Morisita-Horn (I_{M-H}) para datos cuantitativos (Iannacone et al. 2003, Paredes et al. 2007). Se emplearon los métodos no paramétricos Chao 1 basado en la abundancia así como los estimadores de Jacknife 1 y 2 para estimar el número máximo de riqueza de aves a partir del esfuerzo realizado y de la acumulación de nuevos taxas que van apareciendo (Moreno 2001, Iannacone et al. 2003, Chávez-León 2007). Se realizaron correlaciones entre el número de taxas de aves nuevos y el número de taxas nuevos de Ardeidae, Scolopacidae y Laridae. De igual forma se hicieron correlaciones entre las especies más abundantes (> 10%). Se empleó la prueba de t de Student para determinar si existen diferencias significativas entre el periodo considerado migratorio (septiembre a marzo: 2004-nov, 2005-mar, 205-nov, 2006-mar y 206-set) vs. el no migratorio (abril a agosto: 2005-ago, 2006-ago, 2007-may, 2007-jun y 2007-ago) para 19 variables, que incluye los 11 índices bióticos y las ocho especies más abundantes y frecuentes de aves de los Pantanos de Villa. Finalmente se realizó el análisis de ANDEVA de comparación entre las especies más abundantes y frecuentes, previa transformación de los datos a log(x + 1). En el caso de existir diferencias significativas se aplicó la prueba a posteriori de Tukey. El nivel de significancia empleado fue de alfa = 0,05. Se empleó el Análisis de Componentes Principales (ACP) como un criterio de ordenación y reducción de variables: índices bióticos y las especies más abundantes de aves (Zar 1996). Se utilizó el paquete estadístico SPSS versión 13,0 para el cálculo de los estadísticos descriptivos e inferenciales.

Resultados

1. Composición de la avifauna

Durante el periodo de noviembre del 2004 a agosto del 2007, fueron registradas un total de 2015 individuos de aves, pertenecientes a 58 especies, 46 géneros, 26 familias y 12 órdenes, observadas en 10 avistamientos con un número de especies que variaron entre 11 (2004-nov) a 26 especies (2006-ago) (Tabla 1). Con relación a su condición estacional: 36 fueron residentes (59%), 6 migratorias locales (9,8%), 3 migratorias andina (4,9%) y 16 migratorias continentales (26,3%). En relación a su estado de conservación: 2 están en peligro (3,5%), 1 es vulnerable (1,7%), 1 son casi amenazado (1,7%) y 54 son preocupación menor (93,1%) (Tabla 1).

Las especies pertenecientes a tres familias de la avifauna representan el 41,4% del total de las especies registradas en el presente estudio (Tabla 1). Ardeidae, Scolopacidae y Laridae presentaron ocho especies cada una. Seis especies se encontraron en el 100% de los avistamientos: *Phalacrocorax brasilianus*, *Egretta thula*, *Coragyps atratus*, *Fulica ardesiaca*, *Gallinula chloropus* y *Chroicocephalus cirrocephalus*. Las cinco especies que presentaron mayor abundancia y sobrepasaron los 100 individuos en orden descendente fueron: *Phalacrocorax brasilianus* (20,3%) > *Leucophaeus pipixcans* (14,9%) > *Egretta thula* (12,7%) > *Chroicocephalus cirrocephalus* (9,8%) > *Ardea alba* (5,6%) que representan el 63,3% del total de individuos censados (Tabla 1). Se observó una correlación positiva y significativa entre la frecuencia de aves en los avistamientos y el número total de aves observadas durante los 10 avistamientos en los Pantanos de Villa (r = 0,72; P = 0,00) (Figura 1). De las 58 especies de aves avistadas, 13 fueron consideradas constantes (en más del 50% de los avistamientos), 17 comunes (entre más del 10% y el 50% de los avistamientos) y 28 raras (en 10% o menos de los avistamientos). Las trece aves consideradas constantes fueron: *Anas cyanoptera, Podiceps major*, *Podilymbus podiceps*, *Phalacrocrorax brasilianus*, *Ardea alba*, *Egretta thula*, *Plegadys ridwayi*, *Coragyps atratus*, *Fulica ardesiaca*, *Gallinula chloropus*, *Chroicocephalus cirrocephalus*, *Larus dominicanus* y *Leucophaeus pipixcan*. Ningún Scolopacidae, Columbidae o Passeriformes fue considerado constante (Tabla 1). Ningún taxa fue dominante al no presentar una densidad numérica más alta que el 50% del total del número de individuos presentes (Tabla 1). Con relación a la abundancia de especies por su estacionalidad, porcentualmente estuvieron en cuatro ocasiones las aves migratorias entre un rango de 35 a < 50% con relación al total de aves censadas: 2005-nov (47,82%) > 2006-ago (42,31%)> 2007-jun (38,46%) > 2007-ago (35,71%) (Figura 2).

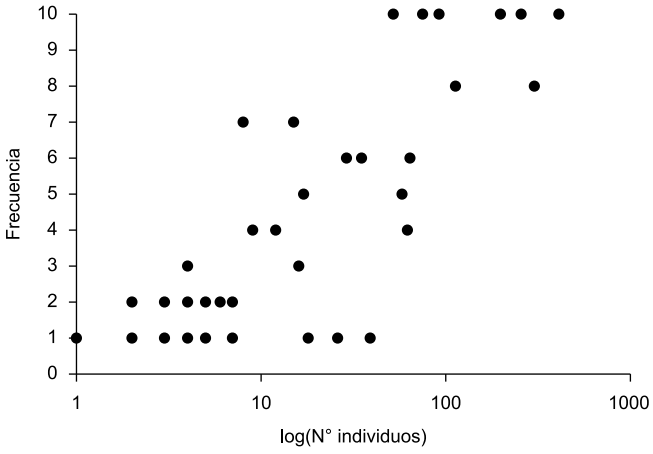


Figura 1. Congruencia entre la frecuencia de aves en los avistamientos y el número de individuos de aves observadas en los Pantanos de Villa, Lima, Perú, 2004-2007.

Figure 1. Congruence between frequency of birds during the counts and the number of individuals of birds observed in Pantanos de Villa, Lima, Peru, 2004-2007.

Tabla 1. Inventario ornitológico de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007.

Table 1. Ornithological inventory of birds of Pantanos de Villa wetland, Lima, Peru: period 2004-2007.

Orden / Familia / Nombre científico	Nombre común en Español	Condición estacional	Estado de conservación	N° de individuos										N° ind	Frec.
				2004	2005			2006			2007				
				nov	marzo	ago	nov	mar	ago	set	mayo	jun	ago		
Anseriformes															
ANATIDAE															
Anas bahamensis (Linnaeus, 1758)	Pato Gargantillo	R	LC	12	1	0	3	0	0	0	0	-	0	16	3
Anas cyanoptera (Vieillot, 1816)	Pato Colorado	R	LC	13	3	6	3	0	3	0	1	0	0	29	6
Oxyura jamaicensis Gmelin, 1789	Pato Andino	R/MA	LC	0	0	0	5	0	1	0	0	1	5	12	4
Podicipediformes															
PODICIPEDIDAE															
Rollandia rolland (Quoy & Gaimard, 1824)	Zambullidor Pimpollo	R	LC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Podilymbus podiceps (Linnaeus, 1758)	Zambullidor Pico Grueso	R	LC	0	1	0	2	1	1	1	1	1	0	8	7
Podiceps major (Boddaert, 1783)	Zambullidor Grande	R	LC	0	1	1	2	3	5	0	1	2	0	15	7
Pelecaniformes															
PELECANIDAE															
Pelecanus thagus (Molina, 1782)	Pelícano Peruano	ML	EN	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	1
SULIDAE															
Sula variegata (Tschudi, 1845)	Piquero Peruano	ML	EN	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	7	2
PHALACROCORACIDAE															
Phalacrocorax brasilianus (Humboldt, 1805)	Cormoran Neotropical	R	LC	2	20	40	53	147	37	21	57	4	29	410	10
Ciconiiformes															
ARDEIDAE															
Ixobrychus exilis (Gmelin, 1789)	Mirasol Leonado	R	LC	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758)	Huaco Común	R	LC	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	4	3
Butorides striata (Linnaeus, 1758)	Garcita Estriada	R	LC	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758)	Garza Bueyera	R	LC	0	0	0	0	0	10	4	2	0	0	16	3
Ardea alba (Linnaeus, 1758)	Garza Blanca Grande	R	LC	2	0	1	55	5	1	1	2	0	46	113	8
Egretta tricolor (Muller, 1776)	Garza Tricolor	R	LC	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	1
Egretta thula (Molina, 1782)	Garcita Blanca	R	LC	5	1	66	80	29	31	6	1	6	31	256	10
Egretta caerulea (Linnaeus, 1758))	Garza Azul	R	LC	0	2	8	0	0	1	0	1	0	5	17	5
THRESKIORNITHIDAE															
Plegadis ridgwayi (Allen, 1876)	Yanavico	R/MA	LC	0	0	6	11	0	4	11	0	1	2	35	6
Cathartiformes															
CATHARTIDAE															
Coragyps atratus (Bechstein, 1793)	Gallinazo Cabeza Negra	R	LC	10	12	10	13	3	8	3	4	1	11	75	10
Accipitriformes															
PANDIONIDAE															
Pandion haliaetus (Linnaeus, 1758)	Águila Pescadora	MC	LC	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	4	3
ACCIPITRIDAE															
Parabuteo unicinctus (Temminck, 1824)	Gavilán Acanelado	MC	LC	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Falconiformes															
FALCONIDAE															
Falco peregrinus Tunstall, 1771	Halcón Peregrino	MC	NT	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1

Clasificación y ordenamiento de aves según Remsen et al. (2010). Condición Estacional según Guillén & Barrio (1994): R: Residente. ML: Migratoria Local. MA: Migratoria Andina. MC: Migratoria Continental. Estado de Conservación según categorización de especies amenazadas de fauna silvestre del Perú (Decreto Supremo Nº 034-2004-AG): EN: En Peligro. VU: Vulnerable. NT: Casi amenazado. LC: Preocupación menor. Lag. Genesis: 1; Lag. Mayor : 2; Laguna Marvilla: 3.

Tabla 1. Continuacíon...

Orden / Familia / Nombre científico	Nombre común en Español	Condición estacional	Estado de conservación	N° de individuos										N° ind	Frec.
				2004	2005			2006			2007				
				nov	marzo	ago	nov	mar	ago	set	mayo	jun	ago		
Gruiformes															
RALLIDAE															
Pardirallus sanguinolentus (Swainson, 1838)	Rascón Plomizo	R	LC	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	1
Gallinula chloropus (Linneus, 1758)	Polla de Agua	R	LC	10	1	24	3	1	5	2	1	1	4	52	10
Fulica ardesiaca (Linnaeus, 1758)	Gallareta Andina	R	LC	1	7	42	3	5	8	13	1	4	8	92	10
Charadriiformes															
CHARADRIIDAE															
Charadrius semipalmatus Bonaparte, 1825	Chorlo Semipalmado	MC	LC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
CHARADRIIDAE															
Charadrius vociferus (Linnaeus, 1758)	Chorlo Gritón	R	LC	0	47	2	2	0	0	11	0	0	0	62	4
HAEMATOPODIDAE															
Haematopus palliatus (Temminck, 1820)	Ostrero Americano	ML	LC	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
RECURVIROSTRIDAE															
Himantopus mexicanus (Müller, 1776)	Cigueñuela Cuellinegra	R	LC	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	5	1
BURHINIDAE															
Burhinus superciliaris (Tschudi, 1843)	Huerequeque	R	LC	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2	2
Charadriiformes															
SCOLOPACIDAE															
Numenius phaeopus (Linnaeus, 1758)	Zarapito Trinador	MC	LC	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	26	1
Actitis macularius (Linnaeus, 1766)	Playero Coleador	MC	LC	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	3	2
Tringa melanoleuca (J.F. Gmelin, 1789)	Playero Patiamarilla Mayor	MC	LC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Charadriiformes															
SCOLOPACIDAE															
Tringa flavipes (Gmelin, 1798)	Playero Patiamarilla Menor	MC	LC	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	5	2
Arenaria interpres (Linnaeus, 1758)	Vuelvepiedras Rojizo	MC	LC	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	1
Calidris pusilla (Linnaeus, 1766)	Playerito Semipalmado	MC	LC	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	39	1
Calidris mauri (Cabanis 1857)	Playerito Occidental	MC	LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	1
Phalaropus tricolor (Vieillot, 1819)	Faloropo de Wilson	MC	LC	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	2
LARIDAE															
Chroicocephalus serranus Tschudi, 1844	Gaviota Andina	MA	LC	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	7	1
Chroicocephalus cirrocephalus (Vieollot, 1818)	Gaviota de Capuchón Gris	R	LC	6	9	16	52	17	8	9	11	3	67	198	10
Leucophaeus modestus Tschudi, 1843	Gaviota Gris	ML	LC	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	6	2
Leucophaeus pipixcan (Wagler, 1831)	Gaviota de Franklin	MC	LC	2	0	1	163	84	4	0	29	1	18	302	8
Larus belcheri (Vigors, 1829)	Gaviota Peruana	R	LC	0	0	3	0	1	8	18	0	0	28	58	5
Larus dominicanus (Lichtenstein 1823)	Gaviota Dominicana	R/MC	LC	0	0	0	6	4	1	9	0	21	23	64	6
Larosterna inca Tschudi, 1844	Zarcillo	ML	VU	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	18	1
Thalasseus maximus (Boddaert, 1783)	Gaviota Real	MC	LC	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1

Clasificación y ordenamiento de aves según Remsen et al. (2010). Condición Estacional según Guillén & Barrio (1994): R: Residente. ML: Migratoria Local. MA: Migratoria Andina. MC: Migratoria Continental. Estado de Conservación según categorización de especies amenazadas de fauna silvestre del Perú (Decreto Supremo Nº 034-2004-AG): EN: En Peligro. VU: Vulnerable. NT: Casi amenazado. LC: Preocupación menor. Lag. Genesis: 1; Lag. Mayor : 2; Laguna Marvilla: 3.

Tabla 1. Continuacíon...

Orden / Familia / Nombre científico	Nombre común en Español	Condición estacional	Estado de conservación	N° de individuos										N° ind	Frec.
				2004	2005			2006			2007				
				nov	marzo	ago	nov	mar	ago	set	mayo	jun	ago		
Columbiformes															
COLUMBIDAE															
Columbina cruziana (Prévost, 1842)	Tortolita Peruana	R	LC	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
Columba livia (Gmelin, 1789)	Paloma Doméstica	R	LC	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	4	2
Zenaida (*asiatica*) *meloda* (Linnaeus, 1758)	Cuculí	R	LC	1	2	0	3	0	3	0	0	0	0	9	4
Strigiformes															
STRIGIDAE															
Athene cunicularia (Molina, 1782)	Lechuza Terrestre	R	LC	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	1
Passeriformes															
FURNARIIDAE															
Phleocryptes melanops (Vieillot, 1817)	Junquero	R	LC	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
TYRANNIDAE															
Tachuris rubrigastra (Vieillot, 1807)	Siete Colores de la Totora	R	LC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Pyrocephalus rubinus (Bodart, 1783)	Tuturpilin	R	LC	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2
Muscisaxicola maclovianus (Garnot, 1829)	Dormilona Carioscura	MC	LC	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	1
HIRUNDINIDAE															
Pygochelidon cyanoleuca (Vieillot, 1817)	Golondrina Azul y Blanca	ML	LC	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
TROGLODYTIDAE															
Troglodytes aedon (Vieillor, 1817)	Cucarachero Común	R	LC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
EMBERIZIDAE															
Sporophila simplex (Taczanowski, 1874)	Espiguero Simple	R	LC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
ICTERIDAE															
Dives warszewiczi (Cabanis, 1861)	Tordo de Matorral	R	LC	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Lagunas de evaluación				1	2	1	1	1 y 2	2 y 3	2	1 y 2	2	2		

Clasificación y ordenamiento de aves según Remsen et al. (2010). Condición Estacional según Guillén & Barrio (1994): R: Residente. ML: Migratoria Local. MA: Migratoria Andina. MC: Migratoria Continental. Estado de Conservación según categorización de especies amenazadas de fauna silvestre del Perú (Decreto Supremo Nº 034-2004-AG): EN: En Peligro. VU: Vulnerable. NT: Casi amenazado. LC: Preocupación menor. Lag. Genesis: 1; Lag. Mayor : 2; Laguna Marvilla: 3.

2. Diversidad alfa

El índice de Margalef, el número total de individuos y la riqueza específica de Scolopacidae presentaron el valor más alto en 2005-nov (Tabla 2). Los índices de Simpson y de Berger-Parker tuvieron valores más altos en 2006-mar, y en cambio los índices de Shannon-Wiener y Pielou lo obtuvieron en 2006-set. El índice de Menhinick, la riqueza específica total y de Ardeidae fue mayor en 2006-ago (Tabla 2).

La Tabla 3 indica que el número total de individuos promedio de *P. brasilianus* fue significativamente mayor que *A. alba* y *G. chloropus* durante el periodo 2004 al 2007. Las otras cinco especies *Egretta thula*, *Coragyps atratus*, *Fulica ardesiaca*, *Chroicocephalus cirrocephalus* y *Leucophaeus pipixcan* no presentaron diferencias en el número de individuos promedio en los 10 avistamientos. No se encontró ninguna correlación significativa entre el número de individuos de las cuatro especies más abundantes (>10%): *P. brasilianus*, *Leucophaeus pipixcan*, *Chroicocephalus cirrocephalus* y *Egretta thula* (r = 0,12-0,65; P = 0,08-0,72). A excepción de *L. pipixcan* con *E. thula*, los cuales se encontraron correlacionados positivamente (r = 0,63; P = 0,04).

EL ACP produjo dos componentes para los índices bióticos y las especies más abundantes de aves (Tabla 4). Siete índices bióticos (N° total de individuos, Riqueza específica de Scolopacidae, de Ardeidae y de Laridae, riqueza específica total, Margalef y Simpson) y el número total de cinco especies abundantes (*Egretta thula*, *Ardea alba*, *Leucophaeus pipixcan*, *Chroicocephalus cirrocephalus* y *Coragyps atratus*) estuvieron correlacionadas con el primer componente, que explicó el 32,32% de la variabilidad. Otros cuatro índices bióticos (Berger-Parker, Shannon-Wiener, Pielou y Menhinick) y el número total de tres especies abundantes (*Phalacrocrorax brasilianus*, *Gallinula chloropus* y *Fulica ardesiaca*) estuvieron correlacionadas con el segundo componente, que explicó el 18,61% de la variabilidad (Tabla 4).

No se observó diferencias significativas al emplear la prueba de t de student entre el periodo considerado migratorio (septiembre a marzo) vs. el no migratorio (abril a agosto) para ninguna de las 19 variables, que incluyen 11 índices bióticos y las ocho especies más abundantes y frecuentes (t = 0,00 – 0,18; g.l. = 8; p = 0,27 –1,00).

Al graficar el número de taxas nuevos de aves que aparecen a lo largo de los 10 avistamientos entre 2004-nov y 2007-ago, se observó

Tabla 2. Índices bióticos de diversidad alfa de las aves de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: período 2004-2007.

Table 2. Biotic indexes of alpha diversity for birds for Pantanos de Villa, Lima, Peru: period 2004-2007.

Índices alfa	2004 nov.	2005 marzo	2005 agosto	2005 nov.	2006 marzo	2006 agosto	2006 sept.	2007 mayo	2007 jun.	2007 agosto	Promedio
Margalef	2,63	3,38	3,65	5,11	2,62	4,82	3,36	3,44	3,10	2,30	3,44
Menhinick	1,36	1,60	1,35	1,43	0,92	1,94	1,57	1,52	1,87	0,83	1,44
Simpson	0,13	0,01	0,14	0,04	0,32	0,30	0,10	0,23	0,23	0,12	0,16
Shannon-Wiener	1,83	1,24	2,04	2,07	1,46	2,52	2,73	1,85	1,92	2,24	1,99
Pielou	0,73	0,43	0,67	0,59	0,52	0,77	0,96	0,64	0,75	0,85	0,69
Riqueza específica total	11	17	21	23	16	26	17	18	13	14	17,6
N° total de individuos	65	113	241	527	304	178	117	140	48	282	201,5
Berger-Parker	0,20	0,42	0,28	0,31	0,48	0,21	0,18	0,41	0,46	0,23	0,32
Riqueza específica de Ardeidae	2	3	4	4	2	5	3	5	1	3	3,2
Riqueza específica de Scolopacidae	0	1	1	4	0	3	1	1	0	1	1,2
Riqueza específica de Laridae	2	1	4	3	5	4	4	4	3	4	3,4

Tabla 3. Número de individuos promedio de las ocho especies más abundantes y frecuentes de aves de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. Letras minúsculas iguales en una misma columna indican que los promedios son estadísticamente iguales a un P < 0,05.

Table 3. Mean number (± SD) of individuals of the eight more abundant and frequent bird species of Pantanos de Villa, Lima, Peru, period 2004-2007. Same small letters on each column indicate that means are statistical similar at P < 0.05.

Especies	N° individuos promedio	Significancia estadística
Phalacrocorax brasilianus	41 ± 13,13	b
Ardea alba	11,3 ± 6,58	a
Egretta thula	25,6 ± 8,85	ab
Coragyps atratus	7,5 ± 1,37	ab
Fulica ardesiaca	9,2 ± 3,82	ab
Gallinula chloropus	5,2 ± 2,26	a
Chroicocephalus cirrocephalus	19,8 ± 6,83	ab
Leucophaeus pipixcan	30,2 ± 16,89	ab
F	2,89	-
Sig	0,01	-

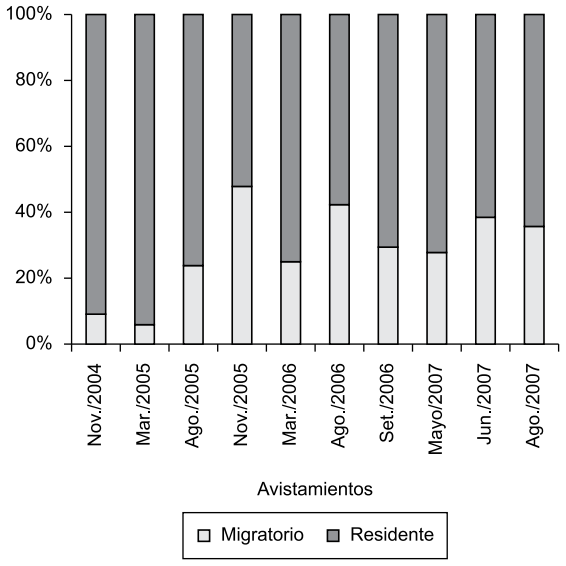


Figura 2. Abundancia relativa de las especies de aves residentes y migratorias de los Pantanos de Villa, Lima, Perú, 2004-2007.

Figure 2. Relative abundance of bird species resident and migratory of Pantanos de Villa, Lima, Peru, 2004-2007.

hasta el 50% de los avistamientos 45 taxas y finalmente al final se observaron 14 nuevos taxas hasta 59 (Figura 3). La estabilización en el número de taxas se da en el avistamiento N° 8 con 57 taxas. Sin embargo, los estimadores no paramétricos de Jacknife de primer orden, de segundo orden y Chao-1 de la riqueza de especies indican que pueden registrarse al menos 25, 43 y 56 especies más y que se logró detectar el 69,8, 57,4 y 50,8%, respectivamente de las especies posibles a ocurrir en la zona de estudio. Esto es debido a que 28 taxas se encontraron en un solo avistamiento de los 10 realizados y 8 taxas se presentaron en dos avistamientos (Tabla 1). La estabilización del número de Ardeidae y Laridae se da en el avistamiento N° 8 con ocho especies en ambos casos (Figura 3). En cambio para Scolopacidae aun en el último avistamiento se registra una especie de esta familia, no logrando la estabilidad en el número de taxas. El número de taxas nuevos de aves estuvo correlacionado con el número de taxas nuevos de Ardeidae (r = 0,98; P < 0,001); el número de taxas nuevos de aves se correlacionó con el número de taxas nuevos de Scolopacidae (r = 0,99; P < 0,001); el número de taxas nuevos de aves se correlacionó con el número de taxas nuevos de Laridae (r = 0,96; P < 0,001); el número de taxas nuevos de Ardeidae se correlacionó con el número de taxas nuevos de Laridae (r = 0,95; P < 0,001); el número de taxas nuevos de Ardeidae se correlacionó con el número de taxas nuevos de Scolopacidae (r = 0,96; P < 0,001), y finalmente el número de taxas nuevos de Scolopacidae se correlacionó con el número de taxas nuevos de Laridae (r = 0,95; P < 0,001) (Figura 3).

3. Diversidad beta

Los dos índices de similaridad cualitativos (Jaccard y Sörensen) presentaron casi el mismo patrón, así en Jaccard las mayores similaridades se observaron entre 2005-nov y 2006-ago; 2005-mar y 2005-nov, y finalmente entre 2007-jun y 2007-ago (Tabla 4); en Sörensen las mayores similaridades se observaron entre 2005-nov y 2006-ago; 2006-mar y 2007-jun, y finalmente entre 2007-jun y 2007-ago (Tabla 5). En cambio para el índice cuantitativo Morisita-Horn (IM-H) se observó un patrón diferente a los índices cualitativos con mayores similaridades entre 2006-

Tabla 4. Resumen del análisis de componentes principales (CP) de los índices bióticos de diversidad alfa y de las especies más abundantes de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. Los valores más altos en cada componente para cada variable son mostrados en negrita.

Table 4. Summary of principal component analysis (APC) for biotic indexes of alpha diversity and more abundant species of Pantanos de Villa, Lima, Peru, period 2004-2007. Highest values of each compount for each variable are showed in bold.

Índices	CP1	CP2
% de de la Varianza	**32,32**	18,61
N° total de individuos	**0,93**	–0,28
Riqueza específica de Scolopacidae	**0,90**	0,09
N° total de *Egretta thula*	**0,87**	0,07
N° total de *Ardea alba*	**0,81**	–0,14
N° total de *Leucophaeus pipixcan*	**0,75**	–0,51
N° total de *Chroicocephalus cirrocephalus*	**0,74**	–0,13
N° total de *Coragyps atratus*	**0,63**	0,19
Riqueza específica total	**0,60**	0,28
Margalef, D_{mg}	**0,58**	0,31
Riqueza específica de Ardeidae	**0,57**	0,18
Simpson, C	**–0,36**	–0,26
Riqueza específica de Laridae	**0,15**	–0,09
Berger-Parker, d	–0,21	**–0,79**
Shannon-Wiener, H´	0,18	**0,73**
N° total de *Phalacrocorax brasilianus*	0,24	**–0,71**
Pielou, J´	–0,16	**0,66**
N° total de *Gallinula chloropus*	0,16	**0,49**
N° total de *Fulica ardesiaca*	0,16	**0,47**
Menhinick, D_{mn}	–0,28	**0,46**

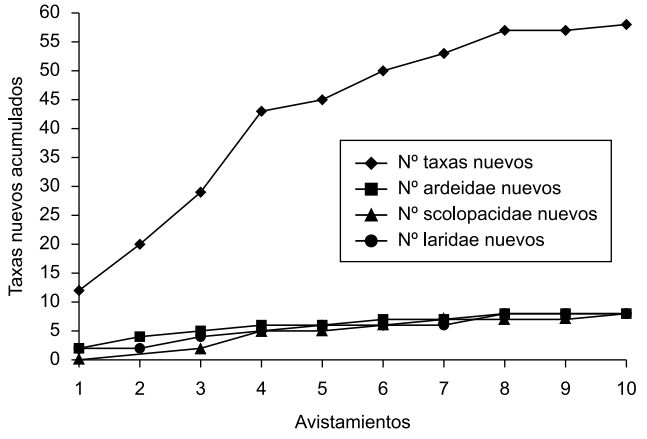


Figura 3. Número de taxas nuevos totales, Ardeidae nuevos, Scolopacidae nuevos y Laridae nuevos que parecen a los largo de los 10 avistamientos en los Pantanos de Villa, Lima, Perú, durante el 2004 y 2007.

Figure 3. Number of new total taxa, new Ardeidae, new Scolopacidae and new Laridae that appear along 10 counts in Pantanos de Villa, Lima, Peru, during 2004 and 2007.

mar y 2007-may; 2005-ago y 2006-ago, y finalmente 2005-nov y 2006-mar (Tabla 5).

Discusión

Las aves están entre los componentes más importantes de los humedales y por décadas vienen siendo utilizadas como indicadoras ambientales y como iconos de gerenciamiento de humedales de importancia ecológica (Weller 1999). La composición y ensamblaje de estas aves refuerzan la necesidad de considerar la época del año, el horario y el número de censos para determinar adecuadamente el tamaño poblacional (Branco 2007). En el presente estudio se analizó la composición de la avifauna aperiódicamente entre 2004-nov y 2007-ago. Por otro lado, las horas de los avistamientos fueron por la mañana entre 9:00 a 11:00 y por tarde entre las 16:00 y 18:00. Torres (2007) no encontró diferencias significativas en la abundancia de aves de los Pantanos de Villa entre marzo del 2005 y febrero del 2006 entre las horas muestreadas: 7:45-9:00 y 14:00-15:00. Finalmente, la selección de los días en el mes en el presente trabajo fue de manera aleatoria. De igual forma no se observó diferencias significativas en al abundancia de aves de los Pantanos de Villa entre los días muestreados en el mes en la Laguna La Herradura y la Laguna Marvilla y orilla del mar, por lo que el día escogido puede ser considerado representativo del mes que se tomó (Torres et al. 2007). Pautrat & Riveros (1998) señalaron que la variación interdiaria del número de individuos y especies de aves en los Pantanos de Villa permanece inalterable.

Los humedales son considerados como mosaicos, donde las aves raramente se encuentran distribuidas uniformemente. De esta forma, la abundancia y la composición de los ensamblajes pueden ser influenciadas espacial y temporalmente por la heterogeneidad del área, por el esfuerzo de muestreo, por el número de hábitats analizados y por la dispersión de las aves acuáticas (Branco 2007). En el presente estudio se evaluaron para los avistamientos de aves principalmente microhábitats como los espejos de agua de las tres lagunas, la orilla de mar asociada a la Laguna Marvilla, y la vegetación al borde de las lagunas. No fueron incluidas las áreas de gramadales, arenales, zonas arbustivas y de juncal-totoral. Por ende, las especies registradas se restrigen a los microhábitats estudiados (Tabla 1).

En el presente trabajo entre el 2004 al 2007 solo se registraron 58 especies. Sin embargo, los listados de aves publicados para Pantanos de Villa señalan cantidades variables entre 119 a 208 (Pautrat & Riveros 1998, Torres 2006). Pautrat & Riveros (1998) indican que estos valores corresponden a una diversidad inflada por el aporte de un gran número de individuos raros u ocasionales. Por ello se considera que en un día cualquiera en el humedal, independiente de la época del año, se puede registrar entre 40 a 50 especies para todo el área. Esto debería tomarse en consideración al desarrollar programas de observación de aves birding, pues existe una tendencia a sobreestimar la diversidad del área creando expectativas en el visitante. En el presente estudio se evaluó las aves asociadas a los tres circuitos de recorrido ecoturístico que se visitan en los Pantanos de Villa: Circuito tradicional (Laguna Mayor), Circuito tablitas-espejo (Laguna Génesis) y Circuito Marvilla (Laguna Marvilla). También, en el presente estudio, 28 especies de aves (48,3 %) fueron consideradas raras con 10% o menos de los avistamientos lo cual corrobora la sobreestimación de especies de aves que están registradas para este humedal. Nuestros resultados con los estimadores no paramétricos de Jacknife de primer orden, de segundo orden y Chao-1 de la riqueza de especies indican que pueden registrarse al menos 83, 101 y 114 especies en la zona de estudio. Pautrat & Riveros (1998) señalan que las especies de aves no son necesariamente las mismas a lo largo del año, con un "reemplazo" de la diversidad por las especies migratorias. Esto explica porque el 66% de las asociaciones de similaridad según el índice de Morisita-Horn para los 10 avistamientos entre sí presentan valores menores a 0,50.

Las especies pertenecientes a tres familias: Ardeidae, Scolopacidae y Laridae representaron el 41,4% del total de las especies registradas en el presente estudio. Estas tres familias han sido citadas como las predominantes en varios humedales costeros del Neotrópico (Pautrat & Riveros 1998, Branco et al. 2004, Branco 2007, Brandolin et al. 2007, Mestre et al. 2007). Este predominio es atribuido a la dieta generalista y oportunista, siendo capaces de ocupar nichos y explorar una gama de presas, principalmente peces y crustáceos (Branco et al.

Tabla 5. Diversidad beta de similaridad empleando tres índices entre los periodos de avistamiento, 2004 y 2007.
Table 5. Beta diversity for similarity employing three indexes between periods of surveys, 2004 and 2007.

Índice de Jaccard										
	2004-nov.	**2005-marzo**	**2005-agosto**	**2005-nov.**	**2006-marzo**	**2006-agosto**	**2006-sept.**	**2007-mayo**	**2007-jun.**	**2007-agosto**
2004 nov.	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 marzo	0,47	0	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 agosto	0,33	0,35	0	-	-	-	-	-	-	-
2005 nov.	0,45	0,53	0,46	0	-	-	-	-	-	-
2006 marzo	0,40	0,32	0,32	0,50	0	-	-	-	-	-
2006 agosto	0,35	0,38	0,42	0,58	0,44	0	-	-	-	-
2006 sept.	0,31	0,30	0,40	0,37	0,43	0,38	0	-	-	-
2007 mayo	0,42	0,40	0,30	0,36	0,41	0,41	0,40	0	-	-
2007 jun.	0,38	0,36	0,36	0,44	0,52	0,44	0,50	0,34	0	-
2007 agosto	0,44	0,29	0,45	0,42	0,50	0,48	0,47	0,40	0,58	0
Índice de Sörensen										
	2004-nov.	**2005-marzo**	**2005-agosto**	**2005-nov.**	**2006-marzo**	**2006-agosto**	**2006-sept.**	**2007-mayo**	**2007-jun.**	**2007-agosto**
2004 nov.	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 marzo	0,62	0	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 agosto	0,48	0,52	0	-	-	-	-	-	-	-
2005 nov.	0,62	0,35	0,59	0	-	-	-	-	-	-
2006 marzo	0,57	0,48	0,48	0,51	0	-	-	-	-	-
2006 agosto	0,52	0,55	0,63	0,73	0,61	0	-	-	-	-
2006 sept.	0,48	0,47	0,57	0,57	0,60	0,51	0	-	-	-
2007 mayo	0,60	0,57	0,56	0,43	0,52	0,59	0,57	0	-	-
2007 jun.	0,48	0,53	0,47	0,60	0,68	0,61	0,66	0,51	0	-
2007 agosto	0,61	0,45	0,62	0,59	0,66	0,65	0,64	0,56	0,74	0
Índice Morisita-Horn										
	2004-nov.	**2005-marzo**	**2005-agosto**	**2005-nov.**	**2006-marzo**	**2006-agosto**	**2006-sept.**	**2007-mayo**	**2007-jun.**	**2007-agosto**
2004 nov.	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 marzo	0,21	0	-	-	-	-	-	-	-	-
2005 agosto	0,43	0,30	0	-	-	-	-	-	-	-
2005 nov.	0,29	0,17	0,45	0	-	-	-	-	-	-
2006 marzo	0,17	0,34	0,48	0,65	0	-	-	-	-	-
2006 agosto	0,32	0,30	0,76	0,46	0,59	0	-	-	-	-
2006 sept.	0,21	0,52	0,59	0,30	0,47	0.63	0	-	-	-
2007 mayo	0,18	0,36	0,41	0,59	0,93	0,56	0,48	0	-	-
2007 jun.	0,14	0,07	0,37	0,24	0,25	0,30	0,44	0,20	0	-
2007 agosto	0,37	0,25	0,52	0,63	0,42	0,52	0,60	0,43	0,43	0

2004). Aunque con relación a la abundancia ningún Scolopacidae se consideró especie constante en el presente estudio. Pautrat & Riveros (1998) indican que esta disminución de Scolopacidae en los últimos años se debe a cambios en el régimen del nivel del agua de la laguna y al dejar inundadas las zonas limosas disminuye las posibilidades de alimentación de Charadriidae y Scolopacidae.

A pesar que debió encontrarse en los meses de septiembre a marzo las mayores abundancias y riquezas de aves por corresponder a los meses en que están presentes las aves migratorias en los Pantanos de Villa (Torres et al. 2006). Sin embargo, en la actual investigación se vio que no existieron diferencias estacionales en los índices bióticos entre los meses considerados con aves migratorias vs. los meses con ausencia de aves migratorias. Por otro lado, aunque se ha señalado que las aves migratorias corresponden al 70% de las aves registradas para Pantanos de Villa, los valores en el presente estudio fluctuaron entre 5,88% (2005-mar) y 47,82% (2005-nov).

La abundancia de *Phalacrocorax brasilianus* en los avistamientos realizados entre 2004-nov y 2007-ago, pudiera atribuirse a su comportamiento piscívoro (Branco 2007). Hernández-Vásquez (2000) señalan que esta especie residente es generalista y oportunista, y es abundante cuando el nivel de agua se encuentra bajo, lo que le permite capturar sus presas con mayor facilidad, ya que al reducirse el nivel del agua aumenta la densidad y la capturabilidad de las presas. Branco (2007) encontró que las poblaciones de *P. brasilianus* aumentan cuando las poblaciones de las garzas *Egretta thula* y *Ardea alba* disminuyen en la primavera; en cambio cuando *P. brasilianus* disminuye sus poblaciones en invierno, entonces el numero de individuos de garzas aumenta en Santa Catarina, Brasil. En este estudio no se encontró este patrón de relación poblacional inversamente poblacional entre *P. brasilianus* vs. *E. thula* y *A. alba* (r = 0,28 - 0,55; P = 0,10 - 0,43).

Nuestros resultados muestran que es indispensable la protección de este humedal como lugar de reposo, alimentación y nidificación

al ser un área importante para las aves (IBAs) (Cruz et al. 2007, García-Moreno et al. 2007), y así garantizar la conservación de estas aves emblemáticas de los Pantanos de Villa. Sobretodo por que el crecimiento urbano de la ciudad de Lima ocasiona diversos impactos sobre este ecosistema, y sobre las aves que alberga.

Referencias Bibliográficas

ALVAREZ, C. & IANNACONE, J. 2007. Aves de los Humedales y la playa de Ventanilla, Callao, Perú. Biologist (Lima) 5(2):70-78.

AMAYA, P., MUÑOZ, C. & CUEVA, R. 1999. Cálculo de los beneficios económicos para mejorar la calidad del agua del humedal "Los Pantanos de Villa". Wichay Yachay 3(2):82-91.

BRANCO, J.O., MACHADO, I.F. & BOVENDORP, M.S. 2004. Avifauna asociada a ambientes de influencia marítima no litoral de Santa Catarina, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(3):459-466.

BRANDOLIN, P., MARTORI, R. & AVALOS, M. 2007. Variaciones temporales de los ensambles de aves de la Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa (Córdoba, Argentina). El Hornero 22(1):1-8.

BRANCO, J.O. 2007. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. Rev. Bras. Zool. 24(4):873-882.

CABALLERO, K., CORNEJO, A., HUAMÁN, D., TAYA, V., HURTADO, A., CHAMPION, R. & MAMANI, J. 2004. Comparación de la composición ornitológica (Aves acuáticas) de dos humedales en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca: Salinas y Jayuchca – Dique de los españoles, Arequipa, 2000 – 2002. Rev. Investigación Dilloniana 4(1):108-109.

CHAVEZ-LEÓN, G. 2007. Riqueza de aves del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. Acta Zool. Mex. 23(2):11-29.

CLEMENTS, J. & SHANY, N. 2001. A field Guide to the Birds of Peru. Ibis Publishing Company, Temecula, 282p.

COLLAR, J.J., WEGE, D.C. & LONG, A.J. 1997. Patterns and causes of endangerment in the New World avifauna. Orn. Monogr. 48:237-260.

CRUZ, Z., ANGULO, F., BURGER, H. & BORGESA, R. 2007. Evaluación de aves en la laguna El Paraíso, Lima, Perú. Rev. Per. Biol. 14 (1):139-144.

GARCÍA-MORENO, J., CLAY, R.P. & RIOS-MUÑOZ, C.A. 2007. The importance of birds for conservation in the Neotropical region. J. Ornithology 148(2):S321-S326.

GONZÁLES, O., PAUTRAT, L. & GONZÁLEZ, J. 1998. Las Aves más comunes de Lima y alrededores. Editorial Santillana, Lima, 159p.

GUILLÉN, C. & BARRIO, J. 1994. Los Pantanos de Villa y sus aves. Bol. Lima 16:53-58.

GUILLÉN, G., MORALES, E. & SEVERINO, R. 2003. Adiciones a la fauna de protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. Rev. Per. Biol. 10(2):175-182.

HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, S. 2000. Aves acuáticas del Estero La Manzanilla Jalisco, México. Acta Zool. Mex. 80:143-153.

IANNACONE, J. & ALVARIÑO, L. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. Gayana, 71:49-65.

IANNACONE, J., MANSILLA, J. & VENTURA, K. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo. Lima, Perú. Ecol. Apl. 2(1):116-124.

KNELL, G. 2003a. Villa Wetlands field guide. Birds. The most common birds Villa Wetlands Reserved Zone. Rainforest Expeditions S.A.C. Publications, Lima, 2p.

KNELL, G. 2003b. Lima field guide. Birds. The most common birds of Lima and surroundings. Rainforest Expeditions S.A.C. Publications, Lima, 2p.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. Rev. Biol. Mar. 22(1):1-29.

MESTRE, L.A.M., KRUL, R. & MORAES, V.S. 2007. Mangrove bird community of Paranagua Bay- Paraná, Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 50(1):75-83.

MORENO, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis. SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa. Ed. Madrid, España. 80p.

PAUTRAT, L. & RIVEROS, J. 1998. Evaluación de la avifauna de los Pantanos de Villa, Lima. Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Museo de Historia Natural 11:85-95.

PEARSON, D.L. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. **In:** Biodiversity: measurement and estimation (D.L. Hawksworth, ed.). Chapman and Hall and the Royal Society, London, p.75-80.

PAREDES, C., IANNACONE, J. & ALVARIÑO, L. 2007. Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. Neotrop. Helminthol. 1(2):21-30.

PULIDO, V. 2003. Influencia de la pérdida de hábitats en la conservación de las aves de los Pantanos de Villa. Tese de Doutorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.

PULIDO, V. 2004. Aves amenazadas y en peligro de extinción en el Perú. Rev. Investigación Dilloniana 4(1):46-50.

RAMIREZ, D. & GONZÁLEZ, O.M. 2001. Análisis de dos métodos de muestreo para el cálculo de la diversidad de especies de aves en la ciudad de Lima, Perú. Biota, 100:114-123.

REMSEN Jr., J.V., CADENA, C.D., JARAMILLO, A., NORES, M., PACHECO, J.F., ROBBINS, M. B., SCHULENBERG, T.S., STILES, F.G., STOTZ, D.F. & ZIMMER, K.J. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union, San Diego. http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html (último acesso em: 20/01/2010)

SUTHERLAND, W.J. 2000. The conservation handbook: research, management and policy. Blackwell Publishing Company, 278p.

TORRES, M. 2007. Evaluación ornitológica de los Humedales de Puerto Viejo, Pantanos de Villa y Humedales de Ventanilla: INRENA. Intendencia Forestal y de Fauna Silvestre – DCB, Lima, 12p.

TORRES, M., QUINTEROS, Z. & TAKANO, F. 2006. Variación temporal de la abundancia y diversidad de aves limícolas en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. Ecol. Apl. 5(1-2):119-125.

VALQUI, T. 2004. Where to watch birds in Peru. Gráfica Nuñez S.A., Lima, 382p.

WELLER, M.W. 1999. Wetland birds: habitat resources and conservation implications. University Press, Cambridge, 265p.

ZAR, J.H. 1996. Bioestatistical analysis. 3th ed. Prentice-Hall. Inc. Upper Saddle River, New Jersey, 662p.

Recibido en 11/08/09
Versión revisada recibida en 19/03/10
Aceptado en 28/05/10

Illustrated record of the freshwater copepod *Leptodiaptomus dodsoni* (Calanoida, Diaptomidae) from central Mexico with comments on the distribution of the genus

Marcelo Silva-Briano[1] & Eduardo Suárez-Morales[2,3]

[1]Laboratorio de Ecología, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, Mexico
[2]El Colegio de la Frontera Sur – ECOSUR-Chetumal, AP 424, Chetumal, Quintana Roo 77000, Mexico
[3]Corresponding author: Eduardo Suárez-Morales, e-mail: esuarez@ecosur.mx

SILVA-BRIANO, M. & SUÁREZ-MORALES, E. **Illustrated record of the freshwater copepod *Leptodiaptomus dodsoni* (Calanoida, Diaptomidae) from central Mexico with comments on the distribution of the genus**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?short-communication+bn02510022010.

Abstract: The freshwater planktonic calanoid copepod *Leptodiaptomus dodsoni* Elías-Gutiérrez, Suárez-Morales & Romano, 1999, a rare species known only from western Mexico, is here recorded from the State of Aguascalientes, central Mexico. This species has a uniquely large, sinuous spine on segment 13 of the right male antennule, reaching the distal margin of segment 15. There are subtle differences between these two known populations; the morphological range of the species is complemented with data from the new specimens. This is the first record of *L. dodsoni* after its original description; it is probably restricted to a latitudinal fringe in central Mexico. Of the 22 nominal species of *Leptodiaptomus* currently recognized, up to 7 are known from the Neotropical region and some appear to be true endemics. Apparently, this primarily Nearctic genus radiated in North America and some species reached the Neotropical region where they diversified. A key for the identification of the species of the genus known from the Neotropical region is also provided.
Keywords: *freshwater zooplankton, Neotropical limnobiology, crustacean taxonomy, copepods.*

SILVA-BRIANO, M. & SUÁREZ-MORALES, E. **Registro ilustrado del copépodo dulceacuícola *Leptodiaptomus dodsoni* (Calanoida, Diaptomidae) del centro de México con comentarios acerca de la distribución del género**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/es/abstract?short-communication+bn02510022010.

Resumen: El copépodo calanoide planctónico de aguas continentales *Leptodiaptomus dodsoni* Elías-Gutiérrez, Suárez-Morales & Romano, 1999, una rara especie conocida sólo en la zona occidental de México, se registra aquí para el estado de Aguascalientes, en el centro de México. Esta especie tiene una espina sinuosa distintivamente larga en el segmento 13 de la anténula derecha del macho, la espina alcanza el margen distal del segmento 15. Existen differencias sutiles entre estas dos poblaciones; se complementa el espectro morfológico de la epecie con datos de los nuevos especímenes. Este es el primer registro de *L. dodsoni* después de su descripción original; probablemente está restringida a una franja latitudinal del centro de Mexico. De las 22 especies nominales de *Leptodiaptomus* reconocidas, 7 se conocen en la zona Neotropical y algunas parecen ser verdaderos endémicos. Aparentemente, este género primariamente Neártico radió en América del Norte y estas especies alcanzaron la región Neotropical donde se diversificaron. Se presenta una clave para la identificación de las especies del género conocidas en la región Neotropical.
Palabras-clave: *zooplancton de aguas continentales, limnobiología Neotropical, taxonomía de crustáceos, copépodos.*

Introduction

The genus *Leptodiaptomus*, as described by Light, 1938 comprises small or medium-sized diaptomid copepods characterized mainly by a left male and both female antennules with only one seta on segment 11, a very reduced female fifth leg terminal exopodite, and a right male antennule with strong spines on segments 10, 11 and 13 (Wilson 1954, Dussart & Defaye 1995). Up to seven species of this genus have been hitherto recorded in Mexico: *Leptodiaptomus novamexicanus* (Herrick, 1895), *L. mexicanus* (Marsh, 1929), *L. siciloides* (Lilljeborg, 1889), *L. connexus* (Light, 1938), *L. cuauhtemoci* (Osorio-Tafall, 1941), *L. dodsoni* Elías-Gutiérrez, Romano & Suárez-Morales 1999, and *L. garciai* (Osorio-Tafall, 1941) (Marsh, 1929, Grimaldo-Ortega et al. 1998, Suárez-Morales & Reid 1998, Elías-Gutiérrez et al. 1999, Montiel-Martínez et al. 2008). Some of these species have a close morphological resemblance with their congeners; this has caused some taxonomic confusion within the genus. Recently, two previously synonymized species were revalidated (see Suárez-Morales et al. 2000, Montiel-Martínez et al. 2008). Based on the current data (Elías-Gutiérrez et al. 2008), it is presumed that most species of *Leptodiaptomus* known from Mexico show a restricted distribution. Hence, detailed morphological accounts of the species and reliable records are needed to reveal the true distributional patterns of these species.

The freshwater copepod fauna of the state of Aguascalientes, central Mexico, has been investigated (Dodson & Silva-Briano 1996, Silva-Briano & Suárez-Morales 1998). In early October 2000, zooplankton samples were collected by the first author (MS-B) in the northern zone of Aguascalientes. Several male and female diaptomid copepods were obtained. The taxonomic examination of this material resulted in the identification of *L. dodsoni*; these specimens were compared with the type material and with other specimens previously collected from Aguascalientes (Silva-Briano & Suárez-Morales 1998). Complementary morphological data are added to the original description. The diversity and distribution of the genus in Mexico are revised and discussed herein. A key for the identification of the species of *Leptodiaptomus* known from the Neotropical region is also provided.

Material and Methods

Adult males and females of *Leptodiaptomus dodsoni* were collected during a survey carried out by the Universidad de Aguascalientes to determine the composition, diversity, and distribution of the freshwater zooplankton of this state of north-central Mexico. This effort included more than 500 localities in Aguascalientes (see Dodson & Silva-Briano 1996). Zooplankton was collected by using a standard plankton net with a mesh size of 0.06 mm. The samples were fixed with 4% formalin solution. Copepods were sorted and transferred to 70% ethanol for preservation and storage. The taxonomic analysis of the copepods involved dissection, preparation of microscope slides using glycerol as a mounting medium, and illustrations prepared with the aid of a camera lucida. Some specimens were processed for SEM analysis.

Results

FAMILY DIAPTOMIDAE BAIRD, 1850

Subfamily Diaptominae Kiefer, 1932

Leptodiaptomus dodsoni Elías-Gutiérrez, Suárez-Morales & Romano, 1999 (Figures 1-5).

Leptodiaptomus cf. *signicauda*: Silva-Briano & Suárez-Morales 1999, p. 41.

Material examined: Four adult ♂♂, collected October 4, 2001 from pond in Potrerillos, San José de Gracia, Aguascalientes, central Mexico (22° 14' N and 102° 30' W), plankton sample from littoral zone, collector M. Silva-Briano, specimen dissected on two slides, mounted in glycerol and sealed with Entellan®, deposited in collection of Zooplankton of El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chetumal, Mexico (cat. ECO-CHZ-05629). Three adult ♂♂, collected August 4, 1990 from same locality, date and collector, plankton sample, littoral zone, specimens undissected, ethanol-preserved (ECO-CHZ-05628). Two adult ♀♀, one adult ♂ of *Leptodiaptomus* cf. *signicauda* collected August 4, 1990,

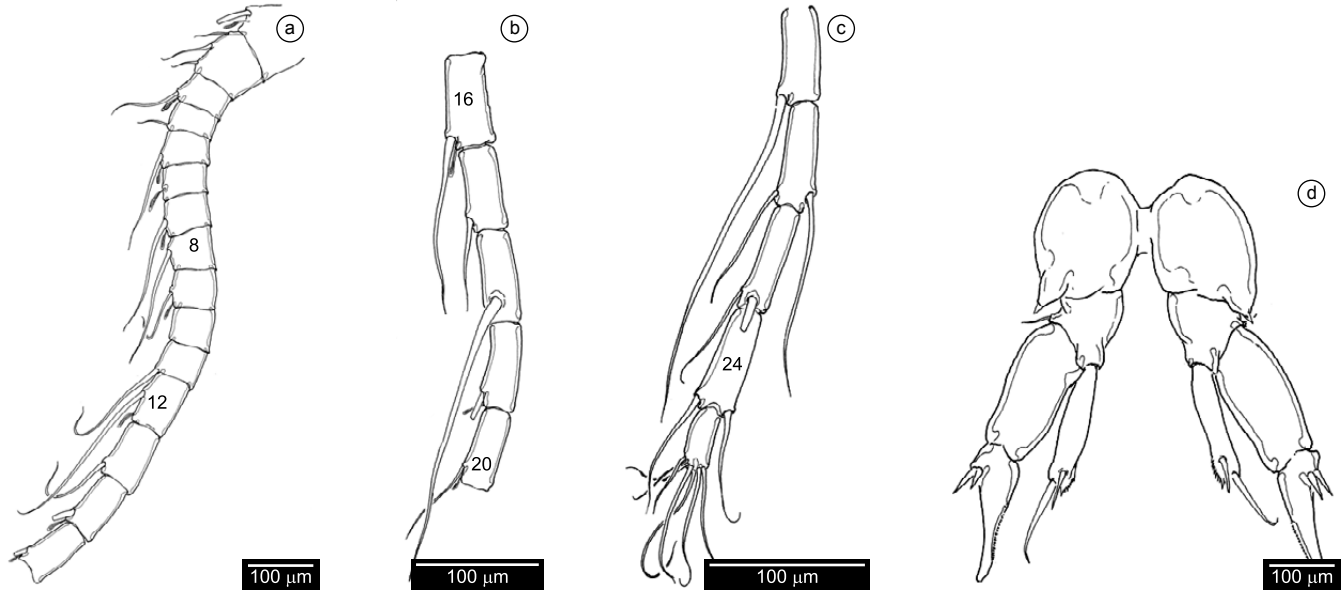


Figure 1. *Leptodiaptomus dodsoni*. Adult female from Aguascalientes, Mexico. a) antennule segments 1-15; b) antennule segments 16-20; c) antennule segments 21-25; d) fifth leg.

same locality and collector, specimens dissected, slides mounted in glycerol, collection of M. Silva-Briano at University of Aguascalientes. Four adult ♀♀, collected October 4, 2001, same locality and collector, specimens undissected, ethanol-preserved, vial (cat. ECO-CHZ-05627). One adult ♀, collected October 4, 2001, same locality and collector, specimen dissected, two slides mounted in glycerol (cat. ECO-CHZ-05626). Two adult ♂♂, two adult ♀♀ paratype specimens from La Barca, Jalisco, Mexico (ECO-CHZ-00409).

Additional material: Several adult ♀♀, several adult ♂♂, same collection data, undissected, preserved in 70% ethanol and original zooplankton samples are deposited in the Laboratory of Ecology, University of Aguascalientes, Mexico.

Comparisons: Female. Body length and proportions as described by Elías-Gutiérrez et al. (1999) from type specimens, including robust cephalothorax (Figure 4a), rounded thumblike process on right distal margin of genital double somite (Figures 4b, c),

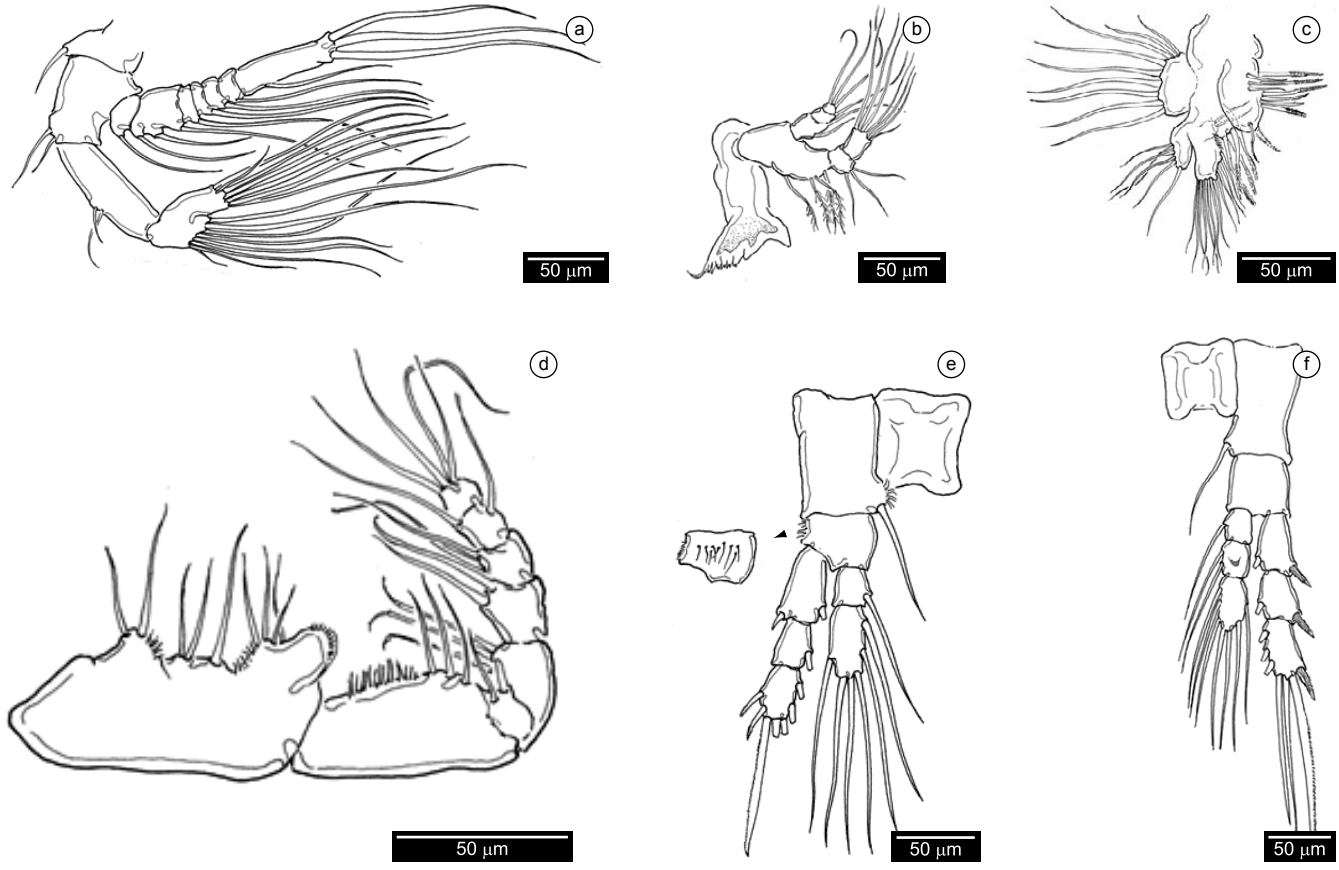


Figure 2. *Leptodiaptomus dodsoni*. Adult female from Aguascalientes, central Mexico. a) antenna; b) mandible with palp; c) maxillule; d) maxilliped. Adult male holotype, e) first swimming leg, showing variant ornamentation of basis in female (arrowed); f) second swimming leg.

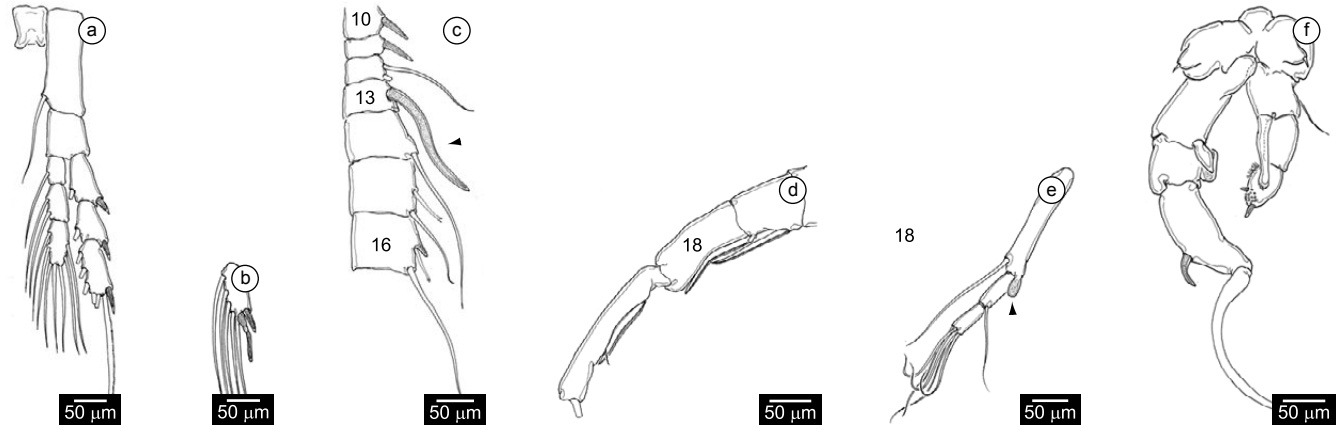


Figure 3. *Leptodiaptomus dodsoni*. Adult male from Aguascalientes, Mexico. a) third swimming leg; b) terminal segment of exopod of third legs showing underdeveloped apical spiniform seta (another specimen); c) right geniculate antennule segments 10-16; d) same, segments 17-19; e) same, segments 20-22; f) fifth legs.

asymmetrical structure of wings on fifth pedigerous somite (Figure 4d), and relatively large anal somite (Figure 4b).

Antennules (Figures 1a-c) as in Elías-Gutiérrez et al. (1999), 25-segmented, relatively long, reaching posterior margin of caudal rami. Armature with one aesthetasc less on segment 3, one seta less on segments 9, 10, and two more distal setae on segment 25.

Antenna (Figure 2a) as in Elías-Gutiérrez et al. (1999) except for relatively shorter coxal and basipodal setae and a longer seta on the inner margin of the distal exopodal segment. Mandible (Figure 2b) as in original description except for relatively longer dorsal seta on the mandible edge, ventral outermost tooth without spine-like projection at tip. Maxillule (Figure 2c) and maxilla as in original description. Maxilliped syncoxal lobes armed with 2, 3, 4 setae, two additional setae than in original description (Figure 2d).

First leg (Figure 2e) as in original description except for presence of rows of hair-like elements on inner margin of coxa and outer margin of basipod and long hair-like elements on caudal surface of basipod. Second, third and fourth legs (Figures 2f, 3a) as in original description.

Leg 5 (Figures 1d, 4e, 5a) as in Elías-Gutiérrez et al. (1999) except for slightly shorter endopod, barely reaching distal margin of first exopodal segment and relatively shorter basipodal setae.

Male. Body proportions and length as in original description including slender body (Figure 5b), acute rostral points, and distal processes and asymmetry on fifth pedigerous somite (Figure 5e). Mouthparts and swimming legs as described for female except for lighter ornamentation on the basipod of first leg; one male specimen showed an underdeveloped distal spiniform seta on the third exopodal segment of the third swimming legs (Figure 3b). Right geniculate antennule as described by Elías-Gutiérrez et al. (1999), including segmentation with 22 articles, geniculation between segments 18 and 19 (Figures 3c-e), segments 10 and 11 with spiniform process, 12 with two setae and 13 with strong, long sinuous spine, its base almost as wide as 1/2 of bearing segment, spine almost reaching proximal margin of segment 16 (Figures 3c, 5c). Segment 14 with long seta, segment 15 with one distal seta and distally bifurcate aesthetasc on middle of segment. Segment 16 with one reduced, blunt spine, an aesthetasc and one seta (Figure 3c). Segment 20 with conspicuous thumb-like process on distal inner margin, reaching midway of succeeding segment. Left and right legs 5 as in original description except for larger inner process on inner margin of left coxa (Figures 3f, 5f).

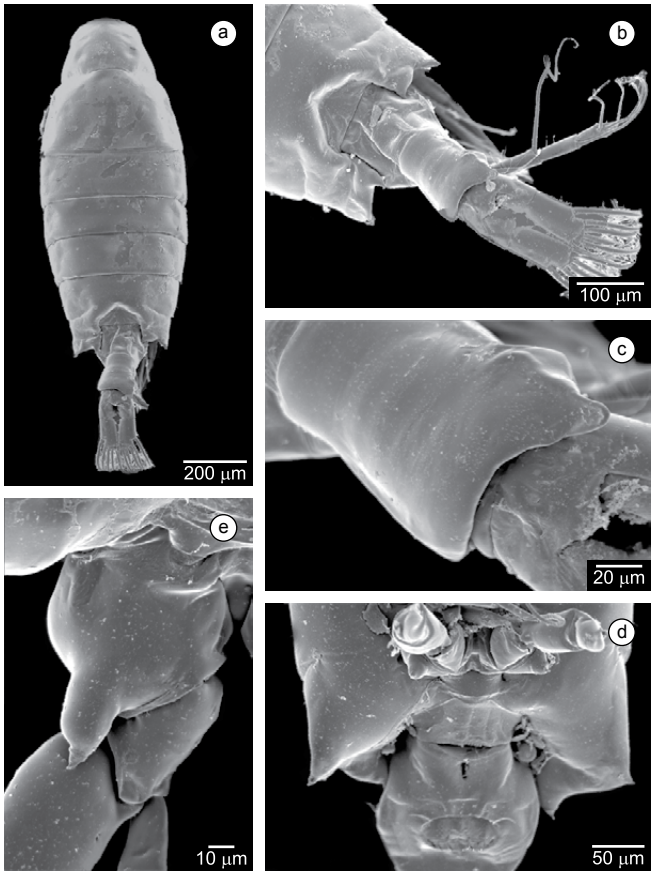


Figure 4. *Leptodiaptomus dodsoni*. Adult female from Aguascalientes, Mexico, SEM photographs. a) habitus, dorsal view; b) urosome and caudal rami, dorsal view; c) detail of process on distal margin of genital somite; d) fifth pedigerous somite and proximal half of genital somite, ventral view; e) coxal process of fifth leg.

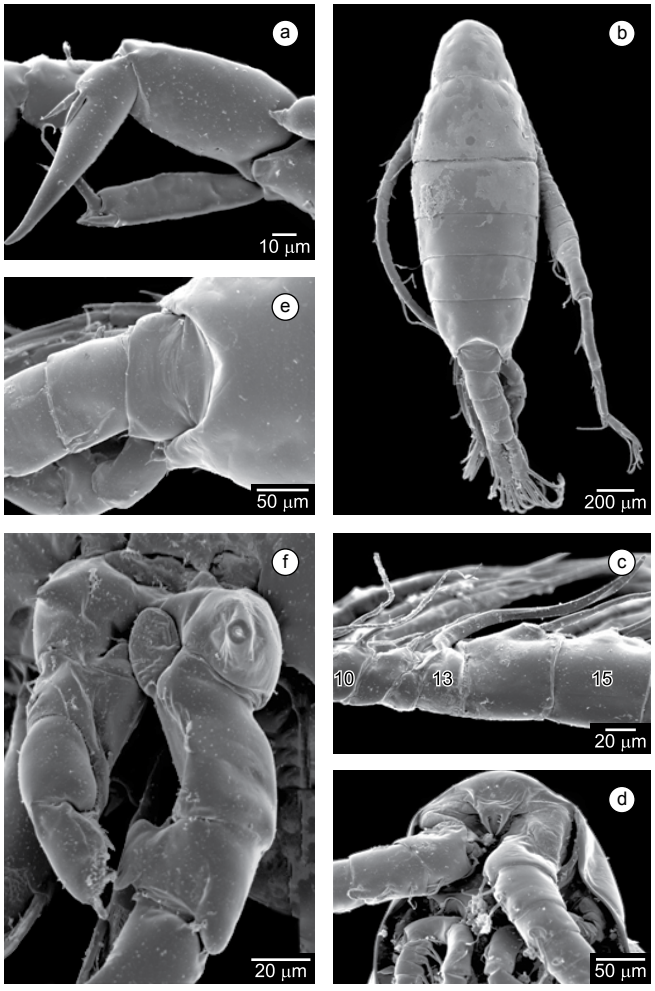


Figure 5. *Leptodiaptomus dodsoni*. Adult female from Aguascalientes, Mexico, SEM photographs. a) endo and exopod of fifth legs, lateral view. Adult male from same locality, b) habitus, dorsal view; c) right antennule segments 10-15; d) cephalic area including rostrum, ventral; e) fifth pedigerous and first urosomites, dorsal view; f) fifth legs showing left leg and basis and exopod 1 of right leg.

Discussion

Based on the reexamination of the specimens identified by Silva-Briano & Suárez-Morales (1998) as *L.* cf. *signicauda*, it is confirmed here that they are assignable to *L. dodsoni*. Overall, the subtle morphological differences resulting from our comparative analysis of both known populations of *L. dodsoni* represent a moderate range of intraspecific variation; diaptomids show morphological differences associated to the habitat and region in which they dwell (Montiel-Martínez et al. 2008).

This is the second record of *L. dodsoni* after its original description from specimens collected in Jalisco, western Mexico; Elías-Gutiérrez et al. (1999) regarded this species as an endemic form, restricted to this locality. The record of this species in Aguascalientes, central Mexico, represents a modest expansion of its known geographic range. Two facts, however, support the notion that it has a geographically restricted distribution: 1) it was recorded in a single locality out of more than 500 sampled, and 2) this is an easily distinguishable species that might have been easily spotted from other copepod surveys carried out in central Mexico. Hence, it is likely that its distributional range is still limited to the latitudinal fringe of western-central Mexico. Other species of the genus show the same presumedly restricted distribution in central Mexico, including *L. cuauhtemoci* (Osorio-Tafall 1941, Suárez-Morales et al. 2000), *L. mexicanus* (Grimaldo-Ortega et al. 1997), and *L. garciai*, a strict endemic known from a single locality (Montiel-Martínez et al. 2008).

Leptodiaptomus is known to contain about 22 species (Dussart & Defaye 2002). The genus is distributed in North America, it is absent from South America. At least two species, *L. tyrrelli* (Poppe, 1888) and *L. angustilobus* (Sars, 1898) have been recorded outside the continent. Several other non-Neotropical species, such as *L. coloradensis* (Marsh, 1911), *L. insularis* (Kincaid, 1956), and *L. trybomi* (Lilljeborg, 1889) have restricted known distributional ranges. Other species are distributed only in cold-temperate latitudes, but a few, such as *L. siciloides*, and *L. novamexicanus* are assumed to have a wide latitudinal distributional range that includes USA and Canada and reach the Neotropical region. Among the Neotropical species, the same is assumed for: *L. garciai*, known from a single locality, and also for *L. cuauhtemoci*, *L. mexicanus*, and *L. dodsoni*, apparently restricted to a few localities in central Mexico, not reaching southern Mexico or southern USA.

In an overall analysis of the American diaptomid distributional patterns, Suárez-Morales et al. (2005) suggested that *Leptodiaptomus* is part of a group of genera largely restricted to the Nearctic region with some tendency to radiate southwards into the Neotropical region. Species of *Leptodiaptomus* have been recorded in fully tropical areas of southeast Mexico (Suárez-Morales & Reid 1998, Elías-Gutiérrez et al. 2008). Members of other genera appear to be restricted to North America (i.e. *Nordodiaptomus*, *Eudiaptomus*, and *Onychodiaptomus*) (Suárez-Morales et al. 2003).

Ancestral members of *Leptodiaptomus* could have spread from the Nearctic region (at least 12 species recorded in Canada and northern USA) into the Neotropical region where it radiated (5 species in the Neotropical region). These species could have remained isolated from the other North American *Leptodiaptomus* as remains of radiation events that were affected by glaciations (Granados-Ramírez & Suárez-Morales 2003). Postglacial repopulation in glacial refugia areas might have resulted in isolation and speciation (see Boileau 1991).

Key for the identification of the species of *Leptodiaptomus* known from the Neotropical region.

1a. With right antennule modified, geniculate ..... (males) 2

1b. With right and left antennules with identical structure .... (females) 8

2a. Antennule with segment 13 bearing long, strong sinuous spine reaching beyond distal margin of segment ..... *L. dodsoni*

2b. Antennule with segment 13 bearing straight, shorter spine, not reaching the distal margin of segment 14 3

3a. Spine on segment 11 clearly shorter than that on segment 13 4

3b. Spine on segment 11 subequal to or longer than that on segment 13 5

4a. Process on antepenultimate segment of right antennule reaching halfway of the penultimate segment ..... *L. novamexicanus*

4a'. Process on antepenultimate segment of right antennule relatively short, not reaching halfway of penultimate segment ....*L. garciai*

5a. Right antennule with large spine on segment 8, clearly longer than that on segment 12 6

5b. Right antennule without spine or reduced spine on segment 8, when present as long as or shorter than that on segment 12..... 7

6a. Spine on antennular segment 8 at least twice as long as that on segment 12, but shorter than that on segment 11. Large spines on antennular segments 8, 10, 11, and 13. Antepenultimate antennular segment with relatively short process, reaching only halfway of succeeding segment. Anal somite without lateral processes .. .. *L. connexus*

6b. Spines on antennular segment 8 reduced, shorter tan bearing segment. Large spines on antennular segments 10, 11, 13, and 15. Antepenultimate antennular segment with long, distally curved process reaching well beyond distal margin of succeeding segment. Anal somite with digitiform projection on right posterior margin ..... *L. mexicanus*

7a. Left coxa of fifth leg with large outer spine. Hyaline process on inner margin of first exopodal segment of right fifth leg squarish. Distal claw of right fifth leg exopod terminally acute, without inner lamella .....*L. siciloides*

7b. Left coxa of fifth leg without outer spine. Hyaline process on inner margin of first exopodal segment of right fifth leg anvil-shaped. Distal claw of right fifth leg exopod terminally rounded, with an inner lamella .....*L. cuauhtemoci*

8a. Genital somite with postero-distal process on right margin..... 9

8b. Genital somite without postero-distal process on right margin 11

9a. Genital somite asymmetrical, with lateral thumb-like projection on right posterior margin reaching halfway of anal somite. Genital somite with acute process halfway on right margin, left margin rounded. Distal seta of fifth leg endopod asymmetrical, outer seta 1.8 times as long as inner seta ..... *L. dodsoni*

9b. Genital somite with two acute lateral projections: the left projection more produced than the left one, both with terminal spiniform element..... 10

10a. Process on the right posterior margin of genital somite well developed, reaching well beyond halfway of anal somite .... *L. novamexicanus*

10b. Process on the right posterior margin of genital somite weakly developed, represented by short rounded process not reaching halfway of anal somite.....*L. garciai*

11a. Endopod of fifth leg elongate, 1.4 times longer than inner margin of first exopodal segment, reaching beyond half of second exopod, with apical setae symmetrical, 0.8-1 times as long as bearing segment ..... *L. mexicanus*

11b. Endopod of fifth leg relatively short, 0.8-1.0 as long as inner margen of first exopodal segment, not reaching halway of second exopod, apical setae relatively short, 0.3-0.5 times as long as bearing segment 12

12a. Genital somite pilose on posterior dorsal margin; lateral projections strongly asymmetrical: right one strongly produced, left one represented by rounded expansion. Genital somite relatively short, 1.1 times as long as wide ..... *L. connexus*

12b. Genital somite with smooth posterior dorsal margin; lateral projections moderately asymmetrical. Genital somite elongate, 1.3-1.6 times as long as wide..... 13

13a. Genital operculum proximally rounded, lateral projections of genital somite asymmetrical, left one larger, wing-like, with terminal blunt process, right projection weak, with terminal spiniform element. Spines of third endopod of the fifth leg relatively short, equally long .....*L. cuauhtemoci*

13b. Genital operculum proximally straight, lateral projections of genital somite weakly asymmetrical, left one small, rounded, with terminal spine-like element, right projection stronger, acute, with terminal spiniform element. Spines of third endopod of the fifth leg relatively long, uneven, one at least twice as long as the other .....*L. siciloides*

Acknowledgements

Our gratitude to the institutional support received from the Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) and El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) to develop this investigation. Araceli Adabache-Ortíz, UAA, kindly prepared the specimens for SEM examination and guided our observations. The late Dr. Stanley Dodson encouraged us to develop deeper morphological analyses of Mexican diaptomids; this work is warmly dedicated to his memory.

References

BOILEAU, M.G. 1991. A genetic determination of cryptic species (Copepoda: Calanoida) and their postglacial biogeography in North America. Zool. Journ. Linn. Soc. 102: 375-396.

DODSON, S.I. & SILVA-BRIANO, M. 1996. Crustacean zooplankton species richness and associations in reservoirs and ponds of Aguascalientes State, Mexico. Hydrobiologia. 325:163-172.

DUSSART, B.H. & DEFAYE, D. 1995. Copepoda: Introduction to the Copepoda. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, 7. SPB, Amsterdam. 277p.

DUSSART, B.H. & DEFAYE, D. 2002. World Directory of Crustacea Copepoda of inland waters. I. Calaniformes. Backhuys Publ, Leiden.

ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., SUÁREZ-MORALES, E. & ROMANO, B. 1999. A new species of *Leptodiaptomus* (Copepoda, Diaptomidae) from Northwestern Mexico with comments on the distribution of the genus. J. Plankton Res. 21:603-614.

ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., SUÁREZ-MORALES, E., GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M.A., SILVA-BRIANO, M., GRANADOS, J. & GARFIAS, T. 2008. Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada. El Colegio de la Frontera Sur, 322p.

GRANADOS-RAMÍREZ, J. & SUÁREZ-MORALES, E. 2003. A new *Hesperodiaptomus* Light (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) from Mexico with comments on the distribution of the genus. J. Plankton Res. 25:1383-1395.

GRIMALDO-ORTEGA, D., CAMACHO, M., ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. & CIROS-PÉREZ, J. 1998. Additions to Mexican freshwater copepods with the description of the female of *Leptodiaptomus mexicanus* (Marsh). J. Mar. Syst. 15(1-4):381-390.

LIGHT, S.F. 1938. New subgenera and species of diaptomid copepods from the inland waters of California and Nevada. Univ. Calif. Publ. Zool. 43:67-78.

MARSH, C.D. 1929. Distribution and key of the North American copepods of the genus *Diaptomus*, with the description of a new species. Proc. U.S. Nat. Mus. 75:1-27.

MONTIEL-MARTINEZ, A., CIROS-PÉREZ, J., ORTEGA-MAYAGOITIA, E. & ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. 2008. Morphological, ecological, reproductive and molecular evidence for *Leptodiaptomus garciai* (Osorio-Tafall 1942) as a valid endemic species. J. Plankton Res. 30:1079-1093.

OSORIO-TAFALL, B. 1941. *Diaptomus cuauhtemoci* nov. sp. de la mesa central de México (Copepoda, Diaptomidae). Ciencia 2:296-298.

SILVA-BRIANO, M. & SUÁREZ-MORALES, E. 1998. Copepoda Calanoida (Crustacea) of Aguascalientes State, Mexico. Scient. Nat. 1:37-68.

SUÁREZ-MORALES, E. & REID, J.W. 1998. An updated list of the free-living freshwater copepods (Crustacea) of Mexico. Southwest. Nat. 43(2):256-265.

SUÁREZ-MORALES, E., REID, J.W. & M. ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. 2005. Diversity and distributional patterns of the Neotropical freshwater diaptomid copepods. Int. Rev. Hydrobiol. 90 (1):71–83.

SUÁREZ-MORALES, E., SILVA-BRIANO, M. & ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. 2000. Redescription and taxonomic validity of *Leptodiaptomus cuauhtemoci [PRIVATE]*. (Osorio-Tafall, 1941) (Copepoda, Calanoida), with notes on its known distribution. J. Limnol. 59 (1):5-14.

WILSON, M.S. 1954. A new species of *Diaptomus* from Louisiana and Texas with notes on the genus *Leptodiaptomus* (Copepoda, Calanoida). Tulane Stud. Zool. 2:51-60.

Received 14/10/10
Revised 19/02/10
Accepted 26/05/10

Assembléias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil

Valéria Milani[1,3], Francisco de Arruda Machado[2] & Veviane Cristina Ferreira e Silva[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil, e-mail: veviane.cristina@hotmail.com
[2]Departamento de Biologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil, e-mail:salaminus@ufmt.br
[3]Autor para correspondência: Valéria Milani, e-mail: valeriamilaninx@yahoo.com.br

MILANI, V., MACHADO, F.A. & SILVA, V.C.F. **Fish assemblages associated to aquatic macrophytes in wetland environments of Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02310022010.

Abstract: We examined the composition, richness and biomass of fish assemblages associated with aquatic macrophytes in temporary environments of the Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil. The fish were captured in April 2008 in five loan boxes and five locations along Coqueiro Bay, using seine nets at three points within each site. A total of 9646 specimens were captured, distributed in seven orders, 17 families and 59 species. The fish community was composed mainly of small-sized species (Characidae) and some juveniles of medium-sized species (Erythrinidae and Gymnotidae). In this study, few species were very abundant, some showed intermediate abundance, and most had low abundance. According to an analysis of similarity (Anosim) there was no difference in species composition between the environments. Species richness, total abundance and biomass did not vary spatially. Thus, the results suggest that the similarity of the fish fauna can be attributed to flooding, since this phenomenon homogenizes the abiotic characteristics and enlarges the area for the distribution of fish. This fact seems to be very important for these small fish species, since many species need to inhabit specific sites during certain stages; for example, these environments may function as temporary refuges. This aspect may ensure the survival of many individuals until they reach a stage in life where predation is significantly reduced.
Keywords: *temporary habitats, species composition, ichthyofauna, similarity, flooding.*

MILANI, V., MACHADO, F.A. & SILVA, V.C.F. **Assembléias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn02310022010.

Resumo: Este estudo avaliou a composição, riqueza e a biomassa das assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em ambientes temporários do Pantanal de Poconé - MT. A coleta foi realizada em abril de 2008, em cinco caixas de empréstimo e cinco locais na baía do Coqueiro, por meio de rede de cerco, em três pontos dentro de cada local. Foram capturados 9646 exemplares, distribuídos em sete ordens, 17 famílias e 59 espécies. A comunidade de peixes foi composta principalmente por espécies de pequeno porte (Characidae) e alguns juvenis de espécies de médio porte (Erythrinidae e Gymnotidae). Poucas espécies foram muito abundantes, algumas apresentaram abundância intermediária e a maioria apresentou baixa abundância. A análise de similaridade (Anosim) mostrou que não existe diferença na composição de espécies entre os ambientes. A riqueza de espécie e a biomassa dos peixes também não diferiram espacialmente. Desta forma, nossos resultados sugerem que a similaridade da ictiofauna é uma conseqüência da inundação, uma vez que esta permite a homogeneização das características abióticas e amplia a área de distribuição dos peixes. Este fato aparenta ser de grande importância para estes pequenos peixes, considerando que muitas espécies necessitam de lugares específicos em determinados estágios, como, por exemplo, esses ambientes temporários que podem servir de refúgio. Este aspecto pode garantir a sobrevivência de muitos indivíduos até atingirem uma fase da vida em que a predação sobre si diminui consideravelmente.
Palavras-chave: *hábitats temporários, composição de espécies, ictiofauna, similaridade, inundação.*

Introdução

A composição da ictiofauna local pode ser descrita como resultado dos aspectos físicos do ambiente, tais como heterogeneidade do hábitat e gradientes físico-químicos (Ricklefs 1987, Jackson et al. 2001), combinados à probabilidade de colonização e extinção de cada espécie (Pazim et al. 2006), o que justifica as especializações das espécies de peixes para um determinado ambiente físico que possa garantir sua sobrevivência (Moran-Lopez et al. 2005).

Os processos ecológicos no sistema Rio Paraguai e a planície inundável são regulados pelo pulso de inundação (Junk et al. 1989), que sazonalmente muda a estrutura dos canais e dos pequenos lagos, tornando a planície de inundação alternadamente adequada para organismos aquáticos e terrestres (Junk et al. 2006). Essa mudança no nível da água faz com que a população de peixes tenha seus ciclos de vida relacionados a flutuações no nível dos rios (Junk et al. 1989). No período chuvoso, os altos níveis da água resultam na expansão lateral dos corpos de água permanentes através da planície de inundação, aumentando a conectividade e formando novos corpos de água temporários, disponibilizando novos hábitats para organismos aquáticos (Petry et al. 2003a). Nessa época, há uma proliferação extraordinária de vegetação aquática, principalmente nas margens desses ambientes, nas quais concentram bancos de macrófitas aquáticas, que são utilizados por uma gama de organismos, e são consideradas de grande importância para a manutenção dos estoques pesqueiros em planícies inundáveis (Oliveira et al. 2006). Desta forma, a inundação, além de proporcionar uma alta diversidade de hábitats, aumenta também os tipos especiais de hábitats (Robinson et al. 2002).

Com a conexão dos lagos e rios no período de inundação, o potencial de alterações na estrutura das assembléias aumenta, pois ovos, larvas e peixes adultos podem sofrer reorganização espacial entre os corpos de água (Lowe-MCconnell 1987). Os peixes deixam seus ambientes para selecionarem locais de desova, hábitats que reduzem a sua probabilidade ou da sua prole de ocuparem um lago desfavorável durante a isolação (Rodríguez & Lewis 1994, Saint-Paul et al. 2000) e essa movimentação pode fazer com que ambientes distintos, dentro da planície inundável, tenham faunas similares durante o período chuvoso (Thomaz et al. 2007).

Estudos sobre corpos de água temporários, apesar de enfatizar a aparência árdua do ambiente, devido a alterações entre a fase seca e a chuvosa, reconhecem que estes oferecem uma variedade de oportunidades que tem sido explorada por diferentes espécies (Collinson et al. 1995), entretanto, são pouco estudados por possuírem comunidades dominadas por espécies de pequeno porte, sem interesse comercial ou de pesca recreativa (Eggleton et al. 2005). No Pantanal de Poconé, além dos corpos de água permanentes de maior porte chamados de baías, existem depressões provenientes de ações antrópicas, as quais são denominadas caixas de empréstimo, que são formadas durante a construção de rodovias, que, periodicamente, enchem-se de água, formando pequenas lagoas, ao lado das margens da estrada, povoadas por muitos organismos aquáticos. Apesar de serem ambientes comuns nessa região do Pantanal, há pouca informação, em termos quantitativos, sobre a comunidade de peixes que os habita. Assim, determinar a importância desses ambientes para determinados grupos de organismos pode proporcionar entendimentos ecológicos básicos sobre esses locais e as suas comunidades. Neste estudo verificamos quais espécies de peixes colonizam esses ambientes temporários e se a composição de espécies, riqueza e biomassa das assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas difere entre esses ambientes inundáveis no Pantanal de Poconé.

Material e Métodos

1. Área de estudo

Na área de estudo predomina o clima quente, com pronunciada estação seca de maio a setembro e estação chuvosa de outubro a abril. A pluviosidade anual é de 1.250 mm na parte norte (Cáceres) e de 1.089 mm na parte sul (Corumbá) e a temperatura média, próximo a Cuiabá, é de 27,4 °C em dezembro e 21,4 °C em julho (Junk et al. 2006**).** O padrão de inundação varia entre os diferentes pantanais, podendo ser pelo transbordamento dos rios ou pela chuva local (Hamilton et al. 2002).

O estudo foi conduzido em caixas de empréstimo e na baía do Coqueiro (16° 23' 23'' S e 56° 17' 30'' O), na planície de inundação do Rio Cuiabá, Pantanal de Poconé, Estado de Mato Grosso, Brasil (Figura 1). As caixas de empréstimo são lagoas formadas ao longo de barrancos, onde a terra foi removida para a construção de estradas. Esse movimento de terra deixa desníveis suficientes que permitem o acúmulo de um volume considerável de água durante o período das chuvas, quando estas lagoas se unem formando um imenso canal nas bordas, dos dois lados da estrada. No período da vazante, já é possível identificar essas lagoas separadamente quando algumas secam e outras, onde as escavações foram mais profundas, podem manter a água durante o ano todo. A duração do período seco difere entre as caixas de empréstimo, que são tipicamente rasas, com densa cobertura de macrófitas, sendo *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) a espécie dominante.

A baía do Coqueiro (16° 23' 23" S e 56° 17' 30" O) está localizada no município de Nossa Senhora do Livramento e é um lago raso, típico de planície de inundação, da área inundada pelo Rio Cuiabá na parte norte do Pantanal (Wantzen et al. 2002). Durante o pico da estação chuvosa (janeiro-abril), a baía do Coqueiro conecta-se com o Rio Piraim, um tributário do Rio Cuiabá (Wantzen et al. 2002). E no período de estudo a vegetação flutuante era formada por uma associação de plantas aquáticas e semiaquáticas, destacando-se entre elas a *Pontederia* cf. *sulbovata*, *Pontederia* cf. *rotundifolia* e *Eichhornia azurea.*

2. Amostragem

A amostragem foi realizada em abril de 2008, em cinco caixas de empréstimo e cinco pontos na baía do Coqueiro, utilizando rede de cerco (6 m de comprimento, 1,5 de altura nas extremidades, 3 m no centro e malha de 2,5 mm), que, armada, foi sustentada por duas pessoas, segurando-a pelas extremidades, enquanto uma terceira pessoa cortava as macrófitas presas no substrato e, subseqüentemente, trazida para o barco, onde os peixes foram cuidadosamente separados das plantas. Em cada local foram realizados três lances consecutivos, independentemente do tamanho do banco de macrófita, sendo que este procedimento teve o intuito de obter a melhor representatividade possível da comunidade de peixes. As coletas foram realizadas pela manhã e no crepúsculo vespertino, os peixes foram fixados em solução de formol 10% e transferidos para álcool a 70% para conservação. Posteriormente os mesmos foram identificados com auxílio de chaves taxonômicas contidas em Britski et al. (2007) e algumas espécies confirmadas por especialistas. O peso (g) foi obtido por espécies de cada ponto, utilizando balança GEHAKA, Modelo BG:400 (0,01 g de precisão).

A biomassa de macrófitas foi amostrada com o auxílio de um quadrado metálico (0,70 m²), sendo este colocado aleatoriamente em cada local de coleta e toda a vegetação contida nessa área foi removida. Em laboratório, as amostras foram levadas à estufa (60 °C por 7 dias) para obtenção de seu peso seco. A transparência da água foi medida com disco de Secchi e a profundidade com uma régua graduada. As medidas de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), pH,

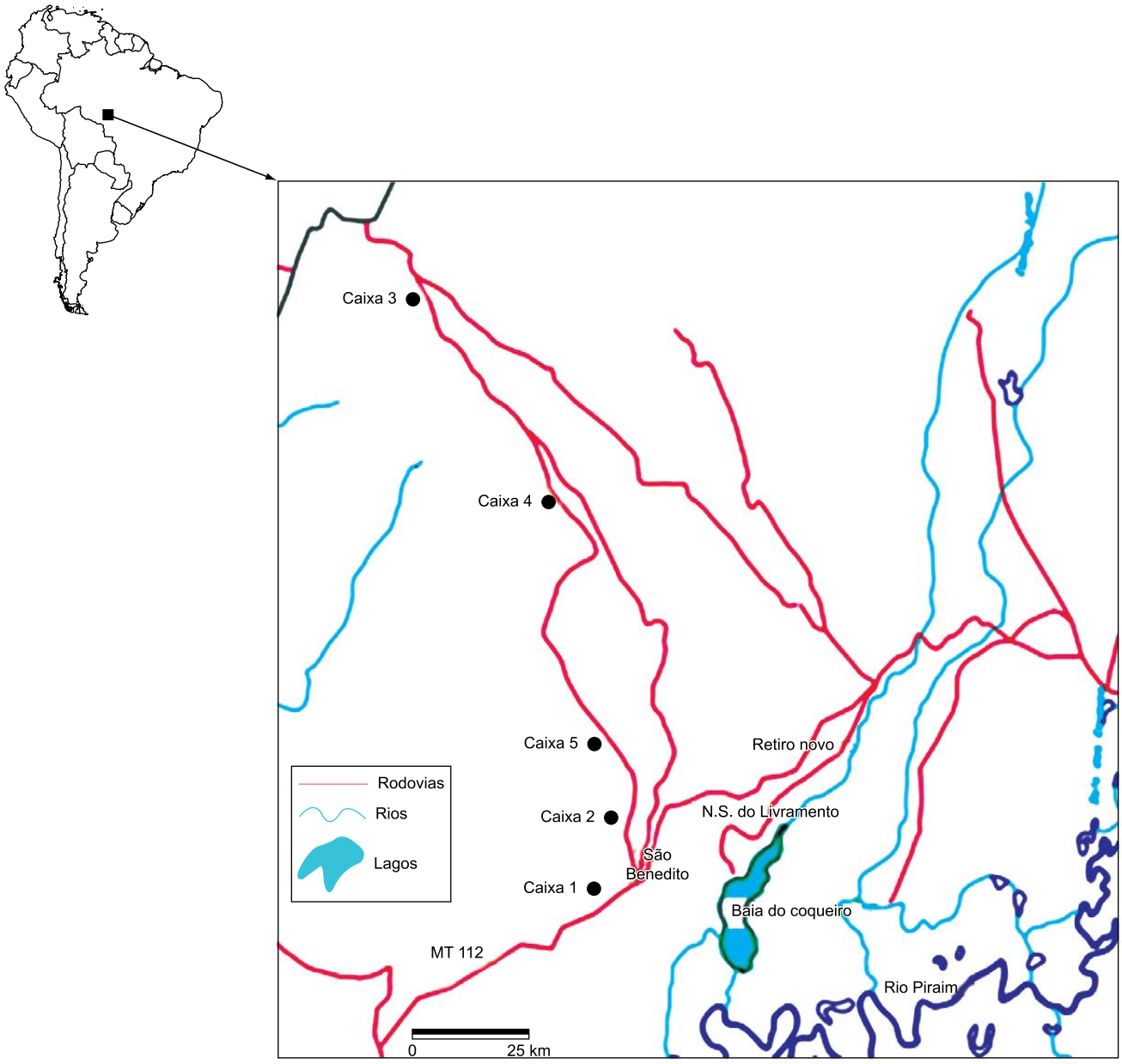


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo, município de N. S. do Livramento, Pantanal Mato-Grossense.

Figure 1. Geographical location of the study area at N. S. do Livramento municipality, Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil.

condutividade (μS.cm^{-1}) e temperatura (°C) foram tomadas utilizando uma multisonda YSI modelo 556.

3. Análise de dados

Para analisar as diferenças espaciais nas características físicas e químicas, foi usado o teste *t*.

Com o objetivo de verificar o padrão de distribuição de abundância das espécies na comunidade de peixes, utilizamos o rank de abundância. Como a abundâncias das espécies (n) apresentam várias ordens de magnitude, foram transformadas, utilizando log 10(n + 1) para que pudessem ser visualizadas em um mesmo gráfico (Magurran 2004).

As possíveis diferenças espaciais na riqueza de espécies, na biomassa e no número total de peixes, foram avaliadas utilizado o teste *t*. Com a finalidade de analisar se existe diferença espacial na composição de espécies entre os dois ambientes, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM), um teste de permutação baseado nas similaridades das amostras (Clarke 1993), e graficamente ilustramos por uma análise de cluster UPGMA. Ambas as análise foram feitas usando dados qualitativos (presença-ausência) e quantitativos (abundância) e foram realizadas utilizando os programas estatísticos SYSTAT (2004), versão 11 e R (R Development Core Team 2005).

Resultados

1. Características físicas e químicas

De acordo com o teste *t*, os dois ambientes diferiram significativamente ($p < 0,05$) apenas com relação às variáveis biomassa

de macrófita, pH e temperatura (Tabela 1), sendo que a média da biomassa de macrófita nas caixas de empréstimo (467,8 $g.m^{-2}$) foi superior àquela observada na baía do Coqueiro (118,72 $g.m^{-2}$). A temperatura da água e o pH também apresentaram valores superiores nas caixas de empréstimo do que na baía do coqueiro, entretanto, em relação às demais variáveis não houve variação significativa entre os dois ambientes.

Os dois ambientes estudados apresentaram água totalmente transparente, com concentração média de oxigênio na água de 2,36 $mg.L^{-1}$ nas caixas de empréstimo e de 1,18 $mg.L^{-1}$ na baía do Coqueiro. A condutividade da água foi baixa nos dois ambientes, sendo as médias iguais a 20,6 $\mu S.cm^{-1}$ nas caixas de empréstimo e 13 $\mu S.cm^{-1}$ na baía do Coqueiro (Tabela 1).

2. Composição da ictiofauna

Foram capturados 9.646 exemplares, distribuídos em sete ordens, 17 famílias e 59 espécies (Tabela 2). Characiformes foi a ordem dominante nas caixas de empréstimo (82%) e na baía do Coqueiro (80%), seguida por Perciformes (10 e 11% respectivamente) (Tabela 2). Já Lepdosireniformes ocorreu apenas na baía do Coqueiro e foi a ordem menos abundante neste ambiente (0,12%), enquanto nas caixas de empréstimo, Gymnotiformes foi a ordem com abundância relativa mais baixa (0,09%).

A ordem com maior número de espécies também foi Characiformes tanto nas caixas de empréstimo (31 espécies), quanto na baía do coqueiro (29 espécies), seguida por Siluriformes (nove espécies) nas caixas de empréstimo e Perciformes (seis espécies) na baía do Coqueiro (Figura 2). Synbranchiformes foi a ordem com o menor número de espécie nas caixas de empréstimo (uma espécie), já na baía do Coqueiro Lepdosireniformes e Synbranchiformes foram as ordens menos representativas (uma espécie cada).

Characidae foi a família mais abundante tanto nas caixas de empréstimo, quanto na baía do Coqueiro, representando 76 e 72% do total de indivíduos capturados em cada um dos ambientes, respectivamente (Tabela 2). Chiclidae destacou-se como a segunda família com maior abundância relativa nos dois ambientes, com 10% dos indivíduos coletados nas caixas de empréstimo e 11% da baía do Coqueiro. As famílias menos abundantes nas caixas de empréstimo foram Sternopygidae, Anostomidae e Gymnotidae, com apenas um indivíduo cada, e na baía do Coqueiro foram Anostomidae e Gymnotidae, também cada uma com um indivíduo.

Poucas espécies foram muito abundantes, algumas apresentaram abundância intermediária e muitas foram pouco abundantes (Figura 3), sendo que 23,7% das espécies apresentaram abundância superior a 100 indivíduos, 30,5% apresentaram de 11 a 100 indivíduos e

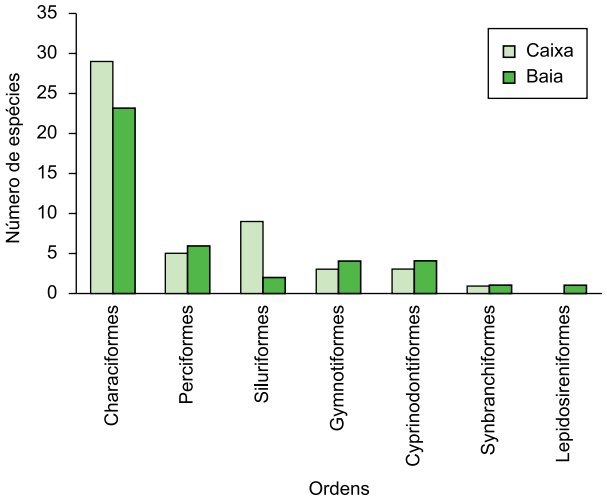


Figura 2. Distribuição da riqueza de espécies agrupadas por ordens taxonômicas na Baía do Coqueiro e nas caixas de empréstimo, Pantanal de Poconé, MT, Brasil.

Figure 2. Species richness distribution grouped by taxonomic order at Coqueiro Bay and in loan boxes, Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil.

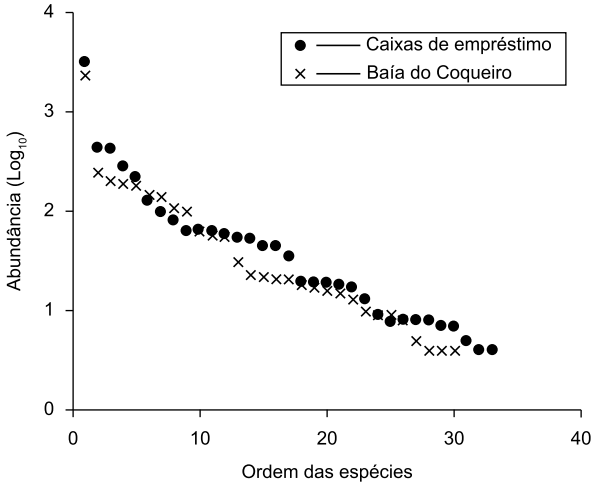


Figura 3. Distribuição de abundâncias da assembleia de peixes das caixas de empréstimo e da baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé, MT, Brasil.

Figure 3. Abundance distribution of the fish assemblage in loan boxes and at Coqueiro Bay, Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil.

Tabela 1. Resumo das características ambientais (média ± desvio padrão) e resultado do teste *t* (T) comparando os locais amostrados no Pantanal de Poconé, MT, Brasil.

Table 1. Summary of the environmental characteristics (mean ± standard deviation) and results of the test *t* (T) comparing the sampled sites in Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil.

Variável	Caixa	Baía	T	DF	P valor
Oxigênio ($mg.L^{-1}$)	2,362 ± 1,808	1,18 ± 0,385	–1,828	8	0,105
pH	7,020 ± 0,167	6,59 ± 0,294	–2,833	8	0,022*
Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	20,6 ± 13,107	13 ± 1	–1,293	8	0,232
Temperature (°C)	31,224 ± 1,40	29,5 ± 0,23	–2,807	8	0,023*
Biomassa de macrófita ($g.m^{-2}$)	467,8 ± 210,9	118,72 ± 29	–3,667	8	0,006*
Profundidade (cm)	81,54 ± 22,45	65,92 ± 10,52	–1,409	8	0,197
Transparência (cm)	Total	Total	-	-	-

DF = graus de liberdade, p = probabilidade * p < 0,05: diferença significativa.

DF = degrees of freedom, p = probability * p <0.05: significant difference.

Tabela 2. Abundância de peixes por ordens, famílias e espécies, com número de indivíduos (N), abundância relativa (N%) e freqüência de ocorrência (F%) por tipo de ambiente amostrado no Pantanal de Poconé, MT, Brasil.

Table 2. Abundance of fish by order, family and species, with number of individuals (N) and frequency of occurrence (F%) by type of environment sampled at Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil.

Ordem/Família/Espécies	Caixa			Baía		
	N	N%	F%	N	N%	F%
Characiformes	4570	82,24	100	3293	80,53	100
Characidae	421	7,58	100	2968	72,58	100
Tetragonopterinae						
Gymnocorymbus ternetzi Boulenger, 1895	64	1,15	100	16	0,39	40
Markiana nigripinnis Perugia, 1891	1	0,02	20	-	-	-
Moenkhausia dichroura Kner, 1858	53	0,95	80	149	3,64	80
Moenkhausia sanctaefilomenae Steindachner,1907	5	0,09	60	2	0,05	20
Astyanax asuncionensis Gery, 1972	1	0,02	20	-	-	-
Hemigrammus ulreyi Boulenger, 1895	7	0,13	60	108	2,64	80
Psellogrammus kennedyi Eigenmann, 1903	63	1,13	100	4	0,10	20
Hyphessobrycon elachys M. Weitzman, 1985	64	1,15	100	57	1,39	100
Hyphessobrycon eques Steindachner, 1882	19	0,34	60	192	4,70	80
Phenacogaster tegatus Eigenmann, 1911	2	0,04	20	-	-	-
Aphyocharinae						
Megalamphodus megalopterus Eigenmann, 1915	-	-	-	1	0,02	20
Aphyocharax paraguayensis Eigenmann, 1915	81	1,46	100	63	1,54	100
Aphyocharax anisitsi Eigenmann ; Kennedy, 1903	131	2,36	100	10	0,24	80
Aphyocharax rathbuni Eigenmann, 1907	58	1,04	60	18	0,44	80
Cheirodontinae						
Holoshestes pequira Steindachner, 1882	-	-	-	9	0,22	20
Serrapinnus calliurus Boulenger, 1900	3193	57,46	100	2326	56,88	100
Serrapinnus kriegi Schindler, 1937	434	7,81	60	-	-	-
Characinae						
Roeboides bonariensis Steindachner, 1879	19	0,34	20	-	-	-
Roeboides prognathus Boulenger, 1895	3	0,05	20	-	-	-
Acestrorhynchinae						
Acestrorynchus pantaneiro Menezes, 1992	8	0,14	60	2	0,05	40
Stethaprioninae						
Poptella paraguayensis Eigenmann, 1907	3	0,05	20	1	0,02	20
Myleinae						
Metynnis mola Eigenmann & Kennedy, 1903	8	0,14	80	8	0,20	60
Myloplus levis Eigenmann & McAtee, 1907	1	0,02	20	-	-	-
Serrasalminae						
Pygocentrus nattereri Kner, 1858	1	0,02	20	-	-	-
Serrasalmus maculatus Kner, 1858	2	0,04	20	2	0,05	40
Crenuchidae	36	0,65		31	0,76	
Characidiinae						
Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909	36	0,65	80	31	0,76	100
Curimatidae	74	1,33	100	78	1,91	80
Cyphocharax gillii Eigenmann & Kennedy, 1903	55	0,99	60	23	0,56	80
Curimatopsis myersi Vari, 1982	19	0,34	60	55	1,35	40
Anostomidae	1	0,02	20	1	0,02	20
Leporinus lacustris Campos, 1945	1	0,02	20	1	0,02	20
Lebiasinidae	221	3,98	100	202	4,94	100

Tabela 2. Continuação...

Ordem/Família/Espécies	Caixa			Baía		
	N	N%	F%	N	N%	F%
Pyrrhulininae						
Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903	221	3,98	100	202	4,94	100
Erythrinidae	17	0,31	100	13	0,32	80
Hoplias malabaricus Bloch, 1794	17	0,31	100	13	0,32	80
Siluriformes	314	5,65	100	19	0,46	100
Auchinepteridae	11	0,20	40	-	-	
Parauchenipterus striatulus Steindachner, 1876	7	0,13	40	-	-	
Entomocorus benjamini Eigenmann, 1917	4	0,07	20	-	-	-
Doradidae	2	0,04	20	-	-	-
Meradoras nheco Higuchi, Birindelli, Sousa & Britski, 2007	2	0,04	20	-	-	-
Callichthyidae	282	5,07	100	19	0,46	100
Hoplosternum littorale Hancock, 1828	1	0,02	20	-	-	-
Hoplosternum pectorale Boulenger, 1895	0	0,00	0	4	0,10	20
Corydoras hastatus Eigenmann & Eigenmann, 1888	281	5,06	100	15	0,37	100
Loricariidae	19	0,34	40	-	-	
Hypostominae						
Liposarcus anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903	1	0,02	20	-	-	-
Hypostomus sp.	4	0,07	20	-	-	-
Loricariinae						
Pseudohemiodon platycephalus Kner, 1854	13	0,23	20	-	-	-
Hypoptopomatinae						
Otocinclus vittatus Regam, 1904	1	0,02	20	-	-	-
Perciformes	605	10,89	100	462	11,30	100
Cichlidae	605	10,89	100	462	11,30	100
Apistogramma borellii Regan, 1906	99	1,78	100	183	4,48	100
Aequidens plagiozonatus Kullander, 1984	18	0,32	80	9	0,22	80
Laetacara dorsigera Heckel, 1840	435	7,83	100	244	5,97	100
Crenicichla lepidota Heckel, 1840	45	0,81	60	22	0,54	100
Mesonauta festivus Heckel, 1840	8	0,14	20	3	0,07	40
Crenicichla semifasciata Heckel, 1840	-	-	-	1	0,02	20
Gymnotiformes	5	0,09	60	140	3,42	100
Gymnotidae	1	0,02	20	1	0,02	20
Gymnotus inaequilabiatus Valenciennes, 1839	1	0,02	20	1	0,02	20
Sternopygidae	1	0,02	20	22	0,54	60
Sternopygus macrurus Bloch ; Scheneider, 1801	-	-	-	1	0,02	20
Eigenmannia trilineata López & Castelo, 1966	1	0,02	20	21	0,51	40
Hipopomidae	3	0,05	20	117	2,86	100
Brachyhypopomus sp. B	3	0,05	20	100	2,45	100
Brachyhypopomus sp. A	-	-	-	17	0,42	40
Cyprinodontiformes	55	0,99	80	149	3,64	100
Rivulidae	55	0,99	80	149	3,64	100
Rivulus punctatus Boulenger, 1895	45	0,81	80	140	3,42	100
Pterolebias phasianus Costa, 1988	-	-	-	4	0,10	40
Stenolebias damascenoi Costa, 1991	-	-	-	2	0,05	20
Trigonectes balzanii Perugia, 1891	9	0,16	60	3	0,07	20

Tabela 2. Continuação...

Ordem/Família/Espécies	Caixa			Baía		
	N	N%	F%	N	N%	F%
Stenolebias sp.	1	0,02	20	-	-	-
Synbranchiformes	8	0,14	60	21	0,51	60
Synbranchidae	8	0,14	60	21	0,51	60
Synbranchus marmoratus Bloch, 1795	8	0,14	60	21	0,51	60
Lepidosireniformes	-	-	-	5	0,12	40
Lepidosirenidae				5	0,12	40
Lepidosiren paradoxa Fitzinger, 1837	-	-	-	5	0,12	40
Total	5557			4089		

Tabela 3. Resumo da estrutura da comunidade de peixes (média ± desvio padrão) e resultado do teste *t* (T) comparando os locais amostrados no Pantanal de Poconé, MT.

Table 3. Summary of the fish community structure (mean ± standard deviation) and test *t* (T) comparing the sampled sites at Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil**.**

Variável	Caixa	Baía	T	DF	P valor
Riqueza	26 ± 9	25 ± 6	–0,353	8	0,733 ns
Abundância total de peixes	1128 ± 540,6	801 ± 585,2	–0,920	8	0,385 ns
Biomassa (g)	362,7 ± 282,6	225 ± 42,5	–1,078	8	0,313 ns

DF = graus de liberdade, p = probabilidade, ns p > 0,05: diferença não significativa.

DF = degrees of freedom, p = probability, ns p > 0.05: no significant difference.

45,7% foram representadas por 10 ou menos indivíduos. *Serrapinnus calliurus* foi a espécie dominante nos dois ambientes, com 3193 indivíduos nas caixas de empréstimo, o que corresponde a cerca de 57% dos espécimes coletados neste ambiente e 2326 indivíduos na baía do Coqueiro, que representaram 56% do total capturado para este ambiente.

A riqueza, a biomassa e o número total de peixes (g) não variaram entre os ambientes (Tabela 3), e a maioria das espécies foi encontrada em todos os locais amostrados, indicando grande semelhança na composição da ictiofauna, sendo esta comprovada pela análise de similaridade (Anosim), a qual revelou que não existe diferença na composição de espécies entre as caixas de empréstimo e a baía do Coqueiro tanto quantitativamente (abundância) (Anosim R; –0,218, p = 0,946, 1000 permutação), quanto em relação à presença/ausência de espécies (Anosim R = –0,09, p = 0,849, 1000 permutações). Tal similaridade na composição de espécies é também mostrada graficamente pelo dendrograma (Figura 4).

Discussão

A existência de 59 espécies das 269 registradas para o Pantanal por Britski et al. (2007) aponta que esses ambientes apesar de pequenos e alguns de origem artificial, como as caixas de empréstimo, podem ser componentes importantes para a manutenção da ictiofauna local, notadamente no período de cheia. O potencial de refúgio e a produtividade podem compensar as desvantagens das condições árduas, que podem causar estresse biológico em algumas espécies de peixes (Fisher & Willis 2000).

Essa riqueza é semelhante à encontrada em outras áreas vegetadas de lagos, em planície de inundação, como em lagoas da parte sul do Pantanal, onde Súarez et al. (2004) registraram 49 espécies, e em lagos na planície de inundação do rio Paraná, onde Petry et al. (2003a) capturam 57 espécies.

A complexidade estrutural e a dinâmica hidrológica da planície de inundação proporcionam vários biótopos que suportam alta biodiversidade, sendo as macróftas aquáticas um dos mais importantes (Lowe-MCconnell 1987, Petry et al. 2003b). Em alguns locais de coleta, a proliferação de macrófitas foi tão grande que cobriu totalmente a superfície da água. Associações entre peixes e macrófitas podem ser explicadas por vários fatores, como a grande disponibilidade de alimento, substrato para desovas e refúgio contra a predação, e, embora macrófitas aquáticas possam ser usadas diretamente como alimento (Agostinho et al. 2003), como para algumas das espécies de ciclídeos capturadas nesse estudo (Machado 2003), a principal contribuição para a cadeia trófica de peixes ocorre na produção de detritos (Araújo-Lima et al. 1986, Benedito-Cecílio et al. 2000).

Segundo Lowe-McConnell (1987), ambientes sazonais tendem a ter diversas comunidades com poucas espécies dominantes. Nos ambientes estudados, a dominância de algumas espécies pode estar relacionada às perturbações sazonais, tais como grandes e imprevisíveis variações no nível da água e oxigênio, o que favorece algumas espécies mais bem adaptadas a essas condições (Jepsen 1997) como, por exemplo, *S. calliurus* e *L. dorsigera*.

Characiformes e Siluriformes foram as ordens com o maior número de espécies, constituindo mais da metade da comunidade, o que também tem sido registrado em outros estudos (Meschiatti et al. 2000, Vono & Barbosa 2001, Granado-Lorencio et al. 2007). No entanto, a abundância de indivíduos de Siluriformes foi pouco representativa, apresentando abundância inferior àquela dos Perciformes. Para o grupo dos Siluriformes, apenas *C. hastatus* teve uma representatividade considerável, ficando entre as cinco espécies mais abundantes, o que pode ser determinado pela elevada transparência da água, considerando que estes tendem a ser mais abundantes em águas turvas (Rodríguez & Lewis 1994).

Ambientes com alta transparência geralmente possuem maior número de espécies visualmente orientadas (Feyrer et al. 2004, Rodríguez & Lewis 1997). Nessa categoria podem ser incluídos os ciclídeos (Pouilly & Rodríguez 2004), que nesse estudo foram bem representativos em termos de abundância de indivíduos, sendo importante componente da assembleia de peixes. Gymotiformes teve maior abundância nos ambientes próximos à baía do Coqueiro, o que provavelmente está relacionado ao comportamento sedentário desses

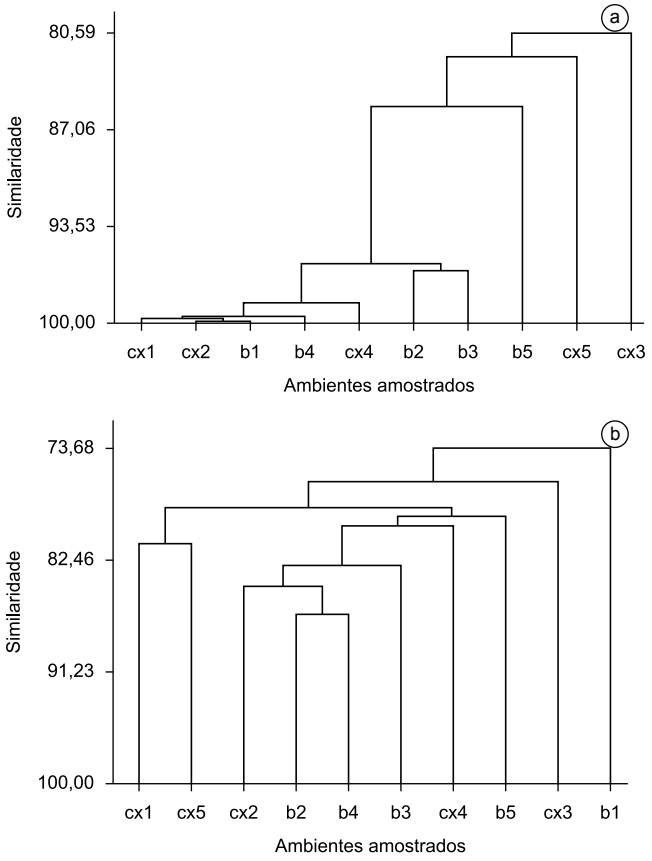


Figura 4. Dendrograma ilustrando a similaridade da ictiofauna. A- obtido por matriz de abundância, B- matriz de presença × ausência das espécies presentes nas caixas de empréstimo e na baía de Coqueiro, Pantanal de Poconé, MT, Brasil, baseados na distância euclidiana.

Figure 4. Dendrogram illustrating the similarity of the ichthyofauna. A - Obtained by an abundance matrix, B - presence matrix × absence of species in the loan boxes and in Coqueiro Bay, Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil, based on Euclidean distances.

indivíduos, ficando assim mais restritos aos pontos próximos a uma das possíveis fontes colonizadoras, a baía do Coqueiro.

As assembléias de peixes dos ambientes amostrados foram predominantemente compostas por espécies de pequeno porte, sendo principalmente representantes da família Characidae; e a dominância de pequenos caracídeos em áreas de água vegetada também tem sido descrita para outros ambientes neotropicais (Cordiviola de Yuan et al. 1984, Meschiatti et al. 2000, Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001, Súarez et al. 2001, Petry et al. 2003b, Sánchez-Botero et al. 2003, Pelicice et al. 2005, Agostinho et al. 2007)**.** Alguns juvenis de espécies de médio porte, tais como *Hoplias malabaricus* e *Gymnotus inaequilabiatus* também foram capturados.

Os ambientes estudados foram caracterizados por baixa abundância de espécies piscívoras, com exceção de *Acestrorhinchus pantaneiro* e *H. malabaricus*, nenhum outro piscívoro de médio ou grande porte foi capturado. *H. malabaricus* permanece entre a vegetação de lugares rasos, áreas habitualmente procuradas pelas presas para passarem a noite (Machado 2003), já *A. pantaneiro* apresentou baixa abundância, o que pode ser atribuído ao fato de que, segundo Machado (2003), essa espécie vive em ambientes rasos, porém raramente em locais vegetados, porque altas densidades de macrófitas podem decrescer a eficiência do predador por reduzir o contato visual com a presa e impedir a movimentação (Priyadarshana et al. 2001).

Em sistemas tropicais, o oxigênio dissolvido é considerado uma importante variável abiótica que afeta a distribuição de peixes e sofre flutuações durante o ciclo diário em regiões litorâneas (Miranda et al. 2000). Estudos indicam que a concentração de oxigênio em áreas vegetadas é reduzida (Junk et al. 1983, Miranda & Hodges 2000); e de fato, em alguns ambientes a concentração de oxigênio foi baixa, entretanto, as cinco espécies mais abundantes *Serrapinnus calliurus*, *Laetacara dorsigera*, *Serrapinnus kriegi*, *Pyrhulina australis*, *Corydoras hastatus*, que representaram 76,21% dos peixes coletados, não apresentam adaptações respiratórias para tolerar hipoxia. A grande abundância dessas espécies nas áreas de elevada densidade de macrófitas indica que, durante períodos de baixa concentração de oxigênio, a assembleia de peixes possa estar se beneficiando do oxigênio liberado no meio aquático pelo sistema radicular dessas plantas, uma vez que estudos indicam que algumas espécies de macrófitas, inclusive do gênero Eichhornia, o mesmo que predominou nos locais de coleta, podem liberar oxigênio por meio de suas raízes (Moorhead & Reddy 1988, Jedicke et al. 1989).

Organismos aquáticos que habitam pequenos lagos temporários apresentam uma variedade de adaptações para lidar com estes ambientes. Alguns são generalistas, ocorrendo em diferentes hábitats aquáticos; outros são especialistas e ocorrem apenas em águas temporárias (Bronmark & Hansson 2005). Formando parte da ictiofauna dos ambientes estudados, encontram-se várias espécies de peixes anuais (*Rivulus punctatus, Pterolebias phasianus, Stenolebias damascenoi, Trigonectes balzanii e Stenolebias* sp.), todas pertencentes à familia Rivulidae, as quais, de acordo com Costa (2002), ocorrem exclusivamente em corpos de água doce sazonais.

Mudanças no nível da água forçam organismos aquáticos de zonas litorâneas a colonizarem novos hábitats continuamente (Arrington & Winemiller 2006), então as espécies que se movem com mais agilidade, tais como Ciclídeos e Caracídeos (Willis et al. 2005), que foram bastante abundantes em todos os ambientes amostrados, têm mais chances de colonizar esses ambientes temporários em busca de refúgio contra predadores, proporcionado pela estrutura espacial macrófitas, e de alimento, considerando que as macrófitas servem como substrato para perifiton e invertebrados (Mazzeo et al. 2003, Takeda et al. 2003), os quais fazem parte da dieta de muitas espécies de peixes. Desta forma várias espécies parecem encontrar condições favoráveis nesses hábitats temporários, garantindo sua sobrevivência até atingirem uma fase da vida em que a predação sobre si diminui consideravelmente.

As caixas de empréstimo e a baía do Coqueiro apresentaram alta similaridade na composição de espécies, riqueza, biomassa e número total de peixes. Em planícies de inundação, os ambientes aquáticos tendem a ser mais similares nos períodos chuvosos do que em épocas secas, sendo o grupo de fatores químicos e físicos os primeiros a se tornarem mais similares; depois a composição de zooplâncton, fitoplâncton, peixes e macrófitas vai se tornando cada vez mais similar conforme as chuvas avançam (Thomaz et al. 2007). Assim a diferenciação da fauna em muitos sistemas aquáticos diminui em função da similaridade abiótica (Rahel 2002).

Nos ambientes estudados a condutividade, profundidade, oxigênio dissolvido e a transparência quase não variaram, apenas os valores de pH, temperatura e biomassa de macrófita apresentaram variação entre os ambientes. No entanto, a ordem de magnitude de variação do pH e temperatura foi pequena. Com relação à biomassa de macrófitas, a variação foi maior, uma vez que as espécies dominantes diferiam entre as caixas de empréstimo e a baía do Coqueiro. Mesmo hábitats com características ambientais similares, tais como corpos de água temporários, podem ter faunas distintas por causa das diferentes probabilidades de colonização e extinção das espécies (Pazin et al.

2006). As espécies que colonizam as águas temporárias apresentam eficientes meios de dispersão (Bronmark & Hansson 2005), e em planícies alagáveis, no período chuvoso, como resultado da inundação de extensas áreas, os peixes possuem um enorme ambiente para se movimentar (Saint-Paul et al. 2000); desse modo, muitas espécies têm chance de se dispersar pelo sistema, aumentando a probabilidade de colonização.

Nesse contexto, a similaridade na composição das assembléias de peixes entre os ambientes estudados deve-se a fatores diretamente relacionados ao período de inundação, que é a homogeneização do ambiente, e aos movimentos migratórios dentro da planície. Esses fatores permitem que as espécies se distribuam entre os corpos de água da planície, o que aumenta a probabilidade das espécies raras se dispersarem e colonizarem novos hábitats, fato de suma importância, considerando que muitas espécies necessitam de lugares específicos em determinados estágios (Thomaz et al. 2007). Consequentemente a conectividade hidrológica é um importante fator a ser considerado para manutenção da diversidade biológica, sendo que a interrupção da conexão entre os ambientes da planície pode ter efeitos negativos para a biodiversidade a longo e médio prazos, por eliminar oportunidades dos organismos de colonizarem hábitats importantes para completarem seus ciclos de vida (Thomaz et al. 2007, Henning et al. 2007). Isso demonstra forte efeito do pulso de inundação na assembleia de peixes em planície de inundação, onde este é a principal força responsável pela existência, produtividade e interação entre as espécies em um sistema rio-planíce de inundação (Junk et al. 1989).

Muitas espécies de peixes são bastante sensíveis a ligeiras alterações da qualidade da água ou à perda da cobertura vegetal circundante, outras possuem área de distribuição reduzida, o que agrava ainda mais a situação (Granado-Lorencio et al. 2007). Os Brejos e lagoas temporárias têm sido drasticamente destruídos, tanto em áreas agropecuárias como em áreas em processo de urbanização, por meio de drenagem, aterros e desmatamento (Eggleton et al. 2005). E muitas vezes esses processos resultam na perda da conectividade, o que limita as migrações sazonais de organismos aquáticos, reduzindo a diversidade e produtividade de hábitats aquáticos (Rahel 2007, Robinson et al. 2002). A compreensão das conseqüências da inundação, no que diz respeito à dispersão, adaptação e sucessão ecológica das espécies, é de grande relevância para o desenvolvimento de estratégias eficientes para a conservação e manejo (Ward & Tockner 2001), considerando que mudanças ao longo do tempo no pulso de inundação podem resultar em fundamentais alterações ecológicas nas áreas afetadas (Junk & Cunha 2005). Assim, estudos de longo prazo e com mais réplicas espaciais e temporais poderiam gerar informações que melhor explicariam a dinâmica que opera nessa planície de inundação, visto que a fauna de peixe que habita esses ambientes é altamente vulnerável aos vários tipos de impactos que os afeta diretamente.

Agradecimentos

Agradecemos a CAPES pela concessão da bolsa de estudos para o primeiro autor. Ao Dr. Cesar Enrique de Melo que contribuiu muito para a melhoria do manuscrito. Ao Izaias Médice Fernandes pelo auxílio nas análises estatísticas. Aos revisores pelas críticas e sugestões.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M., FORSBERG, B.R., VICTÓRIA, R.L. & MARTINELLI, L.A. 1986. Energy sources for detritivorous fi shes in the Amazon. Science 234:256-1258.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & FERREIRA, H.J. 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas (S.M. Thomaz & L.M. Bini, eds). EDUEM, Maringá, p. 261-279.

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M., GOMES, L.C. & BALTAZAR, S.L.S.M.A. 2007. Influence of the macrophyte *Eichornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná River flooplain (Brazil). Aquat. Ecol. 41:619-641.

ARRINGTON, D.A. & WINEMILLER, K.O. 2006. Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the littoral zone of a Neotropical floodplain river. J. N. Am. Benthol. Soc. 25:126-141.

BENEDITO-CECÍLIO, E., ARAUJO-LIMA, C.A.R.M., FORSBERG, B.R., BITTENCOURT, M.M. & MARTINELLI, L.C. 2000. Carbon source of Amazonian fisheries. Fisheries Manag. Ecol. 7:305-315.

BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z.S. & LOPES, B.S. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. 2 ed. EMPRAPA, Brasília.

BRONMARK, B. & HANSSON, L.A. 2005. The Biology of Lakes and Ponds. 2 ed. Oxford University Press, New York.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in communitys structure. Aust. J. Ecol. 18:117-143.

COLLINSON, N.H., BIGGS, J., CORFIELD, A., HODSON, M.J., WALKER, D., WHITFIELD, M. & WILLIAMS, P.J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. Biol. Conserv. 74:125-133.

COSTA, W.J.M. 2002. Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação. Ed. da UFPR, Curitiba.

CORDIVIOLA DE YUAN, E., OLDANI, N., OLIVEROS, O. & PIGNALBERI DE HASSAN, C. 1984. Aspectos limnologicos de ambientes próximos la cuidade de Santa Fe (Paraná Medio): poblaciones de peces ligadas a La vegetacion. Neotropica 30(84):127-139.

EGGLETON, M.A., RAMIREZA, R., HARGRAVEA, C.W., GIDOA, K.B., MASONERE, J.R., SCHNELLA, G.D. & MATTHEWSA, W.J. 2005. Predictability of littoral-zone fish communities through ontogeny in Lake Texoma, Oklahoma-Texas, USA. Environ. Biol. Fish. 73:21-36.

FEYRER, F., SOMMER, T.R., ZEUG, S.C., LEARY, G.O. & HARRELL, W. 2004. Fish assemblages of perennial floodplain ponds of the Sacramento River, California (USA), with implications for the conservation of native fishes. Fisheries Manag. Ecol. 11:335-344.

FISHER, S.J. & WILLIS, D.W. 2000. Seasonal dynamics of aquatic fauna and habitat parameters in a perched upper Missouri river wetland. Wetlands 20(3):470-478.

GRANADO-LORENCIO, C., LOBÓN-CERVIÁ, J. & ARAUJO LIMA, C.R.M. 2007. Floodplain lake fish assemblages in the Amazon River: directions in conservation biology. Biodivers. Conserv. 16:679-692.

HAMILTON, S.K., SIPPEL, S.J. & MELACK, J.M. 2002. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. J. Geophys. Res. 107:31-44.

HENNING, J.A., GRESSWELL, R.E. & FLEMING, I.A. 2007. Use of seasonal freshwater wetlands by fishes in a temperate river floodplain. J. Fish Biol. 71:476-492.

JACKSON, D.A., PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:157-170.

JEDICKE, A.B., SAINT-PAUL, F.U. & SCHLUTER, U.B. 1989. Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae). Amazoniana 11:53-69.

JEPSEN, D.B. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. Environ. Biol. Fish. 49:449-460.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.S. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.106:110-127.

JUNK, W.J., SOARES, G.M. & CARVALHO, F.M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus

(lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. Amazoniana 7:397-431.

JUNK, W.J. & CUNHA, C.N.D. 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. Ecol. Eng. 24:391-401.

JUNK, W.J., CUNHA, C.N., WANTZEN, K.M., PETERMANN, P., STRÜSSMANN, C., MARQUES, M.I. & ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. Aquat. Sci. 68:278-309.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, England.

MACHADO, F.A. 2003. História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. Tese de doutorado, Universidade de Campinas, São Paulo.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford.

MAZZEO, N., RODRÍGUEZ-GALEGO, L. & KRUK, C. 2003. Effects of Egeria densa Planch. beds on a shallow lake without piscivores fish. Hydrobiologia 506/509:591-602.

MESCHIATTI, A.J., ARCIFA, M.S. & FENERICH-VERANI, N. 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. Environ. Biol. Fish. 58:133-143.

MIRANDA, L.E. & HODGES, K.B. 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. Hydrobiologia 427:51-57.

MIRANDA, L.E., DRISCOLL, M.P. & ALLEN, M.S. 2000. Transient physicochemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plant stands. Freshwater Biol. 44:617-628.

MOORHEAD, K.K. & REDDY, K.R.R. 1988. Oxygen transport through selected aquatic macrophytes. J. Environ. Qual. 17:138-142.

MORAN-LOPEZ, R., PEREZ-BOTE, J.L., SILVA, R.E. & CORBACHO, A.C. 2005. Summer habitat relationships of barbells in south-west Spain. J. Fish Biol. 67:66-82.

OLIVEIRA, A.C.B., SOARES, G.M.M., MARTINELLI, L.A. & ZACARIAS, M.M. 2006. Carbon sources of fi sh in an Amazonian floodplain lake. Aquat. Sci. 68:229-238.

PAZIN, V.F.V., MAGNUSSON, W.E., ZUANON, J. & MENDONÇA, F.P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to ´terra firme´ streams in Central Amazonia. Freshwater Biol. 51:1025-1037.

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with Egeria in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. Acta Oecol. 27:9-16.

PETRY, A.C., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2003a. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. Neotrop. Ichthyol. 1(2):111-119.

PETRY, P., BAYLEY, P.B. & MARKLE, D.F. 2003b, Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River Floodplain. J. Fish Biol. 63:547-579.

POUILLY, M. & RODRÍGUEZ, M.A. 2004. Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: influence of internal and landscape lake conditions. **In** Proceedings of the Second International Symposium on the management of Large Rivers for Fisheries (R. Welcomme & T. Petr, eds). FAO, Bangkok, p.243-265.

PRIYADARSHANA, T., ASAEDA, T. & MANATUNGE J. 2001. Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. Hydrobiologia 442:231-239.

R development core team. 2005. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. disponível em www.r-project.org

RAHEL, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33:291-315.

RAHEL, F.J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biol. 52:696-710.

RICKLEFS, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. Science 235:167-171.

ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & WARD, J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. Freshwater Biol. 47:661-677.

RODRÍGUEZ, M.A. & LEWIS, W.M. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. Oecologia 99:166-180.

RODRÍGUEZ, M.A. & LEWIS, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco river. Ecol. Monogr. 67(1):109-128.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., CORREA, M.A.V., GARCIA, M., FABRE, N.N., BERGER, U. & JUNK, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonian white and black water floodplains. Environ. Biol. Fish. 57:235-250.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.L. & ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. Acta amazon. 31(3):437-447.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.S., FARIAS, M.L., PIEDADE, M.T., GARCEZ, D.S. 2003. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas Eichhornia azurea (SW.) Kunth. e Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. Acta Sci., Biol. Sci. 25(2):369-375.

SÚAREZ, Y.R., PETRERE Jr., M. & CATELLA, A.C. 2001. Factors determining the structure of fish comunities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). Fisheries Manag. Ecol. 8:173-186.

SÚAREZ, Y.R., PETRERE-JR, M. & CATELLA, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. Fisheries Manag. Ecol. 11:45-50.

Systat. 2004. Systat for Windows. Versão 11. Systat Software Inc., Chicago.

TAKEDA, A.M., SOUZA-FRANCO, G.M., MELO, S.M. & MONKOLSKI, A. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). **In** Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas (S.M.Thomaz & L.M. Bini, eds). EDUEM, Maringá, p.243-260.

THOMAZ, S.M., BINI, L.M. & BOZELLI, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. Hydrobiologia 579:1-13.

VONO, V. & BARBOSA, F.A.R. 2001. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. Environ. Biol. Fish. 61:371-379.

WANTZEN, K.M., MACHADO, F.A., VOSS, M., BORISS, H. & JUNK, W.J. 2002. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland. Brazil Aquat. Sci. 64:239-251.

WARD, J.V. & TOCKNER, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. Freshwater Biol. 46:807-819.

WILLIS, S.C., WINEMILLER, K.O. & LOPEZ-FERNANDEZ, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a neotropical floodplain river. Oecologia 142:284-295.

Recebido em 16/11/09
Versão reformulada recebida em 10/05/10
Publicado em 20/05/10

Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás

Thaís Almeida Lima[1,5], José Roberto Rodrigues Pinto[2], Eddie Lenza[3] & Alexandre de Siqueira Pinto[4]

[1]Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, AM, Brasil
[2]Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília – UnB, Brasília, DF, Brasil
[3]Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Nova Xavantina, MT, Brasil
[4]Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília – UnB, Brasília, DF, Brasil
[5]Autor para correspondência: Thaís Almeida Lima, e-mail: thaisalmeida@inpa.gov.br

LIMA, T.A., PINTO, J.R.R., LENZA, E. & PINTO, A.S. **Floristic and structure of woody vegetation of a "cerrado rupestre" area in Serra de Caldas Novas State Park, Goiás**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn04010022010.

Abstract: (Floristic and structure of woody vegetation of a "cerrado rupestre" area in Serra de Caldas Novas State Park, Goiás): The cerrado stricto sensu is the predominant phytophisiognomy of the Cerrado biome, covering large areas of the Brazilian Central Plateau. When the vegetation grows on rocky soils, it is known locally as "cerrado rupestre". Our knowledge of the tree-shrub communities of this Cerrado vegetation subtype is very limited. The aim of this study was to analyze the floristic composition and structure of tree-shrub vegetation in an area of cerrado rupestre located in the Serra de Caldas Novas State Park (PESCAN), Goiás, Brazil, and to compare the floristic and structural characteristics with those from other areas of cerrado stricto sensu located in Central Brazil. We sampled all individuals with a diameter ≥ 5 cm at 30 cm above ground level, presented in 10 randomly plots of 20 × 50 m. The floristic richness survey revealed 66 species, distributed in 53 genera and 31 botanical families. The studied vegetation had floristic and structural characteristics similar to those recorded in other areas of cerrado stricto sensu growing on deep soils, however, there were some species typically of cerrado rupestre, such as *Schwartzia adamantium* (Cambess.) Gir.-Cañas and *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker and other less abundant characteristic species for this biome, for instance, *Peltogyne confertiflora* (Mart. ex Hayne) Benth., *Myrcia canescens* O. Berg and *Myrcia variabilis* DC. The total basal area was relatively high (12.39 $m^2.ha^{-1}$) due to the high density of individuals (1.357 $ind.ha^{-1}$) as well as the abundance of large individuals of species such as *Sclerolobium paniculatum* Vogel, *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth., *S. adamantium* and *P. confertiflora*. Hence, the flat soil surface of cerrado rupestre of PESCAN did not limit the growth of wood vegetation, nor conditioned the establishment of a distinguished flora. Nevertheless, the elevated structural importance of few wood species typical and adapted of rock environments guarantee some floristic peculiarity of the community survey.
Keywords: *rock outcrops, Central Brazil, phytossociology, savanna.*

LIMA, T.A., PINTO, J.R.R., LENZA, E. & PINTO, A.S. **Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn04010022010.

Resumo: (Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás): O cerrado sentido restrito é a fitofisionomia predominante do bioma Cerrado, ocupando grandes extensões do Planalto Central brasileiro. Quando essa vegetação se desenvolve sobre Neossolos Litólicos recebe a denominação de cerrado rupestre. O conhecimento sobre as comunidades arbustivo-arbóreas deste subtipo fitofisionômico do Cerrado é muito limitado. O objetivo deste estudo foi analisar a composição florística e a estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre localizada no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN), Goiás, Brasil e comparar suas características florísticas e estruturais com aquelas de outras áreas de cerrado sentido restrito localizadas no Brasil Central. Foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro a 30 cm do solo ≥ 5 cm, presentes em 10 parcelas aleatórias de 20 × 50 m. A riqueza florística registrada foi de 66 espécies, distribuídas em 53 gêneros e 31 famílias botânicas. A vegetação estudada tem características florísticas e estruturais semelhantes àquelas registradas em outras áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos, porém, com a presença de algumas espécies típicas de cerrado rupestre, como *Schwartzia adamantium* (Cambess.) Gir.-Cañas e *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker e algumas raras para o bioma, por exemplo, *Peltogyne confertiflora* (Mart. ex Hayne) Benth., *Myrcia canescens* O. Berg e *Myrcia variabilis* DC. A área basal encontrada foi relativamente elevada (12,39 $m^2.ha^{-1}$) devido à alta densidade de indivíduos (1.357 $ind.ha^{-1}$), bem como a abundância de indivíduos de grande porte, de espécies como *Sclerolobium paniculatum* Vogel, *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth., *S. adamantium* e *P. confertiflora*. Dessa forma, o substrato raso sob o cerrado rupestre do PESCAN, não limitou o desenvolvimento da vegetação arbustivo-arbórea, nem condicionou o estabelecimento de uma flora diferenciada. No entanto, a elevada importância estrutural de poucas espécies lenhosas típicas e adaptadas aos ambientes rupestres garante certa peculiaridade florística à comunidade estudada.
Palavras-chave: *afloramentos rochosos, Brasil Central, fitossociologia, savana.*

Introdução

O Cerrado é o segundo maior e um dos mais diversos biomas do Brasil, ocupa aproximadamente 21% do território nacional e abriga cerca de 33% da diversidade biológica brasileira (Aguiar et al. 2004). No entanto, o modelo de ocupação implantado na região Centro-Oeste, com a conversão de grandes extensões de vegetação nativa em pastagens e monoculturas contribuiu para que o Cerrado se tornasse um dos biomas mais ameaçados do mundo (Klink & Machado 2005). Estima-se que a área remanescente de vegetação nativa do Cerrado é de aproximadamente 46,74%, baseado em imagens de satélite de 2002 (MMA 2007). A grande preocupação que se tem com este modelo de ocupação se deve ao fato do Cerrado ser a savana floristicamente mais rica do mundo (Walter 2006). A elevada riqueza de espécies, o alto grau de endemismo e a intensa destruição de habitats colocam o Cerrado na lista de hotspots mundiais, ou seja, áreas prioritárias à conservação da biodiversidade (Mittermeier et al. 2005).

A vegetação do Cerrado é composta por um mosaico representado por formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter 2008). As formações savânicas de interflúvio, principalmente o cerrado sentido restrito, dominam a paisagem do Planalto Central brasileiro (Felfili et al. 2005). De acordo com Ribeiro & Walter (2008) o cerrado sentido restrito pode ser subdividido em quatro subtipos fitofisionômicos, ou seja, cerrado denso, típico, ralo e rupestre. Os três primeiros são diferenciados pela densidade do estrato lenhoso, sendo esta crescente do cerrado ralo ao denso, enquanto o cerrado rupestre ocorre em solos rasos e com afloramentos rochosos, denominados de ambientes rupestres. Nesses ambientes a vegetação lenhosa se estabelece nas fendas e nos degraus formados entre as rochas onde há acumulo de solo e microsítios para o estabelecimento das plantas (Ribeiro & Walter 2008, Giulietti et al. 2000).

A flora dos ambientes rupestres apresenta elevada riqueza e alto grau de endemismo (Harley 1995, Oliveira-Filho & Fluminhan-Filho 1999), além de inúmeras espécies raras, principalmente no componente herbáceo-arbustivo (Pirani et al. 1994, Romero & Nakajima 1999, Romero & Martins 2002, Vitta 2002). Se considerarmos que estas áreas ocupam aproximadamente 7% da área de domínio do Cerrado (Reatto et al. 1998) e que parte da vegetação nativa remanescente e bem preservada está localizada nestes locais (Machado et al. 2004), é premente a necessidade de estudos sobre a vegetação arbustivo-arbórea nas diferentes regiões de ocorrência do cerrado rupestre.

O presente estudo tem como objetivo analisar a composição florística e a estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre localizada no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (GO) e avaliar as semelhanças florísticas e estruturais entre a vegetação estudada e a de outros levantamentos realizados em cerrado sentido restrito localizados no Brasil Central.

Material e Métodos

1. Local de estudo

O estudo foi realizado em uma área de cerrado rupestre (Figura 1) localizada no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas - PESCAN, Estado de Goiás (17° 44' 40,8" S e 48° 39' 49,6" O). O PESCAN possui uma área com cerca de 12.500 ha e está situado entre os municípios de Caldas Novas e Rio Quente (Agência Ambiental de Goiás 2009). O clima da região é do tipo Aw, segundo o sistema de

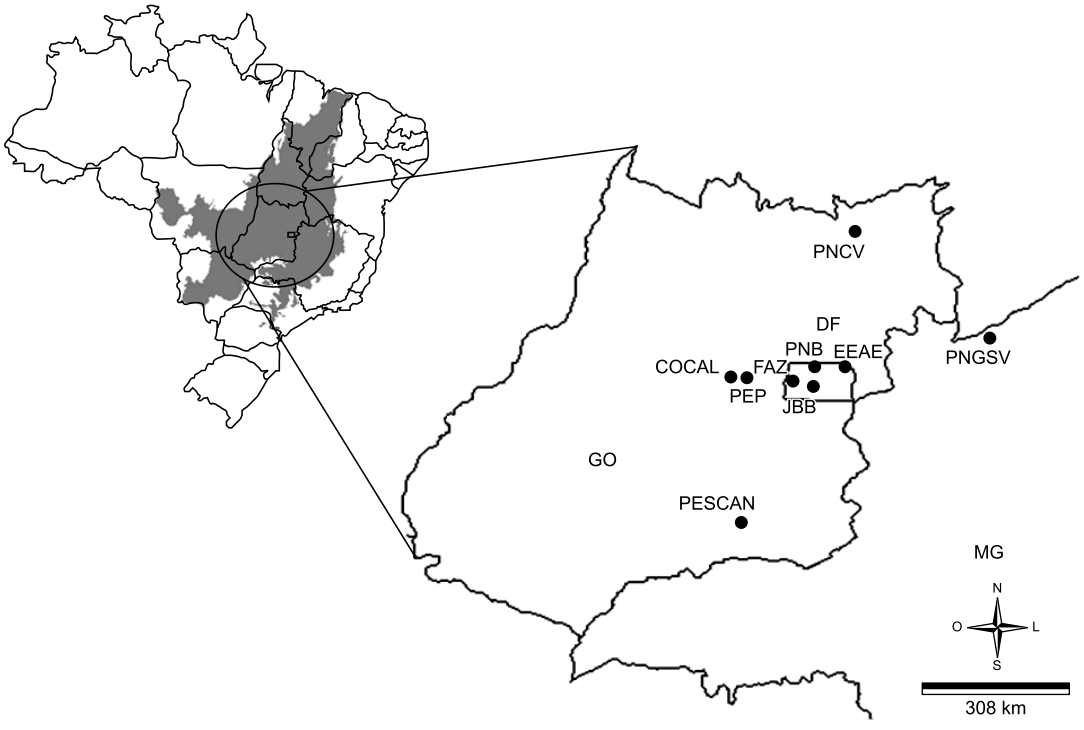


Figura 1. Localização da área de cerrado rupestre estudada no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN), Goiás e as áreas usadas para comparação no presente estudo. Em destaque no mapa do Brasil a área de distribuição do bioma Cerrado. Onde, COCAL: Cocalzinho de Goiás, PEP: Parque Estadual dos Pireneus, PNB: Parque Nacional de Brasília, EEAE: Estação Ecológica das Águas Emendadas, FAZ: Fazenda Sucupira, JBB: Jardim Botânico de Brasília, PNGSV: Parque Nacional do Grande Sertão Veredas, PNCV: Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.

Figure 1. Location of the "cerrado rupestre" area surveyed in the Serra de Caldas Novas State Park (PESCAN), Goiás and areas used for comparison in the present study. From the map of the distribution of the Cerrado biome within Brazil. Where, COCAL: Cocalzinho de Goiás, PEP: Pireneus State Park, PNB: Brasília National Park, EEAE: Ecological Station of Águas Emendadas, FAZ: Sucupira Farm, JBB: Brasília Botanical Garden, PNGSV: Grande Sertão Veredas National Park, PNCV: Chapada dos Veadeiros National Park.

classificação de Köppen, apresentando pluviosidade média anual de 1.500 mm, com as chuvas concentrando-se no período de outubro a março (Nimer 1989).

Na Serra de Caldas Novas ocorre um mosaico de formas vegetacionais associado a um gradiente topográfico, variando desde formações florestais, como cerradão e matas de galeria, até formações campestres, como campo rupestre (Eiten 1978). Na base e no topo do platô, os solos são profundos podendo ser classificados como Latossolos e Neossolos Quartzarênicos, e tem como vegetação predominante o cerrado típico. Nas encostas onde ocorrem Cambissolos e Neossolos Litólicos, associados aos afloramentos rochosos, a vegetação é constituída por campos rupestres e cerrado rupestre (observações de campo).

2. Amostragem da vegetação

Foram alocadas 10 parcelas de área fixa de 20 × 50 m, conforme utilizado para levantamentos da vegetação nas formações savânicas do bioma Cerrado (Felfili et al. 2001). As parcelas foram alocadas nas áreas de afloramentos rochosos, distribuídas com distância mínima de 150 m e máxima de 1.700 m. A maior extensão das parcelas foi estabelecida ao longo do gradiente topográfico, com a declividade do terreno ajustada por meio do nivelamento da trena, a fim de corrigir a distância horizontal, conforme sugerido por Oliveira-Filho (1994).

Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos, incluindo as monocotiledôneas, com DAS (diâmetro a altura de 30 cm do solo) ≥ 5 cm encontrados no interior das parcelas foram registrados e identificados ao nível de espécie. Para os indivíduos não identificados no campo foram coletadas amostras de material botânico e herborizadas para posterior identificação, através de consultas a especialistas e comparação com o acervo do Herbário da Universidade de Brasília (Herbário UB). Mediu-se o diâmetro (DAS) e a altura total, conforme metodologia adotada para levantamentos da vegetação arbustivo-arbórea em áreas de cerrado sentido restrito (Felfili et al. 2001). Nos casos de indivíduos que apresentaram ramificações abaixo de 30 cm, para o cálculo da área basal, foi calculada a soma da área seccional de cada ramificação. O sistema de classificação botânica adotado foi o "Angiosperm Phylogeny Group" (APG II 2003). O nome científico das espécies foi verificado junto ao banco de dados do Missouri Botanical Garden (http://www.tropicos.org).

3. Análises dos dados

A estrutura da comunidade foi descrita com base nos parâmetros fitossociológicos de acordo com Müeller-Dombois & Ellenberg (1974) e na distribuição de frequência dos indivíduos nas classes de diâmetros e de altura (Scolforo 1993). Os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade de Shannon (H') e de Pielou (J') foram calculados com o uso do Programa Mata Nativa 2 (CIENTEC 2006). Com o auxílio do programa EstimateS 8.0 (Colwell 2006), estimou-se a riqueza da comunidade por meio do estimador Chao1 (Chao 1984).

A similaridade florística entre a área do presente estudo e outras áreas de cerrado rupestre e cerrado sentido restrito sobre solos profundos localizadas no Brasil Central, foi calculada pelo índice de Czekanowski (S_C) (Kent & Coker 1992). Esse índice, dado em valores percentuais, apresenta elevada acurácia na determinação da similaridade entre comunidades (Bloom 1981) e indica alta similaridade quando apresenta valores superiores a 50% (Kent & Coker 1992). As comparações foram realizadas preferencialmente com estudos desenvolvidos em Unidades de Conservação e com metodologia de amostragem similar à utilizada no presente estudo.

Resultados

Foram registradas 66 espécies, distribuídas em 53 gêneros e 31 famílias botânicas (Tabela 1). Pelo índice de Chao1, a riqueza estimada foi 89,14 espécies, com mínimo e máximo de 73,35 e 138,86 espécies, respectivamente. A densidade encontrada foi de

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente do valor de importância (VI), para as espécies arbustivo-arbóreas (diâmetro a 30 cm do solo ≥ 5cm) amostradas em 10 parcelas de 20 × 50 m em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO. Onde: DA = densidade absoluta (ind.ha^{-1}), DR = densidade relativa (%), FA = frequência absoluta (% de parcelas onde ocorre a espécie), FR = frequência relativa (%), DoA = dominância absoluta (m^2.ha^{-1}) e DoR = dominância relativa (%).

Table 1. Phytossociological parameters, ordained by decreasing VI, for woody species (diameter ≥ 5 cm at 30 cm above ground level) sampled in 10 plots of 20 × 50 m in an area of the "cerrado rupestre" of Serra de Caldas Novas State Park, GO. DA = absolute density (ind.ha^{-1}), DR = relative density(%), FA = absolute frequency (% of plots where specie appear), FR = relative frequency (%), DoA = absolute dominance (m^2.ha^{-1}), DoR = relative dominance (%) and VI = importance value.

Espécie	Família	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Sclerolobium paniculatum Vogel	Fabaceae	137	10,10	100	3,51	3,174	25,61	39,21
Peltogyne confertiflora (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	149	10,98	90	3,16	0,818	6,60	20,74
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	Fabaceae	72	5,31	100	3,51	0,888	7,17	15,98
Schwartzia adamantium (Cambess.) Gir.-Cañas	Marcgraviaceae	47	3,46	100	3,51	0,875	7,06	14,04
Caryocar brasiliense Cambess.	Caryocaraceae	75	5,53	90	3,16	0,633	5,11	13,79
Wunderlichia mirabilis Riedel ex Baker	Asteraceae	54	3,98	100	3,51	0,768	6,19	13,68
Qualea multiflora Mart.	Vochysiaceae	77	5,67	100	3,51	0,446	3,60	12,78
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	Lythraceae	75	5,53	100	3,51	0,464	3,74	12,78
Plathymenia reticulata Benth.	Fabaceae	54	3,98	100	3,51	0,516	4,16	11,65
Dalbergia miscolobium Benth.	Fabaceae	60	4,42	60	2,11	0,361	2,91	9,44
Salacia crassifolia (Mart. ex Schult.) G. Don	Hippocrateaceae	56	4,13	100	3,51	0,201	1,62	9,25
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	Clusiaceae	50	3,68	100	3,51	0,233	1,88	9,07
Qualea parviflora Mart.	Vochysiaceae	40	2,95	70	2,46	0,454	3,66	9,07
Plenckia populnea Reissek	Celastraceae	43	3,17	100	3,51	0,212	1,71	8,39
Aspidosperma macrocarpon Mart.	Apocynaceae	32	2,36	90	3,16	0,313	2,53	8,04
Aspidosperma tomentosum Mart.	Apocynaceae	39	2,87	100	3,51	0,202	1,63	8,02

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Psidium myrsinoides O. Berg	Myrtaceae	40	2,95	90	3,16	0,174	1,40	7,51
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	35	2,58	70	2,46	0,198	1,60	6,63
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke	Fabaceae	25	1,84	70	2,46	0,202	1,63	5,93
Qualea grandiflora Mart.	Vochysiaceae	19	1,4	60	2,11	0,166	1,34	4,84
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Fabaceae	15	1,11	60	2,11	0,148	1,20	4,41
Hancornia speciosa B.A. Gomes	Apocynaceae	12	0,88	50	1,75	0,067	0,54	3,18
Connarus suberosus Planch.	Connaraceae	11	0,81	50	1,75	0,041	0,33	2,90
Acosmium dasycarpum (Vogel) Yakovlev	Fabaceae	8	0,59	40	1,4	0,103	0,83	2,82
Kielmeyera speciosa A. St.-Hil.	Clusiaceae	8	0,59	50	1,75	0,045	0,36	2,71
Andira paniculata Benth.	Fabaceae	11	0,81	40	1,4	0,038	0,31	2,52
Guapira noxia (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	8	0,59	40	1,4	0,058	0,47	2,46
Neea theifera Oerst.	Nyctaginaceae	10	0,74	40	1,4	0,033	0,26	2,40
Myrcia canescens O. Berg	Myrtaceae	6	0,44	50	1,75	0,018	0,15	2,35
Pseudobombax longiflorum (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	6	0,44	40	1,4	0,042	0,34	2,18
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	6	0,44	30	1,05	0,079	0,64	2,13
Machaerium opacum Vogel	Fabaceae	5	0,37	40	1,4	0,026	0,21	1,98
Byrsonima coccolobifolia Kunth	Malpighiaceae	5	0,37	40	1,4	0,020	0,16	1,93
Palicourea rigida Kunth	Rubiaceae	7	0,52	30	1,05	0,037	0,30	1,87
Schefflera macrocarpa (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	4	0,29	30	1,05	0,051	0,41	1,76
Myrcia variabilis DC.	Myrtaceae	6	0,44	30	1,05	0,018	0,14	1,64
Tabebuia serratifolia (Vahl) G. Nicholson	Bignoniaceae	5	0,37	20	0,7	0,065	0,53	1,60
Annona coriacea Mart.	Annonaceae	4	0,29	30	1,05	0,028	0,22	1,57
Davilla elliptica A. St.-Hil.	Dilleniaceae	3	0,22	30	1,05	0,009	0,07	1,35
Erythroxylum tortuosum Mart.	Erythroxylaceae	3	0,22	20	0,7	0,007	0,05	0,98
Brosimum gaudichaudii Trécul	Moraceae	2	0,15	20	0,7	0,012	0,10	0,95
Byrsonima pachyphylla A. Juss.	Malpighiaceae	2	0,15	20	0,7	0,008	0,07	0,92
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	2	0,15	20	0,7	0,006	0,05	0,90
Chomelia ribesioides Benth. ex A. Gray	Rubiaceae	2	0,15	20	0,7	0,004	0,04	0,89
Maprounea guianensis Aubl.	Euphorbiaceae	3	0,22	10	0,35	0,018	0,15	0,72
Syagrus flexuosa (Mart.) Becc.	Arecaceae	2	0,15	10	0,35	0,017	0,14	0,64
Eremanthus glomerulatus Less.	Asteraceae	2	0,15	10	0,35	0,008	0,07	0,56
Tabebuia ochracea (Cham.) Standl.	Bignoniaceae	2	0,15	10	0,35	0,007	0,05	0,55
Eriotheca pubescens (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	1	0,07	10	0,35	0,011	0,09	0,52
Miconia ferruginata DC.	Melastomataceae	1	0,07	10	0,35	0,009	0,07	0,50
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	1	0,07	10	0,35	0,008	0,07	0,49
Eugenia involucrata DC.	Myrtaceae	1	0,07	10	0,35	0,007	0,05	0,48
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	Annonaceae	1	0,07	10	0,35	0,005	0,04	0,47
Miconia albicans (Sw.) Triana	Melastomataceae	1	0,07	10	0,35	0,005	0,04	0,46
Vochysia rufa Mart.	Vochysiaceae	1	0,07	10	0,35	0,004	0,03	0,46
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	1	0,07	10	0,35	0,004	0,03	0,46
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Rubiaceae	1	0,07	10	0,35	0,004	0,03	0,46
Licania humilis Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	1	0,07	10	0,35	0,004	0,03	0,46
Simarouba versicolor A. St.-Hil.	Simaroubaceae	1	0,07	10	0,35	0,004	0,03	0,45
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	1	0,07	10	0,35	0,003	0,03	0,45
Myrcia linguaeformis (Berg) N. Silveira	Myrtaceae	1	0,07	10	0,35	0,003	0,03	0,45
Aegiphila lhotskiana Cham.	Verbenaceae	1	0,07	10	0,35	0,003	0,02	0,45
Cordiera elliptica (Cham.) O. Kuntze	Rubiaceae	1	0,07	10	0,35	0,003	0,02	0,45
Aspidosperma ramiflorum Müll. Arg.	Apocynaceae	1	0,07	10	0,35	0,002	0,02	0,44
Stryphnodendron obovatum Benth.	Fabaceae	1	0,07	10	0,35	0,002	0,02	0,44
Asteraceae sp.1	Asteraceae	1	0,07	10	0,35	0,002	0,02	0,44
Total		1.357	100	2.850	100	12,394	100,00	300

1.357 ind.ha^{-1} e a área basal 12,39 m^2.ha^{-1}. O índice de diversidade de Shannon (H') foi 3,331 nats.ind^{-1} e o índice de eqüabilidade de Pielou (J') foi 0,795.

As cinco famílias com maior número de espécies foram Fabaceae (12), Myrtaceae (5), Apocynaceae (4), Rubiaceae (4) e Vochysiaceae (4). Por outro lado, 19 famílias (59,38% do total) foram registradas na área com apenas uma espécie cada. Analisando as famílias em termos de abundância de indivíduos, quinze delas foram amostradas com 10 ou mais indivíduos, juntas elas representam 95,80% da densidade total e 65,15% da riqueza de espécies registrada na área. Quatro famílias (12,09% do total) foram representadas por apenas um indivíduo: Chrysobalanaceae (*Licania humilis* Cham. & Schltdl.), Salicaceae (*Casearia sylvestris* Sw.), Simaroubaceae (*Simarouba versicolor* A. St.-Hil.) e Verbenaceae (*Aegiphila lhotskiana* Cham.).

As 10 espécies com maiores valores de importância foram, respectivamente: *Sclerolobium paniculatum* Vogel, *Peltogyne confertiflora* (Mart. ex Hayne) Benth., *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth., *Schwartzia adamantium* (Cambess.) Gir.-Cañas, *Caryocar brasiliense* Cambess., *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker, *Qualea multiflora* Mart., *Lafoensia pacari* A. St.-Hil., *Plathymenia reticulata* Benth. e *Dalbergia miscolobium* Benth. Juntas elas correspondem a 58,95% da densidade absoluta e 54,69% do VI total da comunidade. Dezoito espécies, 27,27% do total da comunidade, foram consideradas localmente raras, ou seja, com um indivíduo por hectare (Martins 1991) e representaram 1,32% dos indivíduos amostrados e 2,77% do VI total.

A distribuição de frequência dos diâmetros (Figura 2) seguiu o padrão de distribuição em "J-reverso" ou exponencial negativa, com a maioria dos indivíduos concentrados nas três primeiras classes de diâmetro, somando 72,66% do total de indivíduos amostrados. Apenas seis espécies, *Acosmium dasycarpum* (Vogel) Yakovlev, *Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens*, *Schwartzia adamantium*, *Sclerolobium paniculatum* e *Wunderlichia mirabilis* apresentaram indivíduos com diâmetros superiores a 21 cm. Com relação à distribuição de alturas (Figura 3), 81,42% dos indivíduos possuem altura de até 4,2 m e oito espécies (*Aspidosperma macrocarpon* Mart., *Eriotheca pubescens* (Mart. & Zucc.) Schott & Endl., *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne, *Pterodon pubescens*, *Qualea multiflora*, *Sclerolobium paniculatum*, *Tabebuia serratifolia* (Vahl) G. Nicholson e *Wunderlichia mirabilis*) foram representadas por indivíduos com alturas superiores a 5,8 m. Essas espécies compõem o estrato superior da vegetação, do qual *Sclerolobium paniculatum* se destaca como espécie emergente, por ser a única cujos indivíduos alcançaram alturas superiores a 9 m.

A similaridade florística entre a área amostrada e as outras áreas de cerrado rupestre e cerrado sentido restrito usadas nas comparações apresentou baixos valores e sem tendências evidentes para maiores similaridades entre as áreas de cerrado rupestre comparadas (Tabela 2). A maior similaridade encontrada (S_C = 30,76) foi com a área de cerrado sentido restrito sobre solo profundo amostrado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF) (Felfili et al. 1994). Por outro lado, a menor similaridade florística (S_C = 17,49) foi verificada com uma das áreas de cerrado rupestre amostrada no Parque Estadual dos Pireneus (GO) (Moura 2006). De maneira semelhante, os valores de riqueza e diversidade de espécies, densidade de indivíduos e área basal da comunidade, também não apresentaram tendências evidentes para valores mais próximos entre comunidades com substrato semelhante (Tabela 2).

Discussão

A riqueza arbustivo-arbórea registrada em 1,0 ha de cerrado rupestre no PESCAN (66 espécies) foi semelhante àquela encontrada em outros estudos de cerrado rupestre no Brasil Central, adotando a mesma metodologia, pois está dentro dos limites encontrados naqueles estudos (51 a 81 espécies) (Tabela 2). A riqueza total estimada pelo índice de Chao1 (89 espécies) foi bem superior àquela observada, isto se deve ao fato de que esse índice é fortemente influenciado por espécies com somente uma ocorrência (Santos 2003) e na comunidade estudada cerca de um quarto das espécies foram representadas por um só indivíduo. Apenas uma área de cerrado sentido restrito sobre afloramentos rochosos no nordeste goiano e sul do Tocantins (Felfili & Fagg 2007) apresentou maior riqueza (87 espécies), provavelmente porque foram incluídos neste estudo

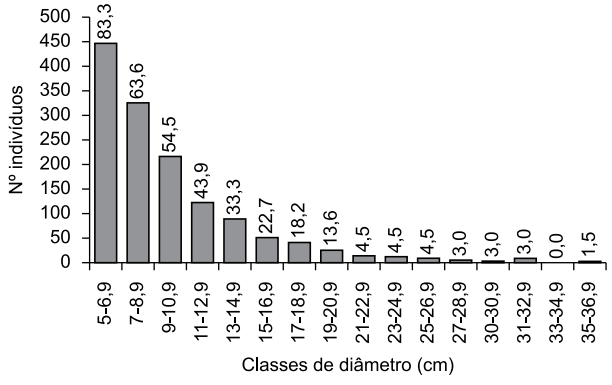


Figura 2. Distribuição de frequência nas classes de diâmetro dos indivíduos arbustivo-arbóreos (diâmetro a 30 cm do solo ≥ 5 cm) amostrados em 10 parcelas de 20 × 50 m, em uma área de cerrado rupestre do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO. Os números acima das barras indicam a porcentagem de espécies por classe.

Figure 2. Frequency distribution in the diameter class of the individuals of woody species (diameter ≥ 5 cm at 30 cm above ground level) sampled in 10 plots of 20 × 50 m in an area of the "cerrado rupestre" of Serra de Caldas Novas State Park, GO. The numbers above the bars indicate the species percentage by size class.

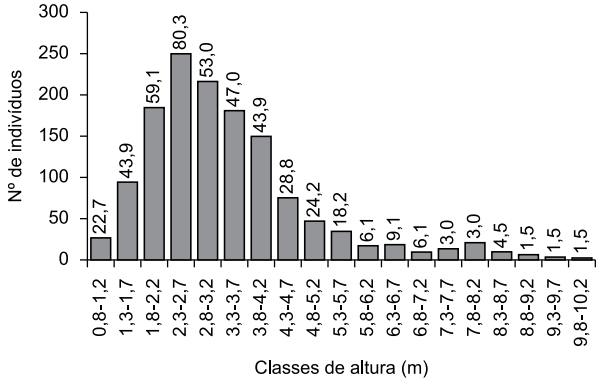


Figura 3. Distribuição de frequência nas classes de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos (diâmetro a 30 cm do solo ≥ 5 cm) amostrados em 10 parcelas de 20 × 50 m, em uma área de cerrado rupestre do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO. Os números acima das barras indicam a porcentagem de espécies por classe.

Figure 3. Frequency distribution in the height class of the individuals of woody species (diameter ≥ 5 cm at 30 cm above ground level) sampled in 10 plots of 20 × 50 m in an area of the "cerrado rupestre" of Serra de Caldas Novas State Park, GO. The numbers above the bars indicate the species percentage by size class.

Tabela 2. Riqueza de espécies (S), densidade absoluta (DA), área basal (AB), índice de diversidade Shannon (H'), índice de equabilidade de Pielou (J) e índice de similaridade de Czekanowski (S_C) em áreas de cerrado rupestre e cerrado sentido restrito sobre solos profundos do Brasil Central.

Table 2. Species richness (S), absolute density (DA), basal area (AB), Shannon diversity index (H'), Pielou evenness index (J) and Czekanowski similarity index (S_C) in cerrado rupestre and cerrado strictu sensu on deep soils areas of Brasil Central.

Local*	Tipo de Solo	S	DA (ind.ha^{-1})	AB (m^2.ha^{-1})	H' (nats.ind^{-1})	J	S_C (%)	Autor
Cerrado rupestre								
Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (GO)	Neossolo Litólico	66	1.357	12,39	3,331	0,790	-	Presente Estudo
Parque Estadual dos Pireneus (GO) Área 1	Neossolo Litólico	65	1.105	11,03	3,650	0,870	20,43	Moura (2006)
Parque Estadual dos Pireneus (GO) Área 2	Neossolo Litólico	56	507	3,91	3,33	0,820	17.49	Moura (2006)
Fazenda Sucupira (DF)	Neossolo Litólico	51	631	3,67	3,087	-	25,25	Amaral et al. (2006)
Cocalzinho de Goiás (GO)	Neossolo Litólico	65	674	5,67	3,450	0,827	27,47	Pinto et al. (2009)
Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO)	Neossolo Litólico	81	1.109	8,92	3,491	0,806	21,71	Felfili et al. (2007)
Cerrado sentido restrito sobre solos profundos								
Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF)	Latossolo	72	1.396	10,76	3,620	0,846	30,76	Felfili et al. (1994)
Jardim Botânico de Brasília (DF)	Latossolo	53	1.219	8,60	3,160	-	24,65	Fonseca & Silva Jr. (2004)
Parque Nacional de Brasília (DF)	Latossolo	55	1036	10,76	3,419	0,853	25,42	Felfili et al. (1994)
Parque Nacional Grande Sertão Veredas (MG)	Neossolo Quartzarênico	67	825	8,89	3,442	0,810	29,22	Felfili et al. (2001)

*Todos os trabalhos usados para comparação amostraram 1 ha (10 parcelas de 20 × 50 m), com diâmetro a 30 cm do solo ≥ 5 cm, como critério de inclusão.
* All surveys used for comparison sampled 1 ha (10 plots of 20 × 50 m), with diameter ≥ 5 cm at 30 cm above ground level, as inclusion standard.

sítios geograficamente distantes e, em certos casos, sobre diferentes tipos de solo, como Neossolos Litólicos, Cambissolos e Plintossolos com concreções lateríticas. Além disso, a região da Chapada dos Veadeiros, incluída no referido estudo, é conhecida como um dos centros de endemismo e por apresentar uma das maiores riquezas de espécies lenhosas do Cerrado (Munhoz & Proença 1998, Simon & Proença 2000, Mendonça et al. 2007).

De maneira semelhante, a riqueza arbustivo-arbórea do cerrado rupestre registrada no PESCAN é similar àquela de áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos (53 a 72 espécies) (Tabela 2). A riqueza registrada no presente estudo foi próxima das 67 espécies encontradas em um levantamento, adotando método de ponto quadrante, também conduzido no PESCAN por Silva et al. (2002) em uma comunidade de cerrado sentido restrito sobre Latossolo, localizado nas adjacências da área do presente estudo. Assim, a riqueza florística parece não ter sido influenciada pelo substrato sobre o qual a vegetação se desenvolve, mas sim pela proximidade geográfica entre áreas de formações savânicas de solos profundos que contribuem com a flora rupícola do cerrado rupestre (Pinto et al. 2009).

Os valores dos índices de diversidade foram próximos daqueles verificados em áreas de cerrado rupestre no Planalto Central (Amaral et al. 2006, Moura 2006, Pinto et al. 2009) e aos encontrados em áreas de cerrado sentido restrito em solos profundos (Felfili et al. 1994, 2001, Fonseca & Silva Júnior 2004) (Tabela 2). As pequenas variações nos valores dos índices podem refletir uma maior abundância de algumas espécies mais tolerantes e adaptadas às condições extremas, em determinados sítios, principalmente edáficas, conforme sugerido por Ribeiro & Walter (2008).

Das cinco famílias com maior número de espécies (Fabaceae, Myrtaceae, Vochysiaceae, Apocynaceae e Rubiaceae), as três primeiras são bem representadas em levantamentos florísticos conduzidos em áreas de cerrado rupestre (Amaral et al. 2006, Moura 2006, Felfili & Fagg 2007, Pinto et al. 2009) e de cerrado sentido restrito sobre solos profundos (Felfili et al. 1994, 2001, Fonseca & Silva Júnior 2004). Silva et al. (2002) verificaram que essas famílias, à exceção de Rubiaceae, também foram as mais ricas no cerrado sentido restrito amostradas sobre Latossolos no PESCAN. As famílias Asteraceae (3 espécies) e Melastomataceae (2), citadas como características de ambientes rupestres (Oliveira-Filho & Fluminhan-Filho 1999, Giulietti et al. 2000, Conceição & Pirani 2005, Ribeiro & Walter 2008), foram pouco representadas na área de estudo, provavelmente por se tratar de duas famílias cujas espécies possuem, em geral, hábito sub-arbustivo em áreas savânicas do Cerrado, normalmente com diâmetros inferiores ao adotado como critério de inclusão no presente estudo (DAS ≥ 5 cm).

A maioria das espécies registradas no presente estudo é comum às áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos e bem drenados localizadas no Brasil Central (Nunes et al. 2002, Ratter et al. 2003, Felfili et al. 2007). Além do mais, os maiores valores de similaridade de Czekanowski, foram registrados entre o cerrado rupestre do PESCAN e duas outras áreas de cerrado sobre solo profundo (Tabela 2). Desse modo, os resultados florísticos encontrados corroboram com as observações feitas por Eiten (1978), de que a vegetação existente nas encostas com afloramentos rochosos do PESCAN é composta por uma flora predominantemente acessória, caracterizada por elementos típicos do cerrado sentido restrito. No entanto, o cerrado rupestre do PESCAN apresentou espécies restritas a ambientes rupestres, como *Schwartzia adamantium* e *Wunderlichia mirabilis* (Mendonça et al. 2008, Ratter et al. 2000), bem como espécies pouco comuns no Cerrado, como *Peltogyne confertiflora*, *Myrcia canescens* e *Myrcia variabilis* (Ratter et al. 2003).

É importante destacar ainda que *Schwartzia adamantium* e *Wunderlichia mirabilis* contribuíram de forma expressiva na estrutura da vegetação estudada (4° e 6° VI, respectivamente). Juntas, essas duas espécies somam 7,59% da densidade absoluta, 13,34% da dominância absoluta e 9,53% do VI total da comunidade. A importância estrutural dessas espécies confere ao cerrado rupestre do PESCAN, bem como de outras áreas de cerrado rupestre (Moura 2006, Pinto et al. 2009) característica florística e estrutural peculiar, quando comparado com as áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos, nos quais não há registros destas espécies (Felfili et al. 1994, Fonsceca & Silva Júnior 2004, Felfili et al. 2001). De acordo com Ribeiro & Walter (2008), a identidade florística do cerrado rupestre se diferencia das demais fitofisionomias savânicas do bioma por apresentar espécies típicas e bem adaptadas a esses ambientes, afirmação essa corroborada pelos resultados encontrados para a vegetação arbustivo-arborea amostrada no PESCAN.

Outra característica relevante observada foi a elevada importância estrututural de *Sclerolobium paniculatum* (13% do VI total) e *Peltogyne*

confertiflora (7% do VI total), que contribuíram, conjuntamente, com 21% de todos os indivíduos amostrados. *Sclerolobium paniculatum* é uma espécie comumente encontrada em áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos (Nunes et al. 2002, Ratter et al. 2003), sendo também citada por Amaral et al. (2006) e Moura (2006) entre aquelas de maior VI em áreas de cerrado rupestre, podendo assim ser considerada como espécie generalista em relação ao substrato. De maneira distinta, *Peltogyne confertiflora* é considerada pouco freqüente em áreas de cerrado sentido restrito (Ratter et al. 2003), no entanto, parece estar bem adaptada ao ambiente rupestre do PESCAN, pois apresentou a maior densidade registrada na área (149 ind.ha^{-1}).

Espécies que se desenvolvem sobre Neossolos Litólicos apresentam adaptações para sobreviver a variações extremas de temperatura e disponibilidade de água (Oliveira-Filho & Fuminhan-Filho 1999). Dessa forma, é possível que as espécies com maiores valores de importância ou densidades como *Schwartzia adamantium*, *Wunderlichia mirabilis, Sclerolobium paniculatum*, *Peltogyne confertiflora*, *Pterodon pubescens* e *Caryocar brasiliense* apresentem sucesso em se estabelecer nestes locais, devido a sua tolerância às limitações físicas impostas pelo substrato rochoso.

Em termos estruturais, a área basal registrada foi alta (12,39 m^2.ha^{-1}) quando comparada com os resultados encontrados em estudos realizados em áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos no Brasil Central, que variou de 8,60 a 10,76 m^2.ha^{-1} e sobre Neossolos Litólicos, 3,67 a 11,03 m^2.ha^{-1} (Tabela 2). A existência de afloramentos rochosos é considerada como limitante para o desenvolvimento da vegetação arbustivo-arbórea, contribuindo para o estabelecimento de comunidades estruturalmente mais abertas (Ribeiro & Walter 1998). Essa característica foi observada em cerrado rupestre investigados por Amaral et al. (2006), Moura (2006) e Pinto et al. (2009). Entretanto, no presente estudo, verificou-se o contrário, pois o cerrado rupestre inventariado no PESCAN foi o que apresentou a maior área basal entre as áreas comparadas. Certamente isto se deve ao fato da elevada densidade (1.357 indivíduos.ha^{-1}) e, em certos casos, ao grande porte de indivíduos de algumas espécies, como *Sclerolobium paniculatum*, *Pterodon pubescens*, *Schwartzia adamantium*, *Caryocar brasiliensis* e *Wunderlichia mirabilis*. Estes resultados sugerem a habilidade dessas espécies em explorar ambientes com condições físicas do substrato aparentemente limitantes.

A distribuição de frequência dos diâmetros do tipo "J-reverso" registrada para a vegetação arbustivo arbórea do PESCAN indica que a comunidade, caso não seja perturbada, poderá garantir o fluxo de indivíduos das primeiras para as últimas classes, mantendo assim a estrutura da comunidade, independente da composição de espécies, conforme também observado por Pinto & Hay (2005). No entanto, nem todas as espécies alcançaram as maiores classes de diâmetro, uma vez que a maioria dos indivíduos e espécies é registrada nas primeiras classes de diâmetro, semelhante ao encontrado para as áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos (Felfili et al. 1994, Felfili 2001). A maioria dos indivíduos com altura de até 4,2 m, foi semelhante ao verificado por Amaral et al. (2006), Moura (2006) e Pinto et al. (2009), para áreas de cerrado rupestre.

A similaridade florística entre a área do presente estudo e as demais áreas usadas nas comparações foi baixa, uma vez que os índices de Czekanowski foram inferiores a 50%. Ratter et al. (2003) verificaram que são poucas as espécies com ampla distribuição no bioma Cerrado e que uma parte expressiva apresenta distribuição restrita. Esse padrão de distribuição espacial das espécies ao longo do bioma pode ter contribuído para os baixos índices de similaridades encontrados. Entretanto, era esperado que a similaridade florística entre o PESCAN e as outras áreas de cerrado rupestre fosse maior, devido às condições ambientais semelhantes, principalmente em função da existência de Neossolos Litólicos, que poderiam atuar como fator de seleção para a existência de uma composição florística distinta e associada ao ambiente rupestre. O cerrado rupestre do PESCAN localiza-se em altitudes entre 800 e 1.000 m em relação ao nível do mar, enquanto as demais áreas comparadas se localizam no Planalto Central, em altitudes superiores a 1.000 m. A altitude (Ratter et al. 2003) e as condições nutricionais dos solos (Eiten 1978, Ratter et al. 2000), também agem como fator de seleção das espécies no bioma Cerrado e devem ser incluídas em estudos futuros sobre a flora dos cerrados rupestres do bioma, para se entender as causas determinantes da riqueza, da composição florística e da estrutura da vegetação.

Os resultados desse estudo sugerem que a simples ocorrência de Neossolos Litólicos, supostamente limitantes ao desenvolvimento de algumas espécies arbustivo-arbóreas, não limitou o desenvolvimento da vegetação arbustivo-arbórea, nem condicionou o estabelecimento de uma flora diferenciada. Em termos estruturais, a área basal, a densidade e as distribuições diamétricas e de altura foram semelhantes e, às vezes, superiores a de cerrados sentido restrito sobre solos profundos do Planalto Central, confirmando as alegações de Ribeiro & Walter (2008) de que cerrados rupestres podem apresentar estrutura que varia de cerrado ralo à cerrado típico. Em termos florísticos, foi observado que o cerrado rupestre do PESCAN abrigou tanto espécies com ampla distribuição em fisionomias sâvanicas do Cerrado, quanto espécies consideradas raras ou pouco comuns no bioma. Foi ainda observada elevada importância estrutural de espécies típicas e geralmente restritas e adaptadas a ambientes rupestres. Essas características estruturais e florísticas do cerrado rupestre estudado fazem do PESCAN uma importante área para a manutenção da composição e riqueza de espécies lenhosas da flora do bioma Cerrado. Além disso, como em áreas de cerrado rupestre o solo mostra-se inapto à agricultura, é de extrema importância o estudo e preservação destas áreas, uma vez que elas poderiam funcionar como fonte de propágulos para áreas vizinhas, contribuindo para recuperação de um bioma que hoje encontra-se extremamente fragmentado.

Agradecimentos

Agradecemos a Gabriel Damasco do Vale, Júlio César Sampaio, Raiana Quirino e Keila Sanches pela ajuda nos trabalhos de campo. A Carolyn Proença, Lúcia Helena Soares e Silva, Manoel Cláudio da Silva Júnior e Benedito Alísio da Silva Pereira pela ajuda na identificação do material botânico coletado. A Aloysio de Pádua Teixeira pela leitura prévia e sugestões ao manuscrito. À SEMARH de Goiás, em especial à administração do PESCAN, por autorizar a realização do estudo no Parque. À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo apoio financeiro ao projeto.

Referências Bibliográficas

Agência Ambiental de Goiás. <www3.agenciaambiental.go.gov.br/site/conservacao/estadual.php> (último acesso em 22/01/2009).

AGP II - Angiosperm Phylogeny Group. 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Bot. J. Linn. Soc. 141(4):399-436.

AGUIAR, L.M.S., MACHADO, B.M. & MARINHO-FILHO, J. 2004. A Diversidade Biológica do Cerrado. In Cerrado: ecologia e caracterização (L.M.S. Aguiar & A.J.A Camargo, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina, p.17-40.

AMARAL, A.G., PEREIRA, F.F.O. & MUNHOZ, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. Cerne 12(4):350-359.

BLOOM, S.A. 1981. Similarity indices in community studies: potential pitfalls. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5:125-128.

CIENTEC - Fundação de Ciência e Tecnologia - Cientec. 2006. Mata nativa 2: manual do usuário. Cientec, Viçosa.

CONCEIÇÃO, A.A. & PIRANI, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. Bol. Bot. Univ. São Paulo. 23(1):85-111.

COLWELL, R.K. 2006. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 07/10/2008).

CHAO, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scand. J. Statist. 11:265-270.

EITEN, G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. Vegetation 36(3):169-178.

FELFILI, J.M., FILGUEIRAS, T.S., HARIDASAN, M., SILVA Jr., M.C., MENDONÇA, R.C. & REZENDE, A.V. 1994. Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação & Solos. Cad. Geoc. 12:75-166.

FELFILI, J.M. 2001. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado *sensu strictu* na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. In Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (J.M. Felfili & M.C. Silva Jr., eds.). Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.57-61.

FELFILI, J.M., SILVA Jr., M.C, SEVILHA, A.C., REZENDE, A.V., NOGUEIRA, P.E., WALTER, B. T., CHAGAS E SILVA, F. & SALGADO, M.A.S. 2001. Fitossociologia da vegetação arbórea. In Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (J.M. Felfili & M.C. Silva Jr., eds.). Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.35-56.

FELFILI, J.M., SOUZA-SILVA, J.C. & SCARIOT, A. 2005. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, p.25-44.

FELFILI, J.M. & FAGG, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. Rev. Brasil. Bot. 30(3):375-385.

FELFILI, J.M., REZENDE, A.V., SILVA Jr., M.C., SILVA, P.E.N., WALTER, B.M.T., IMAÑA-ENCINAS, J. & SILVA, M.A. 2007. Fitossociologia da vegetação arbórea. In Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação e Solos da Chapada dos Veadeiros (J.M. Felfili, A.V. Rezende & M.C. Silva Jr., eds.). Editora Universidade de Brasília/Finatec, Brasília, DF, p.45-96.

FONSECA, M.S. & SILVA Jr., M.C. 2004. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. Acta Bot. Bras. 18(1):19-29.

GIULIETTI, A.M., HARLEY, R.M., QUEIROZ, L.P., WANDERLEY, M.G.L. & PIRANI, J.R. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. In Tópicos Atuais em Botânica (T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter, eds.). Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia - CENARGEN, Brasília, DF, p. 311-318.

HARLEY, R.M. 1995. Introduction. In Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil. (B.L. Stannard ed.). Royal Botanical Gardens, Kew, p.1-78.

KENT, M. & COKER, P. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. John Wiley & Sons, London.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E.F., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas da perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional, Brasília, DF.

MARTINS, F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora Unicamp, Campinas.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA Jr., M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S., NOGUEIRA, P.E. & FAGG, C.W. 2008. Flora Vascular do bioma Cerrado: *checklist* com 12.356 espécies. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina, p.421-1279.

MENDONÇA, R.C., FILGUEIRAS, T.S. & FAGG, C.W. 2007. Análise Florística da Chapada dos Veadeiros. In Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação e Solos da Chapada dos Veadeiros (J.M. Felfili, A.V. Rezende & M.C. Silva Jr., eds.). Editora Universidade de Brasília/Finatec, Brasília, DF, p.119-237.

MITTERMEIER, R.A., ROBLES, P., HOFFMANN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T., MITTERMEIER, C.G., LAMOREUX, J. & FONSECA, G.B. 2005. Hotspots Revisited: earth's biologically richest and most endangered ecoregions. Conservation International, Mexico City.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2007. Mapas de Cobertura dos Biomas Brasileiros. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Nacional de Biodiversidade e Florestas, Brasília, DF.

MOURA, I. 2006. Fitossociologia de cerrado sensu stricto em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York.

MUNHOZ, C.B.R. & PROENÇA, C.E.B. 1998. Composição florística do Município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. B. Herb. Ezechias Paulo Heringer 3:102-150.

NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. 2 ed. IBGE, Rio de Janeiro.

NUNES, R.V., SILVA Jr., M.C., FELFILI, J.M. & WALTER, B.M.T. 2002. Intervalos de classe para abundância, dominância e frequência do componente lenhoso do cerrado sentido restrito no Distrito Federal. R. Árvore 26(2):173-182.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. Cerne 1(1):64-72.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FLUMINHAN-FILHO, M. 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. Cerne 5(2):51-64.

PINTO, J.R.R. & HAY, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. Rev. Brasil. Bot. 28(3):523-539.

PINTO, J.R.R., LENZA, E. & PINTO, A. de S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. Rev. Brasil. Bot. 32(1):23-32.

PIRANI, J.R., GIULIETTI, A.M. & MELLO-SILVA, R. 1994. Checklist and patterns of geographic distribution of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. Rev. Brasil. Bot. 17(2):133-147.

RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S., RIBEIRO, J.F., DIAS, T.A.B. & SILVA, M.R. 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma cerrado. B. Herb. Ezechias Paulo Heringer 55-43.

RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. Edinb. J. Bot. 60(1):57-109.

REATTO, A., CORREIA, J.R., SPERA, S.T. & MARTINS, S. 1998. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina, p.108-149.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151 -212.

ROMERO, R. & NAKAJIMA, J.N. 1999. Espécies endêmicas do Parque Nacional da Serra da Canastra. Rev. Brasil. Bot. 22(2):259-265.

ROMERO, R. & MARTINS, A.B. 2002. Melastomataceae do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. Rev. Brasil. Bot. 25(1):19-24.

SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Padua, org.). Editora UFPR/, Fundação o Boticário de Proteção a Natureza, Curitiba. p.19-41.

SCOLFORO, J.R.S. 1993. Inventário florestal. Escola Superior de Agricultura de Lavras, Lavras.

SILVA, L.O., COSTA, D.A., SANTO FILHO, K.E., FERREIRA, H.D. & BRANDÃO, D. 2002. Levantamento fitossociológico em duas áreas de cerrado *sensu strictu* no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. Acta Bot. Bras. 16(1):43-53.

SIMON, M.F. & PROENÇA, C. 2000. Phytogeographic patters of *Mimosa* (Mimosoidea, Leguminosae) in the *Cerrado* biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? Biol. Conserv. 96(3):279-296.

VITTA, F.A. 2002. Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. In Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil (E.L. Araújo, A.N. Moura; E.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari, & J.M.T. Carneiro, eds.). Imprensa Universitária - UFRPE, Recife, p.90-94.

WALTER, B.M.T. 2006. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

Recebido em 07/04/09
Versão reformulada recebida em 07/06/10
Publicado em 21/06/10

Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment

Mauricio Cantor[1,3], Letícia Andrade Ferreira[2], Wesley Rodrigues Silva[1] & Eleonore Zulnara Freire Setz[1]

[1]Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP,
CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil, www.unicamp.br
[2]Instituto de Matemática, Estatística e Computação Científica,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP,
CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil, www.unicamp.br
[3]Corresponding author: Mauricio Cantor, e-mail: m.cantor@ymail.com

CANTOR, M., FERREIRA, L.A., SILVA, W.R. & SETZ, E.Z.F. **Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn00610022010.

Abstract: Urban forests are usually isolated and highly disturbed, however they are important shelters for tolerant animal species. Their food habits expose the different ecological roles these animals perform in the habitat. We analyzed the contribution of *Didelphis albiventris* Lund (1840), as a seed disperser, to the vegetation renewal of an urban forest fragment, describing its frugivorous diet and testing the viability of ingested seeds. Both male and female of white-eared opossum included a vast variety of items in their diet, mainly invertebrates and fruits. Fruits were consumed during all year round and seasonality was not observed. The majority of consumed fruits was from pioneer plant species, which is common in disturbed areas, in accordance to the opossum's opportunistic habits. The viability of ingested seeds, evaluated by linear logistic regression models applied to data from germination tests, was different of the seeds collected directly from ripe fruits; it varied among species, maybe due to the intrinsic characteristics of plant species. As a highly generalist species, *D. albiventris* can inhabit disturbed environments and then disperse seeds from pioneer plants, where the vegetation must be restored. It is crucial that this process does not depend only on the specialist frugivores, which are frequently absent in urban forest fragments. Therefore, the presence of generalist species of secondary environments has its importance emphasized.
Keywords: *Didelphimorphia, seed dispersal, seed germination, forest restoration, remnant forest, Didelphis albiventris.*

CANTOR, M., FERREIRA, L.A., SILVA, W.R & SETZ, E.Z.F. **Potencial dispersão de sementes por *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) em ambiente altamente perturbado**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00610022010.

Resumo: Florestas urbanas são geralmente isoladas e altamente degradadas; contudo são importantes abrigos para espécies de animais tolerantes. Os hábitos alimentares destes animais explicitam os diferentes papéis ecológicos que eles desempenham no hábitat. Nós analisamos a contribuição de *Didelphis albiventris* Lund (1840) como dispersor de sementes para a regeneração da vegetação de um fragmento florestal urbano. Para isso, descrevemos sua dieta frugívora e testamos a viabilidade das sementes por ele ingeridas. Tanto machos quanto fêmeas de gambá-de-orelha-branca incluiram uma grande variedade de itens alimentares na dieta, principalmente invertebrados e frutos. Frutos foram consumidos durante todo o ano e a sazonalidade não foi observada. A maioria das sementes defecadas era proveniente de plantas pioneiras, comuns em ambientes perturbados, o que concorda com seu hábito oportunista. A viabilidade das sementes ingeridas, verificada mediante modelos de regressão logística linear aplicada a dados de testes de germinação, foi diferente das sementes obtidas de frutos maduros e variou entre espécies, talvez devido a características intrínsecas da planta. Enquanto uma espécie generalista, *D. albiventris* é capaz de habitar ambientes perturbados, e dispersar as sementes de plantas de estágio inicial de sucessão, onde a vegetação necessita ser restaurada. É essencial que este processo não dependa exclusivamente de frugívoros especialistas, que na maioria das vezes estão ausentes nos fragmentos florestais urbanos. Consequentemente, a presença de espécies generalistas de ambientes secundários tem sua importância enfatizada.
Palavras-chave: *Didelphimorphia, dispersão de sementes, germinação, restauração florestal, remanescente florestal, Didelphis albiventris.*

Introduction

Alteration and depletion of natural habitats cause major consequences for biological communities, such as the extinction of species and fragmentation of native vegetation (Shafer 1990). The results of this rough process are small and isolated areas which are often in high level of disturbance. Small reserves continue to provide an important niche in strategies for conservation (Shafer 1990) and the need of their restoration is as great as the protected areas, because they serve as shelter for many species that tolerate human disturbance and have relatively small home ranges (Schelhas & Greenberg 1996).

South American didelphid marsupials are nocturnal and solitary small mammals whose food habit is often reported as frugivorous-omnivorous, consuming invertebrates, small vertebrates and fruits (Emmons & Feer 1990). As they present a generalist diet and accept a great variability of food items, an opportunistic habit is suggested as general characteristic of the group (Streilein 1982b, Santori et al. 1995, Martins & Bonato 2004). Although important in intermediate trophic levels as top predator`s prey (Facure & Giaretta 1996, Aragona & Setz 2001), these marsupials can also play other ecological roles, acting as predators of vertebrates (e.g. Oliveira & Santori 1999, Rollins & Carroll 2001), opportunistic gummivores (Aléssio et al. 2005), pollinators (Steiner 1981) and seed dispersers of the fruits they consume (e.g. Atramentowicz 1988, Cáceres et al. 2002, Cáceres 2004).

Seed dispersal is the result of mutualistic interaction between plants and animals that eat fleshy and nutritive fruits, which contain from one to several seeds (Van der Pijl 1982). The reward for the plant is the fitness increase, either by removing seeds from the environment of high mortality to which they are exposed near the parent plant - due to the high competition for local resources and intense predation by insects and rodents (Janzen 1970, Connell 1971, Howe et al. 1985) – and the conquest of new environments conducive to germination (Fleming & Sosa, 1994, Howe 1993). In a broader view, multi-specific networks can be drawn using this interaction, in which large assemblages of specialists and generalists - plants and animals - have been co-evolutionarily molded through time, and whose implications for the persistence of biodiversity have been recently addressed (for a review, see Bascompte & Jordano 2007).

The white-eared opossum, *Didelphis albiventris* Lund (1840), is a widespread opossum which occupies a broad niche and is found in a continuous set of open and deciduous forest formations (Cerqueira 1985), from Colombia to central Argentina (Emmons & Feer 1990). Urban areas and disturbed environments are also frequent habitats of this marsupial (Fonseca et al. 1982). In these habitats, where forest regeneration is especially required, this didelphid may play a significant role in the reforestation process, by dispersing the seeds of the consumed fruits.

In order to test the hypothesis of *D. albiventris* participating in the seed dispersal of disturbed environments, we performed an experiment to investigate its frugivorous diet and the germination probability of consumed seeds from an urban forest fragment. We, therefore, addressed the following questions: 1) which plant species from a highly disturbed area does the opossum include in its diet? 2) For each plant species, is the germination success of ingested seeds similar to the non-ingested seeds? and 3) Which is its' contribution as a seed disperser in small urban fragments?

Material and Methods

1. Study area

The study area covered the Ecologic Park Professor Hermógenes de Freitas Leitão Filho (13.44 ha) and includes a 1.24 ha secondary swamp forest fragment around an artificial dam, in a region of tropical seasonal semideciduous forest. It is located in Campinas city, SP, in Southeastern Brazil. There are two slightly defined seasons: one is a little colder and dry (from April to September) and the other, hotter and wet (from October to March) (CEPAGRI 2009).

2. Sampling design and data collection

We sampled the marsupials along a 1600 m transect around the dam, using a set of 100 Young live traps (40 × 20 × 20 cm), with the bottom covered with cardboard to collect the scats. Every 40 m there was a trap on the floor and one in understory (1.6 to 2 m high) and, in every 80 m there was a trap placed in the canopy, about 5 m above ground. During 12 months (November, 2006 to November, 2007) we performed sampling of 3 consecutive nights per month. We baited the traps with a mass of bananas, cornmeal, peanut butter, vanilla essence and fish liver oil, supported on a slice of manioc. The traps were checked in the morning of the following days and, if necessary, rebaited.

When an animal was caught, we recorded its sex and age, marked with numbered metal ear tags and released in the same location. Individuals with three and four erupted molar teeth were considered adults (modified from Graipel et al. 2006). The fecal samples were collected to infer the diet. They were dissolved in tap water, filtered with a sieve of 1mm, dried and analyzed with a magnifying glass. We recorded the presence of arthropods (chitin and keratin structures), mollusks (calcareous remains from shells), mammals (hair), birds (feathers and/or beak remains), fishes (scales) and fruits (presence of seeds, fiber and/or peel). Mammal hair was compared with opossum's to ensure that it was not from self-cleaning. Scales were compared with those of reptiles and all of them came from fish.

We washed, counted and identified the seeds, based on the surveys of local flora (Santin 1999, Morita & Tamashiro, unpublished data) and a reference collection, obtained by monthly collections of fruit of the region. We performed two germination treatments: one with the seeds found in the fecal samples (Fecal Treatment) and another with the seeds from the collection of reference (Control), in a similar number of seeds for each one (sometimes it was hard to find fresh fruits in the park). For each species, we used seeds from more than one ripe fruit, collected preferentially on the ground, but also from the plant. Before the experiment, we treated all the seeds with fungicide Micostatin® and a 4% solution of Sodium Hypochlorite to avoid fungus attacking the seeds. Seeds were placed in closed Petri dishes containing a humid absorbent paper, and under natural light conditions, simulating a gap in the canopy. We checked the moisture and germination every two days up to a maximum duration of 60 days. We consider a seed germinated when there was protrusion of the hipocotile-radicular axis.

3. Data analysis

Differences on diet items between sex and seasons were evaluated applying Chi-square test of homogeneity. Seasonal variation in the number of fruit species consumed by adult individuals was tested by one-way ANOVA on square-root transformed data. Chi-square test of homogeneity was used to verify the proportion of germinated seeds of Control and Fecal Treatments for all seeds together, while Pearson's Chi-square was applied for each species of the five most commonly found in fecal samples.

In order to model the probability of seed germination, we performed a linear logistic regression analysis (Agresti 2002). Since the germination probability could be influenced by the passage through the gut and by the intrinsic characteristics of the plant species, we developed models taking into account the influence of germination treatment and the different seed species. We first built a complete model with 10 parameters, in which *Psidium guajava* and

the Control treatment were arbitrarily chosen as references. Among these parameters, one account for the germination probability of the references, while the other parameters considered the effect of the experimental treatments (Fecal Treatment and Control), the effect of plant species (the five most consumed) and the interaction between these two factors. We created other reduced models by removing covariates of the non-significant parameters. The residual test was performed to verify if the chosen model fitted the data. The parameters of the chosen model were therefore estimated and, to achieve a better scaling for interpreting the results, the odds ratios were calculated to estimate the germination probability of a determined seed species under one of the treatments in relation to the other species and treatments. An odd of an event (i.e. seed germination) is the probability of the event occurring divided by the probability that the event does not occur. In this case, it was calculated by the exponent of the parameter estimates.

The analyses were performed using SPSS 13.0, SAS and Minitab software, considering a significance level of 0.05.

Results

From a sampling effort of 2,868 trap-nights, 226 captures of *Didelphis albiventris*, including 57 recaptures, were analyzed (135 females, 65 males), and 222 fecal samples were obtained.

1. Diet composition

The diet of the study species was composed mainly of invertebrates (34.9% Arthropoda; 7.8% Molusca) and fruits (28.8%), followed by vertebrates (10.5% mammal; 10.8% bird; 7.2% fish). Males and females showed similar diet composition ($x^2 = 41.39$, $df = 5$, $p = 0.530$). Except for the fruits, adults presented differences on the diet composition between the two seasons ($x^2 = 144.916$, $df = 5$, $p = 0.013$).

2. Fruit consumption

Consumption of 37 species of plants was recorded: seeds from 21 identified different fruits and from nine unidentified fruits, vestiges of four plant species of fruits with large seeds (Table1) and three species of flowers (*Inga marginata* Willd., *Inga fagifolia* G. Don and *Eucalyptus* sp. L'Hér.). The total number of seeds was 3,868 - varying from one to 566 seeds per fecal sample. Seeds length ranged from 0.5 to 13.3 mm. Small seeds were more frequent; some specimens of large seeds (> 6.0 mm) were chewed. During the dry season, 25 fruit species were consumed, while 21 were consumed during the rainy. There was no difference in fruit richness consumption among adult individuals ($F = 0.247$, $p = 0.621$). Some species of fruits were consumed during a period of at least eight months (Table 1).

3. Germination

Seeds of the five most commonly found plant species in the feces (n = 3,578) were utilized in the two treatments of the germination tests (mean ± SD number of seeds per Petri dish): *Morus nigra* L. ($\bar{x}$ = 67.37 ± 125.48); *Psidium guajava* L. ($\bar{x}$= 13.43 ± 27.32), *Piper amalago* L. ($\bar{x}$ = 15.14 ± 23.23), *Passiflora edulis* Sims ($\bar{x}$ = 15.89 ± 56.5) and *Cecropia pachystachya* Trécul ($\bar{x}$= 12.76 ± 37.74).

We applied a reduced linear logistic regression model, by removing two non-significant parameters (increase in log odds by *C. pachystachya*; and the interaction between *M. nigra* and the germination test treatments). The residual test indicate that this model fitted to the data ($x^2 = 4.58$, $p = 0.101$).

The proportion of all germinated seeds from Control was different from the proportion of all germinated seeds from Fecal Treatment ($x^2 = 160.28$, $df = 5$, $p < 0.001$). Specifically, the trees *C. pachystachy*a Trécul ($x^2 = 29.39$, $p < 0.001$), *M. nigra* L. ($x^2 = 62.24$, $p < 0.001$) and *P. guajava* L. ($x^2 = 145.56$, $p < 0.001$) presented a 4.84 times higher probability of germination in Control (odds ratio = 4.84). The liana *P. edulis* Sims ($x^2 = 0.07$, $p = 0.793$) and the shrub *P. amalago* L. ($x^2 = 1.59$, $p = 0.207$) presented the same proportion of germinated seeds in both tests (Table 2). In Control, *C. pachystachya* Trécul was the most likely species to germinate, followed by *P. guajava* L., *P. amalago* L. and *M. nigra* L., respectively. In Fecal Treatments, *C. pachystachya* Trécul and *M. nigra* L. presented the same probability of germination as *P. guajava* L., which was 21.3 times more than *P. edulis* Sims and half as likely than *P. amalago* L. (Table 3).

Discussion

The food habits of a species can reflect the different ecological roles that it performs in its habitat. The consumption of a wide variety of plant species and the frequent presence of seeds, with some level of germination viability, in the feces of *Didelphis albiventris* are good indicators of its participation as seed disperser.

The white-eared opossum feeds on fruit in an opportunistic manner (Charles-Dominique et al. 1981, Cáceres & Monteiro-Filho 2001, Cáceres 2002), using a nomad foraging strategy (Streilein 1982b, Monteiro-Filho 1987). Previous studies pointed out 18 genera and 22 fruit plant species composing the *D. albiventris*' Lund (1840) diet (see Cáceres 2006). We found vestiges of only seven of those genera, but of at least 16 additional species, which reinforces its generalist feeding habit (Streilein 1982b, Santori et al. 1995, Martins & Bonato 2004). These habits allow both adults and young to include in their diet those and several other food items according to their availability. Three of the most consumed plant genera by this population are among the five genera considered as omnipresent in first succession stages in Neotropical forests (*Piper* L., *Cecropia* Loefl., *Solanum* L., *Trema* Lour. and *Urera* Gaudich.), which also present endozoochorous syndrome (Vázquez-Yanes 1979).

Seasonality in the diet is documented for some marsupial species (Julien-Laferrièrie & Atramentowicz 1990, Santori et al. 1995, Leiner & Silva 2007) and *D. albiventris* as well: arthropods and endotermic vertebrates were more frequently consumed during the dry season while invertebrates, fruits and reptiles were consumed by the young during the rainy season (Streilein 1982a, Cáceres 2002). As the tropical and subtropical forests show seasonal patterns of fructification (Smithe 1970, Charles-Dominique et al. 1981) the same would be expected in fruit consumption (Cáceres et al. 2002). No seasonality in adult frugivory in this population may be due to the continuous fructification of zoochorous plants in our region and due to the prolonged fruiting (between six and eight months) (Table 1) of the most consumed species, except for *M. nigra.* Morellato (1991), studying 106 species of trees, shrubs and lianas with zoochorous syndrome in the vicinity of our study area, found a non-seasonal pattern of fructification, except for a slight increase of species with fruits in the wetter months.

One important advantage of the frugivory for plants is the increase in seed germination rate (Van der Pijl 1982). High germinability is necessary to maximize the reproductive success and seedling recruitment (Harper 1977). In general, passage through the gut of a vertebrate causes the ingested seeds to germinate in higher number and in less time than non-ingested seeds (Traveset & Verdú 2002). There are at least three mechanisms responsible for this situation: the removal of pulp that could reduce or prevent germination (Barnea et al. 1991, Meyer & Witmer 1998); the mechanical or chemical seed-coat scarification in the vertebrate gut; or the consequent fertilization by the fecal matter (Traveset et al. 2001, but see Meyer & Witmer

Table 1. Total frequency of fruit consumption in *Didelphis albiventris'* diet, largest seed size and phenology of plants (period of occurrence of fruits in the study area) based on occurrence of seeds on fecal samples collected between November 2006 and October 2007.

Tabela 1. Frequencia total de consumo de frutos na dieta de *Didelphis albiventris*, maior comprimento de semente e fenologia das plantas (período de ocorrência dos frutos na área de estudo) baseados na ocorrência de sementes nas amostras de fezes coletadas entre Novembro de 2006 e Outubro de 2007.

Species	Family	Frequency (%)	Seed size (mm)	Phenology
Morus nigra L.	MORACEAE	47.21	2.0	Sept.-Oct.
Psidium guajava L.	MYRTACEAE	16.31	3.0	Dec.-Mar, Aug.-Sept.
Piper amalago L.	PIPERACEAE	14.48	0.8	Nov.-May
Passiflora edulis Sims[1]	PASSIFLORACEAE	10.57	6.5	Jan.-Sept.
Cecropia pachystachya Trécul	CECROPIACEAE	6.95	2.0	Nov.-May
Brachiaria decumbens Stapf	POACEAE	0.88	2.6	Mar-Aug.
Solanum sp. L.	SOLANACEAE	0.39	1.6	Apr.-June
Hovenia dulcis Thunb.	RHAMNACEAE	0.34	4.0	Apr.-June
Turnera ulmifolia L.	TURNERACEAE	0.21	2.6	Feb.-June
Leucaena leucocephala (Lam) de Wit[2]	FABACEAE	0.13	8.8	Feb.-June and Nov.
Solanum aculeatissimum Jacq.	SOLANACEAE	0.10	1.2	Nov.-June
Amaranthus hybridus L.	AMARANTHACEAE	0.08	1.9	Feb. and July
Cyperus sp. L.	CYPERACEAE	0.08	3.2	Apr.-Aug.
Polygonum sp. L.	POLYGONACEAE	0.05	3.0	June
Stylosanthes sp. Sw.	FABACEAE	0.05	2.1	June
Carica papaya L.	CARICACEAE	0.03	6.0	June
Luziola sp. Juss.	POACEAE	0.03	2.0	May
Paspalum sp. L.	POACEAE	0.03	1.1	May
Sapindus saponaria L.	SAPINDACEAE	0.03	13.3	Mar
Sida sp. L.	MALVACEAE	0.03	2.0	Aug.
Unidentified (9 morphospecies)	-	1.99	-	-
Eriobotrya japonica (Thunb.) Lindl.[3]	ROSACEAE	Vestige	25.0	May-June
Spondias mombin L.[3]	ANACARDIACEAE	Vestige	23.0	Mar
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman[3]	ARECACEAE	Vestige	35.0	Jan-May
Terminalia catappa L.[3]	COMBRETACEAE	Vestige	60.0	May-June
Muntingia calabura L.[4]	MUNTINGIACEAE	-	0.5	Mar

[1]Species which seeds were also found chewed; [2]Probable accidental ingestion, due to the large quantity of seed observed in the ground; [3]Presence of fiber and peel, but not seeds; [4]Seeds obtained from intestinal content in necropsy of marked animal that was hit by a car.
[1]Espécies cujas sementes também foram encontradas mastigadas. [2]Provável ingestão acidental, devido a grande quantidade de sementes observadas no solo da área de estudo; [3]Presença de fibras e casca, mas não sementes; [4]Sementes obtidas de conteúdo intestinal a partir de necrópsia de animal marcado e encontrado atropelado.

Table 2. Results of germination tests of the most abundant seeds from fecal samples of *Didelphis albiventris* (Fecal Treatment) and from fresh fruits collected in the study area (Control). Asterisks indicate differences at $p < 0.001$ by Pearson's Chi-square (see text for further details).

Tabela 2. Resultados dos testes de germinação das espécies de semente mais abundantes encontradas em amostras fecais de *Didelphis albiventris* (Tratamento Fecal) e obtidas de frutos coletados na área de estudo (Controle). Asteriscos indicam diferenças significativas ($p < 0.001$) pelo teste de qui-quadrado de Pearson (mais detalhes no texto).

Plant species	Life-form	Control		Fecal treatment	
		Tested seeds	Germination (%)	Tested seeds	Germination (%)
Cecropia pachystachya Trécul	Tree	257	87.94	261	68.20*
Psidium guajava L.	Tree	503	87.08	579	53.02*
Passiflora edulis Sims	Liana	306	4.90	412	5.34
Piper amalago L.	Shrub	423	74.70	507	71.01
Morus nigra L.	Tree	137	34.31	1,819	11.05*

Table 3. Summary of results of odds ratio, indicating how many times a seed species from fresh fruit collected in the study area (Control) and found in *D. albiventris'* feces (Fecal Treatment) was more likely to germinate than the others.

Tabela 3. Sumário dos resultados da razão de *odds* indicando quantas vezes mais uma espécie de semente obtida de frutos frescos coletada na área de estudo (Controle) e encontradas nas fezes de *D. albiventris* (Tratamento Fecal) foi mais provável de germinar que as demais.

Species	Control			Fecal treatment		
	Times more likely to germinate	Than	Odds ratio	Times more likely to germinate	Than	Odds ratio
C. pachystachya Trécul	1.6	*P. guajava* L.	1.610			
	15.9	*M. nigra* L.	15.880			
	179.5	*P. edulis* Sims	179.520	21.3	*P. edulis* Sims	0.047
	3.1	*P. amalago* L.	3.130			
P. guajava L.	9.9	*M. nigra* L.	0.101			
	111.1	*P. edulis* Sims	0.009	21.3	*P. edulis* Sims	0.047
	2.0	*P. amalago* L.	0.512			
P. amalago L.	5.0	*M. nigra* L.	0.200	2.0	*C. pachystachya* Trécul	2.030
	50.0	*P. edulis* Sims	0.020	2.0	*M. nigra* L.	2.030
				2.0	*P. guajava* L.	2.030
M. nigra L.	11.3	*P. edulis* Sims	11.310	21.3	*P. edulis* Sims	0.047

1998). Although we have not found evidences of scarification, all of the seeds expelled by the white-eared opossum showed no pulp residuals at the same time that they were obviously involved by fecal matter.

Nevertheless, increasing germination rates is far from a general rule. Several intrinsic plant or frugivore variables can influence seed response to the passage through the digestive tract, such as fruit type, seed size, plant life-form, climatic zone where the plant occurs, habitat type, experimental condition, and frugivore taxa (Traveset & Verdú 2002). Some of these variables can explain the observed differences on germination probabilities between and within the treatments of our tests. All the species had fleshy fruits with small seeds (up to 6.5 mm), but different life-forms. Although generally germinating more than shrubs and herbs (Traveset 1998), we found that tree seeds were negatively affected by the gut treatment. Seed size may also interfere. Small seeds are consumed and transported by more species (small and larger marsupials, such as *Micoureus* spp. Lesson (1842) and *Didelphis* spp., respectively– Cáceres 2006), but are often retained for longer periods in the gut than larger seeds (e.g. Izhaki et al. 1995). Seed germination success decreases as retention time increases (Murray et al. 1994), which may explain low germination frequency of small consumed seeds (Traveset & Verdú 2002) in this study. Germination tests conducted in Petri dishes (used in this study) are also intermediate to detect differences between natural habitats and greenhouses. Finally, birds (e.g. Meyer & Witmer 1998) and bats (e.g. Mello et al. 2008) showed more positive effect on germination increase than reptiles or non-flying mammals, such as white-eared opossums.

The capacity of defecating viable seeds has been attributed to the white-eared opossum (Cáceres 2002). Didelphids mastication behavior (Monteiro-Filho 1987, Cáceres & Monteiro-Filho 2000) and gastric acids rarely damage or affect the germination of defecated seeds (Cáceres & Monteiro-Filho 2007). This viability is usually suggested by percentage of germination of seeds from feces (Cáceres & Monteiro-Filho 2000, Cáceres 2002, 2004). If we utilize the categories of germination frequency used by Cáceres & Monteiro-Filho (2000), which consider low frequencies those until 33%, the germination success of three of five species that we tested can be considered as moderate and high (cf. Grelle & Garcia 1999, Cáceres & Monteiro-Filho 2001, Cáceres 2002). However, the passage through the gut is not a pre requisite to germination success. A more careful look to the germination probabilities can reveal that, depending on the plant species, some ingested seeds may germinate less than the non-consumed ones.

On the other hand, fruit consumption and seed transport over great distances (e.g. Bodmer 1991) may be an important contribution to the increase in offspring survival (Jansen et al. 2008). Seeds fallen away from the high seed-density area near the parent trees have an increased chance for survival than seeds underneath them. This occurs due to the transfer of the offspring towards low predation and parasitism habitats ("predator escape" Janzen-Connell model, revised in Clark, D.A. & Clark, D.B. 1984) and due to the conquest of microsites with greater establishment probability ("colonization", Howe & Smallwood 1982). Opossums participate efficiently in this seeding process (e.g. Grelle & Garcia 1999), because the excretion of seeds can occur during a period of 24 hours (Cáceres & Monteiro-Filho 2007). Since didelphids are more generalists in habitat occupation than other marsupials (e.g. Alho 2005), they are able to move more frequently in gaps and forest edges and, thus, defecating in more suitable microenvironments for pioneer plants (Medellín 1994, Cáceres et al. 1999, Cáceres 2006). Although the deposition site may not be favorable, the opossums contribute to the seed rain, which is vital for the soil seed bank. Since the majority of ingested seeds present dormancy (between six and 12 months - Cáceres & Monteiro-Filho 2007), the germination can be delayed (Cáceres 2002) to when more suitable conditions occur.

Moreover, as habitat generalists, *D. albiventris* and other opossums are able to live in high densities in small anthropized areas (Fonseca & Robinson 1990) and to travel in fragmented landscapes (Pires et al. 2002). Thus, opossums may be able to transport seeds from forests to urban areas (e.g. Cordero & Nicolas 1992, Cáceres & Monteiro-Filho 2000, 2001), which make them important to

the natural vegetal regeneration in a mosaic of habitats. As seed dispersers, they may contribute to alleviating the isolation of urban fragments, connecting the reminiscent forest and promoting gene flow (e.g. Mares & Ernest 1995, Alho 2005). Therefore, opossums have been considered as management tools for forest regeneration (Cáceres & Monteiro-Filho 2007).

In conclusion, because of their high vagility (e.g. Sunquist et al. 1987), the great variability of habitats that they inhabit, the fruits they consume, and their capability to transport seeds to appropriate microenvironments, *D. albiventris* and the other didelphids can be considered potential seed dispersers (Wiseman & Hendrickson 1950, Medellín 1994, Cáceres et al. 1999, Cáceres & Monteiro-Filho 2000). Even when not all ingested seeds germinate as frequently as the non-ingested ones, white-eared opossums feed especially on fruits with small seeds, which are swallowed intact and, depending on the species an expressive proportion of them (up to 71%) remain viable after defecation. In disturbed forest fragments, vegetation regeneration is a critical process so the high tolerance to urbanization and the inclusion of plant typically of first-succession stages in its diet indicates the participation of this marsupial in the natural reforestation process. It is important that the vegetation renewal does not depend only on the specialist frugivores, which most times are absent in the forest fragments that must be restored (Estrada et al. 1984). The presence of generalist species of secondary environments becomes, therefore, valuable.

Acknowledgements

We are in debt with Jorge Tamashiro, who identified the most part of the seeds, André de Marco, who helped a lot sorting seeds and performing several germination tests, and João Semir, who identified some exsicates. We would like to thank Mariana Vedovello for separating animal vestiges from the samples; Clara Piccinini, Denise Gaspar, Michelle V.S. dos Santos, Camila Castilho, André de Marco for the help in the field; SUCEN team (Celso, Savina, Olga, Cida and Chico) for helping during captures; Michelle V. S. dos Santos for preparing the fecal samples; Hildete Prisco Pinheiro for help with the data analysis; José R. Trigo for important discussions; Michelle Borsz and Maria Cecília Magnani-Prince for proofreading the manuscript; and the two anonymous referees whose suggestions improved the article. M.C. received a SAE/UNICAMP research scholarship funding during field work season.

References

AGRESTI, A. 2002. Categorical Data Analysis. John Wiley & Sons, Hoboken, 734p.

ALÉSSIO, F.M., PONTES, A.R.M. & SILVA, V.L. 2005. Feeding by *Didelphis albiventris* on tree gum in the Northeastern Atlantic Forest of Brazil. Mastozool. Neotrop. 12(1):53-56.

ALHO, C.J.R. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. Arq. Mus. Nac. 63(1):41-48.

ARAGONA, M. & SETZ, E.Z.F. 2001. Diet of the maned wolf, Chrysocyon brachyurus (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. J. Zool. 254(1):131-136.

ATRAMENTOWICZ, M. 1988. La frugivorie opportuniste de trios marsupiaux didelphidés de Guyane. Rev. Ecol. (Terre Vie) 43(1):47-57.

BARNEA, A., YOM-TOV, Y. & FRIEDMAN, J. 1991. Does ingestion by birds affect seed germination? Funct. Ecol. 5(3):394-402.

BASCOMPTE, J. & JORDANO, P. 2007. Plant-Animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 38:567-593.

BODMER, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. Biotropica 23(3):255-261.

CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2000. The commom opossum, *Didelphis aurita*, as a seed disperser of several plants in southern Brazil. Ciênc. Cult. 52:41-44.

CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 36(1):85-92.

CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2007. Germination in Seed Species Ingested by Opossums: Implications for Seed Dispersal and Forest Conservation. Braz. Arch. Biol. Techol. 50(6):921-928.

CÁCERES, N.C. 2002. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, Didelphis albiventris, in the southern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 37(2):97-104.

CÁCERES, N.C. 2004. Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southern Brazil. Mamm. Biol. 69(6):430-433.

CÁCERES, N.C. 2006. O papel de marsupiais na dispersão de sementes. In Os marsupiais do Brasil – Biología, Ecologia e Evolução (N.C. Cáceres & E.L.A. Monteiro-Filho, eds.). Editora UFMS, Campo Grande, p. 255-269.

CÁCERES, N.C., DITTRICH, V.A.O. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1999. Fruit consumption, distance of seed dispersal and germination of Solanaceous plants ingested by the common opossum (*Didelphis aurita*) in Southern Brazil. Rev. Ecol. (Terre Vie) 54(3):255-234.

CÁCERES, N.C., GHIZONI Jr., I.R. & GRAIPEL, M.E. 2002. Diet of two marsupials, Lutreolina crassicaudata and Micoureus demerarae, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. Mammalia 66(3):331-340.

Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura - CEPAGRI. 2009. http://orion.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-de-campinas.html (último acesso em 18/03/2009).

CERQUEIRA, R. 1985. The distribution of Didelphis in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). J. Biogeogr. 12:135-145.

CHARLES-DOMINIQUE, P., ATRAMENTOWICZ, M., CHARLES-DOMINIQUE, M., GÉRARD, H., HLADIK, A., HLADIK, C.M. &PRÉVOST, M.F. 1981. Les mammiferes frugivores arboricoles nocturnes d'une Forest guyanaise: interrelations plantes-animaux. Rev. Ecol. (Terre Vie) 35:341-435.

CLARK, D.A. & CLARK, D.B. 1984. Spacing dynamics of a tropical rainforest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. Am. Nat. 124(6):769-788.

CONNEL, J.H. 1971. On the role of natural enemies in prevent competitive exclusion in some marine animals and rainforest trees. In Dynamic of populations (P.J. Den Boer & G.R. Gradwell, eds.). Pudoc, Wageningen, p. 289-312.

CORDERO, G.A. & NICOLAS, R.A. 1992. Comparicion de la dieta del rabipelado (Didelphis marsupialis) em ambientes naturales y urbanos em Venezuela. Acta Cient. Venez. 43:159-163.

EMMONS, L.H. & FEER, F. 1990. Neotropical Rainforest Mammal: a Field Guide. The University of Chicago Press, Chicago, 295p.

ESTRADA, A., COATES-ESTRADA, R. & VÁZQUEZ-YANEZ, C. 1984. Observations on gruiting and dispersers of Cecropia obtusifolia at Los Tuxtlas, Mexico. Biotropica 16(4):315-318.

FACURE, K.G. & GIARETTA, A.A. 1996. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. Mammalia 60(3):499-502.

FLEMING, T.H. & SOSA, V.J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. J. Mamm. 75(4):845-851.

FONSECA, G.A.B. & ROBINSON, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. Biol. Conserv. 53(4):265-294.

FONSECA, G.A.B., REDFORD, K.H., PEREIRA, L.A. 1982. Notes on Didelphis albiventris (Lund, 1841) of Central Brazil. Ciênc. Cult. 34(10):1359-1362.

GRAIPEL, M.E., CHEREM, J.J., MONTEIRO-FILHO, E.L.A. & GLOCK, L. 2006. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. Mastozool. Neotrop. 13(1):31-49.

GRELLE, C.E.V. & GARCIA, Q.S. 1999. Potential dispersal of Cecropia hololeuca by the common opossum (Didelphis aurita) in Atlantic Forest, Southeastern Brazil. Rev. Ecol. (Terre Vie) 54:327-332.

HARPER, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, London, 892p.

HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 13:201-228.

HOWE, H.F. 1993. Aspects of variation in a Neotropical seed dispersal system. Vegetatio 107/108:149-162.

HOWE, H.F., SCHUPP, E.W. & WESTLEY, L.C. 1985. Early consequences of seed dispersal for a Neotropical tree (Virola surinamensis). Ecology 66(3):781-791.

IZHAKI, I., KORINE, C. & ARAD, Z. 1995. The effect of bat (Rousettus aegyptiacus) dispersal on seed germination in eastern Mediterranean habitats. Oecologia 101(3):225-342.

JANSEN, P.A., BONGERS, F. & VAN DER MEER, P.J. 2008. Is farther seed dispersal better? Spatial patterns of offspring mortality in three rainforest tree species with different dispersal abilities. Ecography 31(1):43-52.

JANZEN, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. Am. Nat. 104(940):501-529.

JULIEN-LAFERRIÈRE, D. & ATRAMENTOWICZ, M. 1990. Feeding and reproduction of three didelphid marsupials in two Neotropical forests (French Guiana). Biotropica 22(4):404-415.

LEINER, N.O. & SILVA, W.R. 2007. Seasonal variation in the diet of the Brazilian slender opossum (*Marmosps paulensis*) in a montane Atlantic forest area, southeastern Brazil. J. Mamm. 88(1):158-164.

MARES, M.A. & ERNEST, K.A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. J. Mamm. 76(3):750-768.

MARTINS, E.G. & BONATO, V. 2004. On the diet of Gracilinanus microtarsus (Marsupialia: Didelphidae) in an Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. Mamm. Biol. 69(1):58-60.

MEDELLÍN, R.A. 1994. Seed dispersal of Cecropia obtusifolia by two species of opossums in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. Biotropica 26(4):400-407.

MELLO, M.A.R., KALKO, E.K.V. & SILVA, W.R. 2008. Movements of the bat Sturnira lilium and its role as a seed disperser of Solanaceae in the Brazilian Atlantic Forest. J. Trop. Ecol. 24(2):225-228.

MEYER, G.A. & WITMER, M.G. 1998. Influence of seed processing by frugivorous birds on germination success of three North American shrubs. Am. Midl. Nat. 140(1):129-139.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1987. Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de Didelphis albiventris em uma área perturbada na região de Campinas, Estado de São Paulo (Mammalia, Marsupialia). MSc. Thesis, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MORELLATO, L.P.C. 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidua do sudeste do Brasil. PhD Thesis, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MURRAY, K.G., RUSSELL, S., PICONE, C.M., WINNETT-MURRAY, K., SHERWOOD, W. & KUHLMANN, M.L. 1994. Fruit laxatives and seed passage rates in frugivores: consequences for plant reproductive success. Ecology 75(4):989-994.

OLIVEIRA, M.E. & SANTORI, R.T. 1999. Predatory behavior of the opossum Didelphis albiventris on the pitviper Bothrops jararaca. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 34(2):72-75.

PIRES, A.S., LIRA, P.K., FERNANDEZ, F.A.S., SCHITTINI, G.M. & OLIVEIRA, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. Biol. Conserv. 108(2):229-237.

ROLLINS, D. & CARROLL, J.P. 2001. Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. Wildl. Soc. Bull. 29(1):39-51.

SANTIN, D.A. 1999. A vegetação remanescente do município de Campinas, São Paulo (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística visando à conservação. PhD Thesis. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SANTORI, R.T., ASTÚA DE MORAES, D. & CERQUEIRA, R. 1995. Diet composition of Metachirus nudicaudatus and Didelphis aurita (Marsupialia: Didelphidaae) in southeastern Brazil. Mammalia 59(4):511-516.

SCHELHAS, J. & GREENBERG, R. 1996. Introduction: The value of forest patches. In Forest Patches in Tropical Landscapes (J. Schelhas & R. Goldberd, eds.). Island Press, Washington, p. 15-35.

SHAFER, C.L. 1990. Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice. Smithsonian Institution Press, Washington, 189p.

SMITHE, N. 1970. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a Neotropical Forest. Am. Nat. 104(935):25-35.

STEINER, K.E. 1981. Nectarivory and potential pollination by a Neotropical marsupial. Ann. Mo. Bot. Gard. 68(1):505-513.

STREILEIN, K.E. 1982a. The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Climate and faunal composition. Ann. Carnegie Mus. 51:79-107.

STREILEIN, K.E. 1982b. Behavior, Ecology, and Distribution of South American Marsupials. In Mammalian Biology in South America (M.A. Mares & H.H. Genoways, eds.). University of Pittsburg, Linesville, p. 231-241.

SUNQUIST, M.E., AUSTAD, S.N. & SUNQUIST, F. 1987. Movement patterns and home range patterns in the common opossum, *Didelphis marsupialis*. J. Mamm. 68(1):173-176.

TRAVESET, A. & VERDÚ, M. 2002. A Meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. In Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation (D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti, eds.). CAB International Publishing, Wallingford, p. 339-350.

TRAVESET, A. 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores` guts on germination: a review. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 1(1):151-190.

TRAVESET, A., BERMEJO, T. & WILSON, M.F. 2001. Effect of manure composition on seedling emergence and growth of two commom shrub species os southeast Alaska. Plant Ecol. 155(1):29-34.

VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer Verlag, Berlin, 214p.

VÁZQUEZ-YANES, C. 1979. Estúdios sobre ecofisiología de la germinación em uma zona cálido-húmeda de México. In Regeneración de selvas (A. Gómez-Pompa, C. Vázquez-Yanes, S. Del Amo & A. Butanda, eds.). Compania Editorial Continental SA, Mexico, p. 279-387.

WISEMAN, G.L. & HENDRICKSON, G.O. 1950. Notes on the life history and ecology of the opossum in Southeast Iowa. J. Mamm. 31(3):331-337.

Received 25/09/09
Revised 20/01/10
Accepted 12/04/10

Snake assemblage of Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP: a Cerrado remnant in Southeastern Brazil

Cybele de Oliveira Araujo[1,2,3], Décio Tadeu Corrêa Filho[2] & Ricardo Jannini Sawaya[2]

[1]Seção de Animais Silvestres, Instituto Florestal,
Rua do Horto, 931, Horto Florestal, CEP 02377-000, São Paulo, SP, Brazil
[2]Laboratório de Ecologia e Evolução, Instituto Butantan,
Av. Dr. Vital Brazil, 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brazil
[3]Corresponding author: Cybele de Oliveira Araujo, e-mail: cyaraujo@usp.br

ARAUJO, C.O., CORRÊA FILHO, D.T. & SAWAYA, R.J. **Snake assemblage of Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP: a Cerrado remnant in Southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn01410022010.

Abstract: Despite the great extension of the Cerrado and its importance for biodiversity conservation, there are still sampling gaps in this region that has shown conspicuous changes over the years due to the conversion of natural areas into pastures and plantations. Around 88.5% of the Cerrado areas in the State of the São Paulo were cleared in the last four decades and less than 0.81% of the original Cerrado vegetation remains as pristine habitats, although these areas once covered 14% of the state. We present the list of snakes that occur in the Estação Ecológica de Santa Bárbara, a remnant of Cerrado in the State of São Paulo, in addition to information on the abundance and distribution of species in the various habitats found at this location. The survey was conducted between October 2008 and March 2009 during six monthly field trips of five days each, totaling 30 sampling days. Surveys were conducted using incidental encounters (IE) and pitfall traps (PT). We recorded a total of 21 species belonging to 15 genera and six families. All species and individuals captured (18 species; 49 individuals) were found in open Cerrado formations. No individual was observed in the sampled forest habitats (cerradão and dry forest). Forested habitats occupy a relatively small portion of this protected area (12.6%). However, the higher species richness in open habitats may not be a result of limited local coverage of forests. The higher richness in interfluvial open habitats has also been recorded in other Cerrado areas. This survey is an important contribution towards enhancing our knowledge about the snake assemblage in the highly threatened Cerrado of São Paulo State. Hence, these last protected remnants in the state that still house significant areas of open Cerrado formations, such as the Estação Ecológica de Santa Bárbara, although reduced, are extremely important for the conservation of reptiles in the State of São Paulo, in Southeastern Brazil, and in the Cerrado region.
Keywords: *Squamata, snakes, Cerrado, conservation, Águas de Santa Bárbara, São Paulo, Brazil.*

ARAUJO, C.O., CORRÊA FILHO, D.T. & SAWAYA, R.J. **Serpentes da Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP: um remanescente de Cerrado do Sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn01410022010.

Resumo: Apesar da grande extensão do Cerrado no território nacional e enorme importância para a conservação da biodiversidade, ainda existem lacunas amostrais neste domínio fitogeográfico, que vem sofrendo ao longo dos anos modificações acentuadas devido à conversão de suas áreas naturais em pastagens e monoculturas. A drástica redução das áreas de Cerrado no Estado de São Paulo nas últimas quatro décadas foi da ordem 88,5%, restando menos de 0,81% da área original do Cerrado paulista, que originalmente cobria 14% da área do estado. Este estudo apresenta a lista de serpentes que ocorrem na Estação Ecológica de Santa Bárbara, um remanescente de Cerrado no Estado de São Paulo, com informações sobre a abundância e distribuição das espécies em vários hábitats presentes nesta localidade. O inventário foi realizado entre outubro de 2008 e março de 2009, em seis etapas de campo mensais de cinco dias cada, totalizando 30 dias de amostragens que foram realizadas por meio de encontros ocasionais (IE) e armadilhas de interceptação e queda (PT). Foram registradas no total 21 espécies pertencentes a 15 gêneros e seis famílias. Todas as espécies e indivíduos capturados (18 espécies; 49 indivíduos) foram encontrados em formações abertas de Cerrado. Não foi observado nenhum indivíduo nas formações florestais amostradas (cerradão e mata seca). Os hábitats florestais ocupam uma pequena porção relativa desta área protegida (12.6%). No entanto, a maior riqueza de espécies encontrada nos ambientes abertos não pode ser considerada como resultado da limitada cobertura florestal desta localidade. A maior riqueza de espécies em hábitats abertos de interflúvio já foi registrada em outras áreas de Cerrado do país. Este inventário é uma importante contribuição para a ampliação do conhecimento desta taxocenose no ameaçado Cerrado paulista. Nesse sentido, apesar de reduzidos, esses últimos remanescentes protegidos por lei no estado que ainda abrigam áreas significativas com formações abertas de Cerrado, como a Estação Ecológica de Santa Bárbara, são de extrema importância não só para a conservação dos répteis no Estado de São Paulo, mas também para o Sudeste do Brasil e domínio do Cerrado.
Palavras-chave: *Squamata, serpentes, Cerrado, conservação, Águas de Santa Bárbara, São Paulo, Brasil.*

Introduction

Brazil is one of the two richest countries in the world in terms of biodiversity, harboring two of the 34 global biodiversity hotspots for conservation priorities: the Atlantic Forest and the Cerrado (Mittermeier et al. 2004). The Cerrado region is one of the few global hotspots dominated by savanna-type vegetation. The relief include plateaus, the depressions and the plains with several phytophysiognomies (e.g., dry forest, cerradão, cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo, campo sujo, campo limpo, campo rupestre) (Ab'Sáber 2005, Fonseca et al. 1999, 2004, Ribeiro & Walter 2008). The heterogeneity of this region is reflected in its biota that was once considered poor, but has now become recognized as one of the formations with highest degree of endemism and human disturbance in the world (Colli et al. 2002, IBGE 2004).

The Cerrado region occupied originally an area of 2 million km^2 (23% of the Brazilian territory), being currently extremely threatened by agriculture and cattle-farming, responsible for most of the loss of its natural vegetation (Ratter et al. 1997, Klink & Machado 2005, Durigan & Ratter 2006, Durigan et al. 2007). Despite its large extension and huge importance for biodiversity conservation (Myers et al. 2000), only 2.2% of region are covered by strictly protected areas (Strict Nature Reserve, Wilderness Area, National Park, and Natural Monument) (Klink & Machado 2005, IUCN 2009). Recent studies have estimated from satellite images that almost 55% of the Cerrado has been destroyed and if there is no reversal in the occupancy rate, as from 2030 there will no longer be any natural areas except those inside conservation units (Machado et al. 2004).

By far, the most severely impacted region of the Cerrado is its Southernmost portion, including the São Paulo State. The reduction of the Cerrado in the State of São Paulo during the last four decades has been of 88% of the original area, replaced by sugar cane, cash crops, citrus, pasture and *Pinus* or *Eucalyptu*s plantations (Kronka et al. 2005). An intense fragmentation was observed in the Cerrado of São Paulo, and currently a total of 7.505 fragments are recorded in this state, of which, 71% are extremely small (less than 20 ha), 0.6% reach approximately 400 ha and only 0.1% reach 10,000 ha (Kronka et al. 2005). Presently, less than 0.8% of the original extent of Cerrado in São Paulo State (14%) remains as original habitats (São Paulo 1997, Kronka et al. 2005). Moreover, only 0.5% of this region is protected in conservation units in the state and all these scattered fragments are threatened by factors such as isolation, artificial fire regimes and invasion by exotic plant species (Durigan et al. 2004, 2007).

Among the various plant formations of the Cerrado, the more open phytophysiognomies such as grassland and savanna-type formations, show a greater diversity of herpetofauna (e.g., Dalmolin 2000, Sawaya 2004, Brasileiro et al. 2005, Nogueira et al. 2009). These formations are precisely those which are most likely to disappear in the state and in the Brazilian territory. Durigan et al. (2003) analyzed the vegetation cover of 86 fragments of Cerrado considered priorities for conservation in the state, and shows that cerradão is the dominant vegetation (70%), followed by riverine forest (60%) and the cerrado/dry forest ecotone (37%). Typical cerrado was found in 27% of the fragments, and campo sujo (3.5%) and cerrado ralo (8%) were rarely found. Recent studies based on data from satellite images, aerial photographs and field surveys have shown that the open Cerrado vegetation has decreased drastically over the past decades, from 16% (1962) to only 0.6% (1992) of the area occupied by Cerrado in the state (Durigan & Ratter 2006). Historically, the open Cerrado areas in the Western São Paulo State have been used for extensive cattle-raising on native vegetation which was later replaced by African grasses, causing loss of local plant diversity (Durigan & Ratter 2006).

However, although the open formations are quite endangered in the state, there are still some fragments that harbor populations of relatively rare snakes, such as *Philodryas agassizii* (Jan, 1863), *Xenodon nattereri* (Steindachner, 1867) and *Rhinocerophis itapetiningae* (Boulenger, 1907), regarded as specialized in the use of the habitat and restricted to grassland formations (Sawaya et al. 2008, Marques et al. 2006).

To date, 141 species of snakes are known for the State of São Paulo (Rossa-Feres et al. 2008), representing 38% of the snake richness in Brazil (Bérnils 2010). For the most part, studies conducted in the State of São Paulo that include information on species composition, ecology and natural history of snakes have been conducted in localities of the Altlantic Plateau, Serra do Mar, and offshore islands (e.g., Sazima & Haddad 1992, Marques 1998, Sazima 2001, Hartmann 2005, Dixo & Verdade 2006, Cicchi et al. 2007, Sena 2007, Centeno et al. 2008, Domenico 2008, Rocha et al. 2008, Condez et al. 2009).

Studies on Squamate reptile fauna in Cerrado and seasonal forests formations of the State of São Paulo are still scarce. Vanzolini (1948) provides general information about the richness, abundance and habitat use of snakes and lizards from Cerrado in the municipality of Pirassununga. Sazima & Manzani (1995) studied the ecology and natural history of snakes in a locality of seasonal semi-deciduous forest (Mata de Santa Genebra). Only three studies have been performed in Cerrado conservation units of São Paulo State: Dalmolin (2000) studied the ecology and natural history of the snake community at Estação Ecológica de Jataí and immediate vicinities, Sawaya (2004) conducted a study on the ecology, natural history and diversity of snakes in the region of the Estação Ecológica de Itirapina and Nogueira et al. (2009) conducted a study comparing lizards faunas across ten localities in the Cerrado region, including the Estação Ecológica de Santa Bárbara.

Detailed studies about the biology, distribution and conservation of snakes were conducted at some regions of the Brazil (e.g., Vitt & Vangilder 1983, Strüssmann & Sazima 1993, Bernarde & Abe 2006, Sawaya et al. 2008, Carvalho & Nogueira 1998, Strüssmann 2000, França & Araújo 2006, Colli et al. 2002, Costa et al. 2007). However, there are still considerable sampling gaps even within regions considered worldwide priorities for conservation because of the high degree of endemism and human disturbance, such as the Cerrado (Myers et al. 2000). Accordingly, inventories and monitoring of wildlife may fill important gaps about the biology of these species and the knowledge found can be used as a sound basis for developing effective management and conservation measures.

Information about habitat use of a given species is scarce in inventories on snake assemblages. Thus, the objective of this study was to provide information on the composition and habitat use of snakes in a protected area of Cerrado in São Paulo State and generate support for the management of this ecosystem and consequently the conservation of these species.

Material and Methods

1. Study area

The Estação Ecológica de Santa Bárbara (22° 46' 30" - 22° 50' 30" S and 49° 10' 30" - 49° 15' 30" W; 600-680 m in altitude) is located in the municipality of Águas de Santa Barbara, State of São Paulo, Brazil, and has a total area of 3223 ha (Figure 1). The climate is type Cwa of Köppen's classification (Köppen 1948), with average temperatures between 23 and 24 °C during the hottest month (January), and average temperatures of around

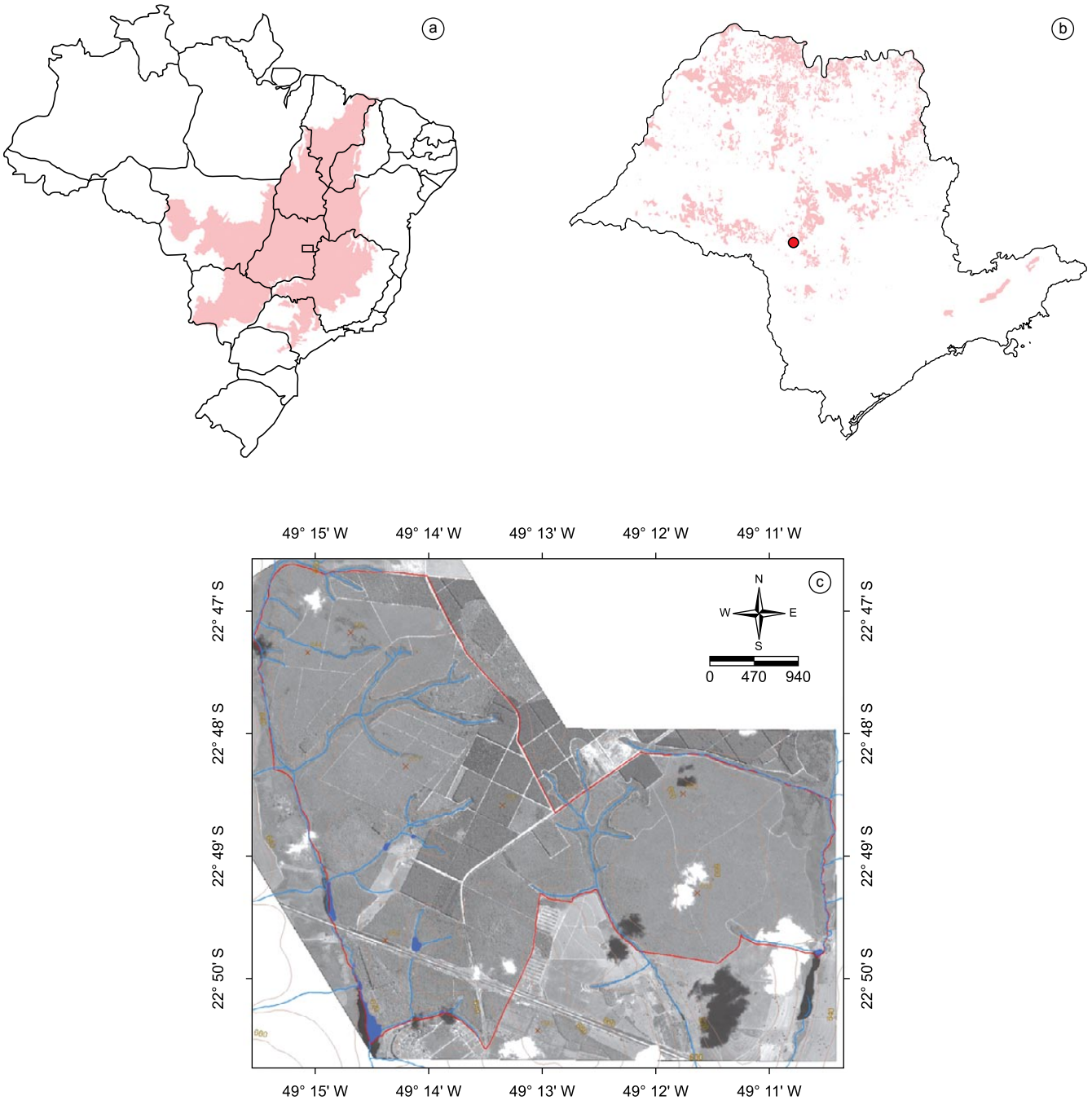


Figure 1. a) Original cover of the Cerrado in Brazil; b) original distribution of the Cerrado in the State of São Paulo and position of the Estação Ecológica de Santa Bárbara in the state; and c) aerial photograph of this protect area.

16 °C in the coldest month (July). The average annual rainfall is between 1.100 and 1.300 mm, with dry and rainy seasons (Setzer 1966). The vegetation in this ecological station consists largely of Cerrado, being composed predominantly by grassland and savanna-type formations, such as cerrado típico (34.4%), cerrado denso (10.2%), cerrado ralo (7%) and campo limpo úmido (6.5%). The natural forest physiognomies found at the site are cerradão (11.9%), gallery forest (4%), and dry forest (0.7%) (Durigan et al. in press) (Figure 2). The phytophysiognomies of this locality were classified sensu Ribeiro and Walter (2008), in which cerrado sensu stricto is subdivided into cerrado denso (predominantly arboreal vegetation with 50 to 70% canopy cover and average height between 5 and 8 m), cerrado típico (predominantly arboreal-shrub vegetation with 20 to 50% arboreal cover and average height between 3 and 6 m) and cerrado ralo (arboreal-shrub vegetation with 5 to 20% arboreal cover and average height between 2 and 3m). The campo limpo that occurs in areas where the groundwater table is close to the surface is called campo limpo úmido (Ribeiro & Walter 2008). More detailed definitions about Cerrado phytophysiognomies can

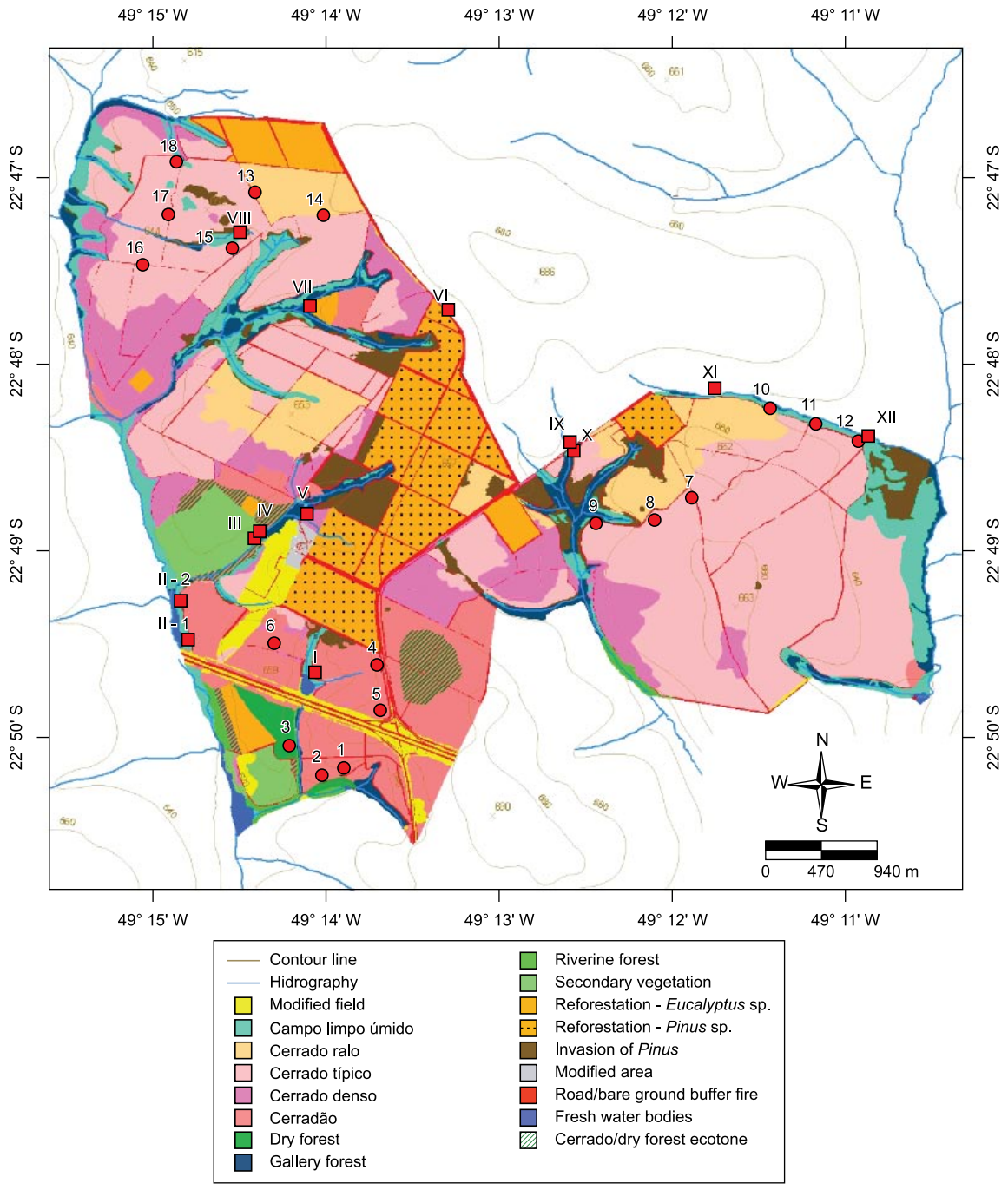


Figure 2. Phytophysiognomies of the Estação Ecológica de Santa Bárbara, State of São Paulo, Brazil and sampled areas (red dots = rows of pitfall traps; red squares = aquatic habitats) (Source: Durigan et al. in press).

be found in Oliveira-Filho and Ratter (2002), Durigan et al. (2003), and Ribeiro and Walter (2008).

2. Data collection

The snake survey was conducted between October 2008 and March 2009 during six monthly field trips of five days each, totaling 30 sampling days.

For sampling the snakes we used pitfall traps with drift-fences (Corn 1994, Cechin & Martins 2000). With the specific objective of characterizing the distribution of snake species in the different Cerrado formations of the Estação Ecológica de Santa Bárbara, rows of four 60 L plastic buckets were set up in eighteen selected areas (four physiognomies) (Figure 3) totaling 72 traps (sampling effort = 2.160 buckets/day). The geographical coordinates of the selected areas for installing the traps were obtained by GPS (Global Positioning System) (Table 1).

The method of incidental encounters (IE) was also used for recording the snake species found, alive or dead, whilst walking in the sampling areas and vicinity. Although the sampling effort is not considered, the incidental encounters method is useful for obtaining animals for records of species richness, more comprehensive lists and data of species behavior (e.g., use of habitat, diet and reproductive activity) (Martins 1994, Sawaya 2004).

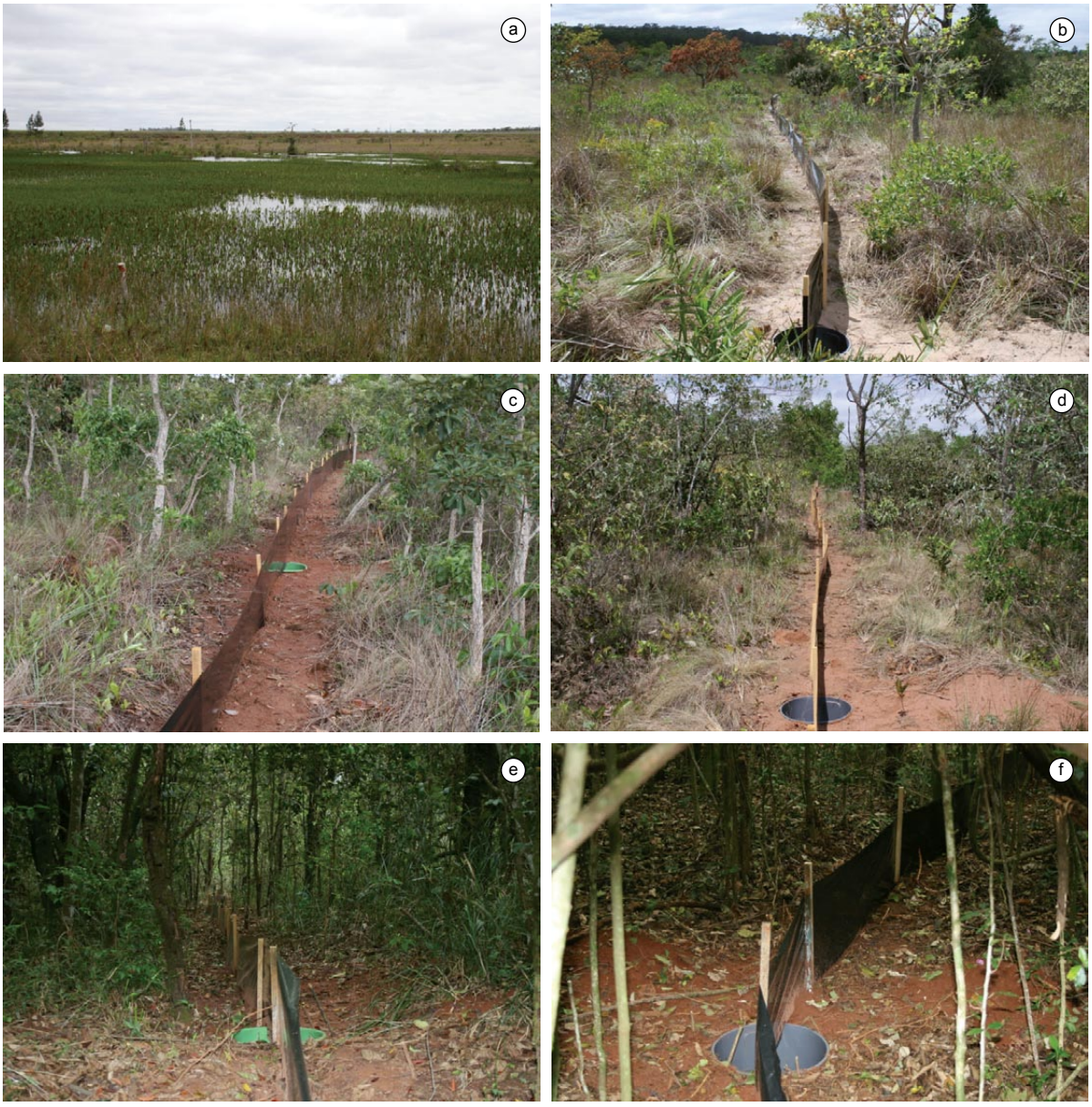


Figure 3. Rows of pitfall traps installed in the Cerrado phytophysiognomies sampled at the Estação Ecológica de Santa Bárbara, State of São Paulo, Brazil and aquatic habitat. a = campo limpo úmido; b = cerrado ralo (row 14); c = cerrado típico/cerrado ralo transition (row 10); d = cerrado típico (row 15); e = cerradão (row 5); f = dry forest (row 3).

The sampling efficiency was evaluated through a rarefaction curve (Gotelli & Colwell 2001) built with presence and absence data of species observed in the locality during the 30 sampling days (one sample = one day). The species richness was estimated by first order Jacknife (Jacknife 1). The richness estimator was selected by visual comparisons of the performance of six estimators: Chao 1 and 2; Jacknife 1 and 2; ACE and ICE (cf. Moraes et al. 2007). The curves were generated in EstimateS v. 8.2.0 with 10.000 randomizations (Colwell 2009) (Figure 4).

In addition to field samples, previous records to the municipality of Águas de Santa Bárbara were included in species list. We consulted herpetological collections in the State of São Paulo, namely Coleção Herpetológica do Instituto Butantan (IBSP) and Coleção Herpetológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Specimens collected (collection permits IBAMA/RAN 10423-1 and 13706-2) were deposited in the IBSP collection (see Appendix 1).

Results and Discussion

Twenty one species of snakes were recorded for the Estação Ecológica de Santa Bárbara and region, belonging to six families: Leptotyphlopidae, Boidae, Colubridae, Dipsadidae, Elapidae and Viperidae (Table 2, Figure 5). We captured 18 species in the field, and added to the records another three species, obtained from the Coleção Herpetológica do Instituto Butantan: *Liophis reginae* (N = 1), *Philodryas livida* (N = 1), and *Micrurus frontalis* (N = 1). Besides these three species, the IBSP collection had a single record for *Taeniophallus occipitalis*, also captured during our field sampling. The MZUSP collection had only three records of snakes

Table 1. Rows of pitfall traps installed at the Estação Ecológica de Santa Bárbara, State of São Paulo, Brazil.

Row number	Phytophysiognomy	Habitat type	Geographic coordenate
1	cerradão	forest	22° 50' 10,8" S and 49° 13' 56,1" W
2	cerradão	forest	22° 50' 12,8" S and 49° 14' 03,9" W
3	dry forest	forest	22° 50' 03,6" S and 49° 14' 15" W
4	cerradão	forest	22° 49' 37,5" S and 49° 13' 45,1" W
5	cerradão	forest	22° 49' 51,9" S and 49° 13' 43,8" W
6	cerradão	forest	22° 49' 30,8" S and 49° 14' 20,6" W
7	cerrado típico	open	22° 48' 42" S and 49° 11' 56,9" W
8	cerrado típico	open	22° 48' 49,9" S and 49° 12' 09,5" W
9	cerrado típico	open	22° 48' 50,9" S and 49° 12' 29,8" W
10	cerrado típico/cerrado ralo	open	22° 48' 13,4" S and 49° 11' 30,2" W
11	cerrado típico	open	22° 48' 18,4" S and 49° 11' 14,2" W
12	cerrado típico	open	22° 48' 23,4" S and 49° 10' 59" W
13	cerrado ralo	open	22° 47' 06,1" S and 49° 14' 29,3" W
14	cerrado ralo	open	22° 47' 13,2" S and 49° 14' 05,5" W
15	cerrado típico	open	22° 47' 24,2" S and 49° 14' 36,7" W
16	cerrado típico	open	22° 47' 29,6" S and 49° 15' 07,5" W
17	cerrado típico	open	22° 47' 13,5" S and 49° 14' 59,3" W
18	cerrado típico	open	22° 46' 56,5" S and 49° 14' 56,2" W

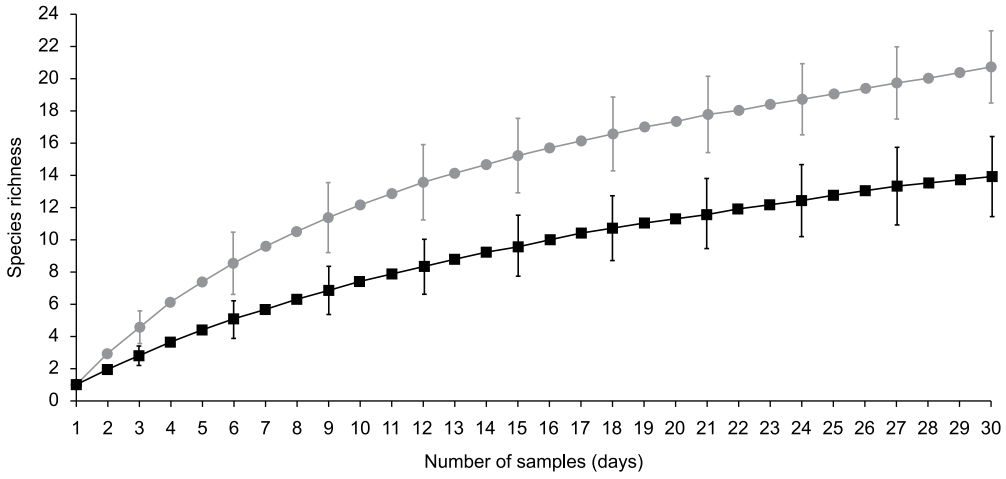


Figure 4. Rarefaction curve representing observed species richness (black line) and estimated richness curve generated by the estimator Jacknife 1 (gray line) to 30 sampled days with pitfall traps (October 2008 to March 2009) at the Estação Ecológica de Santa Bárbara. Vertical bars correspond to standard deviations of observed species richness and estimated richness. Curves were created by means of 10000 randomizations (Colwell 2009).

for the reserve: *Atractus pantostictus*, *Sibynomorphus mikani* and *Tricheilostoma koppesi* which were also found in our survey (Table 2). Such few records (seven species and seven individuals) for the Estação Ecológica de Santa Bárbara and region in two representative herpetological collections of the state emphasizes the need for inventories that will fill the gaps in our knowledge about the herpetofauna that inhabit many areas of the State of São Paulo.

We captured 14 species of snakes (N = 41) in pitfall traps, four species (N = 4) were sampled exclusively through the incidental encounter method and three species (N = 4) were captured through both methods (Table 2). All sampled individuals (N = 49) were found in open Cerrado formations (cerrado ralo and cerrado típico), i.e. we did not find any species in the forest formations (cerradão and dry forest). Thus, we conclude that, in this ecological station, both the richness and the abundance of snake species in the open Cerrado formations are much higher than that of the forest formations. Despite the low representation of forest physiognomies in this protected area (12.6%), the data suggest that the open Cerrado formations are the preferred habitat of the sampled snakes. Other studies comparing the richness of snakes (e.g., Dalmolin 2000, Sawaya 2004), lizards (e.g. Nogueira et al. 2009) and amphibians (e.g. Brasileiro et al. 2005) between open and forest formations in other Cerrado areas obtained similar results.

The rarefaction curve of the species richness captured by the pitfall traps during 30 sampling days (14 species) did not present tendency to stabilization, indicating that a higher number of species could be captured through this method if sampling effort was increased (Figure 4). Apart from the limited sampling period, some species are

Table 2. Composition, number of individuals captured (N), percentage of the total number of individuals (%), and capture site of the snake species sampled at Estação Ecológica de Santa Bárbara, State of São Paulo through pitfall trap (rows) and incidental encounters (IE) as well as secondary date from herpetological collections of the Instituto Butantan (IBSP) and Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

Family/Species	N	%	Site (row number)
Leptotyphlopidae			
Tricheilostoma koppesi[1] (Amaral, 1955)	3	5.4	(7; 10)
Boidae			
Boa constrictor Linnaeus, 1758	1	1.8	IE
Colubridae			
Tantilla melanocephala (Linnaeus, 1758)	15	26.8	(7; 8; 9; 10; 11; 13; 14; 15; 17)
Dipsadidae			
Atractus pantostictus[1] Fernandes & Puorto, 1993	7	12.5	IE; (11; 12)
Liophis almadensis (Wagler, 1824)	3	5.4	(10; 11; 16)
Liophis poecilogyrus (Wied, 1825)	1	1.8	(13)
Liophis reginae[2] (Linnaeus, 1758)	1	1.8	-
Oxyrhopus guibei Hoge & Romano, 1978	4	7.1	IE; (8; 10; 12)
Oxyrhopus rhombifer Duméril, Bibron & Duméril, 1854	1	1.8	(13)
Phalotris mertensi (Hoge, 1955)	1	1.8	IE
Philodryas agassizii (Jan, 1863)	1	1.8	(14)
Philodryas livida[2] (Amaral, 1923)	1	1.8	-
Philodryas patagoniensis (Girard, 1858)	1	1.8	(18)
Sibynomorphus mikanii[1] (Schlegel, 1837)	2	3.6	IE
Taeniophallus occipitalis[3] (Jan, 1863)	5	8.9	(9; 12; 15; 17)
Thamnodynastes hypoconia (Cope, 1860)	3	5.4	IE; (13)
Xenodon nattereri (Steindachner, 1867)	1	1.8	(11)
Elapidae			
Micrurus frontalis[2] (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	1	1.8	-
Viperidae			
Bothropoides pauloensis (Amaral, 1925)	1	1,8	(8)
Bothrops moojeni Hoge, 1966	2	3,6	(9; 10)
Caudisona durissa (Linnaeus, 1758)	1	1,8	IE

[1]species recorded in the field and in the MZUSP collection; [2]species recorded only in the IBSP collection; and [3]species recorded in the field and in the IBSP collection.

not adequately sampled through pitfall traps (e.g. arboreal species). Snakes are relatively hard to sample and the combination of different sampling methods for this group is always necessary by the limitation inherent to each method (Sawaya 2004). The total species richness found in this locality, also considering the species recorded through incidental encounters and collection records (21 species) is similar to the estimated richness through pitfall traps (Jacknife 1 = 20.8). However, the rarefaction curve of Jacknife estimator also did not show any tendency to stability (Figure 4), indicating a higher number of species for the locality. Thus, we cannot assume that species restricted to forest formations are absent from the locality considering only the data we obtained in this study. Only the maintenance of this mosaic of open and forest phytophysiognomies could assure the adequate conservation of this snake assemblage in this ecological station.

Eight individuals of seven species of snakes (*Atractus pantostictus, Boa constrictor, Caudisona durissa, Oxyrhopus guibei, Phalotris mertensi, Sibynomorphus mikanii* and *Thamnodynastes hypoconia*) (Table 2) were recorded using the incidental encounter (IE) sampling method. The species *Atractus pantostictus, Oxyrhopus guibei* and *Thamnodynastes hypoconia* were found in activity during the night in areas of campo limpo úmido and the other species were active during the day and found in modified areas (Figure 2, Table 2).

Among the 14 species caught in pitfall traps (N = 41), the most abundant were *Tantilla melanocephala* (N = 15; 36.6%), *Atractus pantostictus* (N = 5; 12.2%), *Taeniophallus occipitalis* (N = 4; 9.7%), *Liophis almadensis* and *Oxyrhopus guibei* (N = 3; 7.3%) and *Bothrops moojeni* and *Tricheilostoma koppesi* (N = 2; 4.9%). Only a single individual was found for the other species (Table 2).

Unlike the other two studies conducted in the Cerrado of São Paulo, the most abundant species in the study locality and region (N = 56) was *Tantilla melanocephala* (N = 15; 26.8%), followed by *Atractus pantostictus* (N = 7; 12.5%), and *Taeniophallus occipitalis* (N = 5; 8.9%) (Tabela 2). Dalmolin (2000) recorded *Caudisona durissa* (38.8%), *Xenodon merremi* (Wagler, 1824) (8.2%), and *Oxyrhopus guibei* (7.8%) as the dominant species for the Estação Ecológica de Jataí and surrounding region. Sawaya (2004) verified that for the assemblage at the Estação Ecológica de Itirapina and vicinity, the most abundant species were *Caudisona durissa* (13.1%), *Rhinocerophis alternatus* (Duméril, Bibron & Duméril, 1854) (9.9%) and *Bothrops moojeni* (6.9%). Despite the lower richness and abundance of snakes in the Estação Ecológica de Santa Bárbara and region (21 species, N = 56), the composition of species was very similar to that recorded in the Estação Ecológica de Jataí and municipality of Luiz Antonio (26 species, N = 219) and in the Estação Ecológica de Itirapina (35 species, N = 755).



Figure 5. Snake species sampled at the Estação Ecológica de Santa Bárbara, municipality of Águas de Santa Bárbara, state of São Paulo, Brazil. a) *Tricheilostoma koppesi*; b) *Boa constrictor*; c) *Tantilla melanocephala*; d) *Atractus pantostictus*; e) *Liophis almadensis*; f) *Liophis poecilogyrus*; g) *Oxyrhopus guibei*; h) *Oxyrhopus rhombifer*; i) *Phalotris mertensi*; j) *Philodryas agassizii*; k) *Philodryas patagoniensis*; l) *Sibynomorphus mikanii*; m) *Taeniophallus occipitalis*; n) *Thamnodynastes hypoconia*; o) *Xenodon nattereri*; p) *Bothropoides pauloensis*; q) *Bothrops moojeni*; r) *Caudisona durissa*. Photos: Cybele O. Araujo; Ricardo J. Sawaya (5a); Alexsander Z. Antunes (5i). All individuals were found at the study site except 5a) municipality of Brotas, 5b) municipality of Assis and 5r) municipality of Angatuba.

The differences in the richness and abundance of species in these three studies may be attributed to differences in the sampling effort and sampling methods used. The apparent abundance of *Tantilla melanocephala* and *Atractus pantostictus* in the study site results from the use of pitfall traps as the main sampling method, which favoured the collection of fossorial and cryptozoic species.

Of the snakes found in the Estação Ecológica de Santa Bárbara, the species *Philodryas livida, Philodryas agassizii* (Figure 5j), and *Xenodon nattereri* (Figure 5o) are classified as "vulnerable" in the list of endangered species for the State of São Paulo (São Paulo 2008). *Philodryas agassizii* was observed in an area of cerrado ralo (row 14) and *Xenodon nattereri* was captured in an area of cerrado típico (row 11) (Figure 2, Table 1, Table 2). These results highlight the need to preserve open formations of this conservation unit. Recent studies indicate that the populations of these species, thought to be restricted to open Cerrado formations (Sawaya et al. 2008, Marques et al. 2006), are decreasing in the state. According to research conducted in the Southeastern region of Cerrado, the cerrado ralo and campo sujo phytophysiognomies are more likely to disappear in the state (Durigan et al. 2003, Durigan & Ratter 2006). Due to this trend these fragments of Cerrado, albeit reduced, are of extreme importance for the conservation of reptiles in the State of São Paulo (Rossa-Feres et al. 2008).

Recent sampling in the Estação Ecológica de Santa Bárbara (C.O. Araujo, unpublished data) indicate high species richness of the herpetofauna (30 species of amphibians, two species of amphisbaenians, 11 species of lizards), suggesting that this is an area of the Cerrado in São Paulo that is of extreme importance for the conservation of this group of animals. Moreover, this conservation unit is one of the last remaining areas that are protected by law in the state and still house significant areas of open Cerrado formations (Kronka et al. 2005).

Acknowledgements

We thank Instituto Florestal and FAPESP (2008/54472-2) for financial support; management officer and staff of Estação Ecológica de Santa Bárbara for field assistance; V. Germano for helping during the laboratory work and species identification; G. Durigan for botanical support and very useful suggestions on previous drafts of the manuscript; G. Durigan, E.S. Pinheiro, and N. Guerin to produce the phytophysiognomies map (Figure 2) and S. Serrano Filho and A.M. Luiz for helping to edit the maps (Figure 1).

References

AB'SÁBER, A.N. 2005. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo.

BERNARDE, P.S. & ABE, A.S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. S. Am. J. Herpetol. (2):102-113.

BÉRNILS, R.S. 2010. Brazilian reptiles - list of species. Sociedade Brasileira de Herpetologia, São Paulo http://www.sbherpetologia.org.br. (último acesso em: 19/04/2010).

Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2004. Mapa de Biomas do Brasil: primeira aproximação. Rio de Janeiro.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005 (último acesso em 15 setembro 2009).

CARVALHO, M.A. & NOGUEIRA, F. 1998. Serpentes da área urbana de Cuiabá Mato Grosso: aspectos ecológicos e acidentes ofídicos associados. Cad. Saúde Pública Rio de Janeiro. 14(4):753-763.

CECHIN, S.Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17(3):729-749.

CENTENO, F.C., SAWAYA, R.J. & MARQUES, O.A.V. 2008. Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland. Biota Neotrop. 8(3):63-68, http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00608032008. (último acesso em 10 setembro 2009).

CICCHI, P.J.P., SENA, M.A., PECCININI-SEALE, D.M. & DUARTE, M.R 2007. Serpentes das ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 7(2):227-240. http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03907022007. (último acesso em: 17/09/2009).

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.223-241.

COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.2.0. http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates. (último acesso em: 19 março 2010.)

CONDEZ, T.H., SAWAYA, R.J. & DIXO, M. 2009. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 9(1):157-185.

CORN, P.S. 1994. Straight-line drift-fences and pitfall traps. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnely, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian institution Press, Washington and London, p.109-117.

COSTA, G.C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R.B. & COLLI, G.R. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. Divers. Distrib. 13(6):714-724.

DALMOLIN, P.C. 2000. Composição e história natural da comunidade de serpentes da Estação Ecológica de Jataí e outras áreas do município de Luiz Antonio, (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

DIXO, M. & VERDADE, V.K. 2006. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). Biota Neotrop. 6(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006. (último acesso em 05 setembro 2009).

DOMENICO, E.A. de. 2008. Herpetofauna do Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DURIGAN, G. & RATTER, J.A. 2006. Successional changes in Cerrado and Cerrado/forest ecotonal vegetation in Western São Paulo state, Brazil, 1962-2000. Edinburgh J. Bot. 63(1):119-130.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C. & SIQUEIRA, M.F. 2004. A vegetação dos remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo. In Viabilidade da conservação dos remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo (M.D. Bitencourt & R.R. Mendonça, orgs.). Annablume, FAPESP, São Paulo, p.29-56.

DURIGAN, G., PINHEIRO, E.S. & GUERIN, N. (in press). Vegetação. In Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara (A.C.G. Melo & G. Durigan, orgs.). Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo, São Paulo.

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M.F. & FRANCO, G.A.D.C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. Braz. Sci. Agric. 64(4):355-363.

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M.F., FRANCO, G.A.D.C., BRIDGEWATER, S. & RATTER, J.A. 2003. The vegetation of priority areas for Cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. Edinburgh J. Bot. 60(2):217-241.

FONSECA, G.A.B., CAVALCANTI, R.B., RYLANDS, A.B. & PAGLIA, A.P. 2004. Cerrado. In Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions (R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. Fonseca, eds.). CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Mexico city, p.93-97.

FONSECA, G.A.B., MITTERMEIER, R.A., CAVALCANTI, R.B. & MITTERMEIER, C.G. 1999. Brazilian Cerrado. In Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial (R.A. Mittermeier, N. Myers, P.R. Gil & C.G. Mittermeier, eds.). CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Mexico city, p.148-159.

FRANÇA, F.G.R. & ARAÚJO, A.F.B. 2006. The conservation status of snakes in central Brazil. S. Am. J. Herpetol. 1(1):25-36.

GOTELLI, N.J. & COWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4(4):379-391.

HARTMANN, P.A. 2005. História natural e ecologia de duas taxocenoses de serpentes na Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista , Rio Claro.

International Union for Conservation of Nature - IUCN. 2009. WCPA Categories System for Protected Areas. http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/paproducts/wcpacategories. (último acesso em: 15 março 2010).

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Econômica, México.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A. & MATSUKUMA, C.K. 2005. Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. Imprensa Oficial, São Paulo, 200p.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E.F., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International do Brasil, Brasília.

MARQUES, O.A.V. 1998. Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica na região da Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARQUES, O.A.V., SAWAYA, R.J., STENDER-OLIVEIRA, F. & FRANÇA, F.G.R. 2006. Ecology of the colubrid snake *Pseudablabes agassizii* in southeastern South America. Herpetol. J. 16(1):37-45.

MARTINS, M. 1994. História Natural e Ecologia de uma taxocenose de serpentes em Mata Atlântica Primária na região de Manaus, Amazônia Central, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFFMAN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T., MITTERMEIER, C.G., LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. 2004. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Mexico city.

MORAES, R.A., SAWAYA, R.J. & BARRELA, W. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 7(2):1-10 http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00307022007. (último acesso em: 24 março 2010).

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R. & MARTINS, M. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. Austral Ecol. 34:83-96.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. In The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.91-120.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80:223-230.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa, Cerrados , Planaltina, p.153-212.

ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., CONDE, C.F.V., BITTENCOURT, E.B. & SANTOS, H.C. 2008. Richness, abundance, and mass in snake assemblages from two Atlantic Rainforest sites (Ilha do Cardoso, São Paulo) with differences in environmental productivity. Biota Neotrop. 8(3):117-122.

ROSSA-FERES, D.C., MARTINS, M., MARQUES, O.A.V., MARTINS, I.A., SAWAYA, R.J. & HADDAD, C.F.B. 2008. Herpetofauna. In Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo (R.R. Rodrigues & V.LR. Bononi, eds.). Governo do estado de São Paulo, São Paulo, p.82-94.

São Paulo (Estado). 1997. Cerrado: Bases para a conservação e uso sustentável das áreas de Cerrado do Estado de São Paulo. SEMA, São Paulo.

São Paulo (Estado). 2008. Decreto Estadual nº 53.494, de 02 de outubro de 2008. http://www.imprensaoficial.com.br. (último acesso em 05 março 2009).

SAWAYA, R.J. 2004. História natural e ecologia das serpentes de Cerrado da região de Itirapina, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SAWAYA, R.J., MARQUES, O.A.V. & MARTINS, M. 2008. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo State, southeastern Brazil. Biota Neotrop. 8(2):129-151.

SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. (P. Morellato, org.). Editora da UNICAMP, Campinas, p.212-235.

SAZIMA, I. & MANZANI, P.R. 1995. As cobras que vivem numa reserva florestal urbana. In Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: reserva de Santa Genebra (L.P.C. Morellato & H.F. Leitão-Filho, eds.). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, p.78-82.

SAZIMA, I. 2001. Répteis. In Intervales: fundação para a conservação e produção florestal do estado de São Paulo (C. Leonel, ed.). Fundação Florestal, São Paulo, p.148-158.

SENA, M.A. 2007. Levantamento da fauna e estudo cromossômico de algumas espécies de Reptilia, Squamata, do município de Cananéia, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SETZER, J. 1966. Atlas climático e ecológico do estado de São Paulo. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná, Uruguai e Centrais Elétricas de São Paulo, São Paulo.

STRÜSSMANN, C. & SAZIMA, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé westernBrazil: faunal composition and ecological summary. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 28(3):157-168.

STRÜSSMANN, C. 2000. Herpetofauna. In Fauna silvestre da região do Rio Manso, MT (C.J.R. Alho, ed.). MMA, IBAMA, ELETRONORTE, Brasília, p.153-189.

VANZOLINI, P.E. 1948. Notas sobre os ofídios e lagartos da Cachoeira de Emas, no município de Pirassununga, Estado de São Paulo. Rev. Bras. Biol. 8:377-400.

VITT, L.J. & VANGILDER, L.D. 1983. Ecology of a snake community in northeastern Brazil. Amphib. Reptil. 4(2-4):273-296.

Received 26/10/09
Revised 20/04/10
Accpeted 26/04/10

Appendix 1

Appendix 1. Snake species collected at the Estação Ecológica de Santa Bárbara and municipality of Águas de Santa Bárbara, state of São Paulo, Brazil and deposited in the Coleção Herpetológica do Instituto Butantan (IBSP) and Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

Atractus pantostictus (MZUSP 14985, IBSP 77321-77323); *Bothrops moojeni* (IBSP 77315-77316); *Bothropoides pauloensis* (IBSP 77314); *Caudisona durissa* (IBSP 77261); *Liophis almadensis* (IBSP 77312-77313, 77326); *Liophis poecilogyrus* (IBSP 77311); *Liophis reginae* (IBSP 56962); *Micrurus frontalis* (IBSP 46342); *Oxyrhopus guibei* (IBSP 77318-77320); *Oxyrhopus rhombifer* (IBSP 77307); *Philodryas agassizii* (IBSP 77301); *Philodryas livida* (IBSP 40953); *Philodryas patagoniensis* (IBSP 77324); *Sibynomorphus mikanii* (MZUSP 14986, IBSP 77317); *Taeniophallus occipitalis* (IBSP 53729, 77298-77299, 77327-77328); *Tantilla melanocephala* (IBSP 77302-77306); *Thamnodynastes hypoconia* (IBSP 77308-77310); *Tricheilostoma koppesi* (MZUSP 14976, IBSP 77300); *Xenodon nattereri* (IBSP 77325).

Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná

Thiago Rota Alves Felipe[1] & Yzel Rondon Súarez[1,2]

[1]Laboratório de Ecologia, Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS, Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil
[2]Autor para correspondência: Yzel Rondon Súarez, e-mail: yzel@uems.br

FELIPE, T.R.A. & SÚAREZ, Y.R. **Characterization and influence of environmental factors on stream fish assemblages in two small urban sub-basins, Upper Paraná River**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03810022010.

Abstract: To quantify the influence of environmental descriptors on fish diversity and abundance in two small urban sub-basins in the Upper Paraná basin, we carried out two sampling series in the dry season (June and July) and two in the wet season (November and December), by means of a sieve (80 × 120 cm) and a standardized effort (20 throws) per site. We collected 1,667 fish belonging to 20 species. *Serrapinnus notomelas* was the most abundant species, followed by *Oligosarcus pintoi*. The variations in species richness and evenness were explained by water electrical conductivity, stream depth, and stream width. The Cluster Analysis results showed a clear differentiation among the sites, with significant spatial differences and no seasonal variation in species composition. The first two axes of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) explained 55% of the variation in species abundance, and the main determinants of species distribution were stream width and water conductivity and turbidity.
Keywords: *water quality, freshwater fish, urban streams, water contamination.*

FELIPE, T.R.A. & SÚAREZ, Y.R. **Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03810022010.

Resumo: Com o objetivo de quantificar a influência das características ambientais sobre a diversidade e abundância de peixes em duas microbacias urbanas na bacia do Alto Rio Paraná, foram realizadas duas amostragens no período de seca (junho e julho) e duas no período de chuva (novembro e dezembro) utilizando uma peneira (80 × 120 cm), com esforço padronizado em 20 lances por local. Foram coletados 1.667 indivíduos, distribuídos em 20 espécies. A espécie mais abundante foi *Serrapinus notomelas*, seguida de *Oligosarcus pintoi*. A variação na riqueza de espécies e na equitabilidade foram explicadas pela condutividade, profundidade e largura dos riachos. Os resultados da análise de agrupamento e da ANOSIM mostraram diferença espacial significativa e ausência de variação temporal na composição de espécies. Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) explicaram 55% da variação na abundância das espécies e os principais determinantes na distribuição das espécies foram a largura dos riachos, condutividade elétrica e turbidez da água.
Palavras-chave: *qualidade da água, peixes de água doce, riachos urbanos, contaminação da água.*

Introdução

Muitas características dos habitat influenciam os padrões de composição e diversidade das comunidades de peixes, como os filtros ambientais (Poff 1997), a disponibilidade de recursos (Zaret & Rand 1971) e a complexidade dos habitat (Gorman & Karr 1978). A despeito das muitas teorias que predizem a organização das comunidades, nenhuma delas é precisa quando ocorre o declínio da qualidade dos habitat, uma vez que ocorre uma homogeneização das assembléias, que passam a ser dominadas por espécies generalistas.

Distúrbios pouco freqüentes e de baixa magnitude são suportados pelas comunidades biológicas e podem, inclusive, manter a elevada diversidade de espécies (Connell 1978). No entanto, a continuidade deste distúrbio pode eliminar espécies mais sensíveis, alterando a organização das comunidades. As alterações na estrutura dos habitat pelo desmatamento, na bacia hidrográfica, alteram a dinâmica trófica e podem alterar a diversidade e composição de espécies de peixes (Bojsen & Barriga 2002, Johnson 2002, Cetra & Petrere 2006, Ferreira & Casatti 2006).

A ictiofauna de riachos da bacia do Alto Rio Paraná tem recebido maior atenção nos últimos anos, com aumento dos estudos sobre a composição de espécies (Castro et al. 2003, 2004, 2005, Langeani et al. 2007), a influência dos fatores ambientais sobre a distribuição das espécies (Abes & Agostinho 2001, Pavanelli & Caramaschi 2003, Súarez et al. 2007, Súarez & Lima Júnior 2009) e a sua biologia (Casatti et al. 2006, Gomiero & Braga 2008, Rondineli et al. 2009, Súarez et al. 2009). Estes estudos tem se intensificado dada a percepção da fragilidade deste grupo frente à degradação da vegetação marginal e das variações das características físicas e químicas da água.

Alguns estudos têm verificado alterações na diversidade e composição das assembléias de peixes como resultado da alteração na estrutura dos habitats pelo desmatamento e despejo de dejetos orgânicos e industriais na bacia do Alto Rio Paraná (Smith et al. 1997, Barrella & Petrere 2003, Lima-Junior et al. 2006, Casatti et al. 2006a, b, Cunico et al. 2006, Ferreira & Casatti 2006). Contudo, apesar da constatação de elevada quantidade de pesquisas nesta bacia, na porção oeste da mesma, drenada pelo rio Ivinhema, praticamente inexistem estudos quantificando o impacto da alteração dos habitat nas assembléias de peixes.

O presente estudo teve como objetivo definir quais e quantas espécies de peixes ocorrem nas microbacias dos riachos Paragem e Engano, bacia do rio Dourados, Alto rio Paraná, se a riqueza, equitabilidade e composição de espécies são influenciadas pelas variações nas características ambientais e temporais nestes riachos e quais variáveis ambientais são mais importantes na determinação da distribuição das espécies.

Materiais e Métodos

1. Área de estudo

As amostragens foram realizadas em seis locais, sendo três na microbacia do riacho Água Boa e três na microbacia do riacho Engano (Figura 1). Na microbacia do riacho Água Boa as amostragens foram realizadas em dois riachos de primeira ordem (Paragem 1 e 2) e em um riacho de segunda ordem (Paragem 3) localizado à jusante de um pequeno açude na área urbana da cidade de Dourados-MS, este com área aproximada de 2,2 ha e um trecho de corredeira logo abaixo do açude. Na microbacia do riacho Engano, foram selecionados dois riachos de primeira ordem (riacho Chico Viégas e Olho D'água) e de um de segunda ordem (riacho Engano), sendo este localizado à jusante dos dois primeiros. Os critérios para seleção dos locais amostrados foram a facilidade de acesso e no caso do riacho Paragem a presença de estações de tratamento de esgoto à jusante dos locais amostrados, que conduziram à completa ausência de peixes, verificada em amostragens piloto anteriores ao período estudado.

Os locais amostrados apresentam largura entre 0,63 e 2,98 m e profundidade entre 0,38 e 0,78 m. Os riachos selecionados nas duas bacias diferem principalmente quanto à largura, condutividade elétrica da água e concentração de oxigênio dissolvido (OD), sendo que os riachos da microbacia do riacho Água Boa são mais estreitos (largura média = 0,91 m) e apresentam menor concentração de oxigênio (OD médio = 55,3%) quanto comparados aos riachos da microbacia do riacho Engano (OD médio = 75,6% e largura média = 2,1 m). Por outro lado, os riachos amostrados na bacia do Água Boa apresentam maiores valores de condutividade elétrica (condutividade = 157,3 $\mu S.cm^{-1}$) quando comparados aos do riacho Engano (condutividade = 45,0 $\mu S.cm^{-1}$) (Tabela 1), sendo as diferenças na condutividade elétrica associadas à localização da microbacia do riacho Paragem, dentro da área urbana da cidade de Dourados, enquanto os riachos da microbacia do riacho Engano se localizam em uma área peri-urbana, com trechos em área rural. Os locais amostrados na micro-bacia do riacho Água Boa não apresentam mata ripária, sendo que os dois primeiros apresentam uma cobertura de gramíneas nas margens e o terceiro, apresenta gramíneas, mas em uma região com residências em suas margens. O riacho Paragem 1 (P1) se apresenta como um trecho de remanso, enquanto os riachos Paragem 2 (P2) e Paragem 3 (P3) apresentam pequenos trechos de corredeira à montante dos locais amostrados. Dos riachos amostrados na micro-bacia do riacho Engano, o riacho Olho D'água (E1) se apresenta desprovido de mata ripária, também com gramíneas nas margens, enquanto os riachos Chico Viégas (E2) e Engano (E3) apresentam mata ripária secundária, uma vez que os trechos amostrados se localizam em sítios no entorno da cidade. Apenas o córrego Olho D'água apresenta uma pequena área alagável à jusante do trecho amostrado.

Do ponto de vista climatológico a região estudada é caracterizada como mesotérmico úmido, com verões quentes e invernos secos. Dezembro é o mês com maior pluviosidade, com média de 180,2 mm enquanto julho é o mês mais seco, com média de 45,9 mm (Fietz & Fisch, 2008), desta forma no mês mais chuvoso a precipitação é aproximadamente quatro vezes superior ao mês mais seco.

2. Amostragens

As amostragens foram realizadas em junho e julho (estação seca) e novembro e dezembro (estação chuvosa) de 2003. Os peixes foram amostrados utilizando uma peneira retangular de armação metálica e tela mosquiteiro (2 mm de abertura de malha) sendo realizados 20 lances por local. Todos os riachos foram amostrados no período diurno em um trecho de aproximadamente 100 m, os exemplares coletados foram fixados em formol a 10% e preservados em álcool etílico 70% para posterior identificação e contagem. Para a identificação dos peixes foi utilizado o trabalho de Graça & Pavanelli (2007).

Em cada amostragem foram medidas as seguintes variáveis ambientais: pH, condutividade ($\mu S.cm^{-1}$), temperatura da água (°C) e oxigênio dissolvido (% de saturação), utilizando uma sonda multifunção YSI modelo 556. Uma amostra de água, da porção central e sub-superficial do trecho amostrado, foi levada ao laboratório para medição da turbidez, utilizando um turbidímetro de bancada Adamo, modelo TB1000. A profundidade e a largura do local (m) foram obtidas em cinco locais, aproximadamente equidistantes, ao longo de cada trecho amostrado (100 m), com a utilização de uma haste de madeira graduada ou de uma trena. Para as análises foi utilizada a média aritmética para os valores de largura e profundidade.

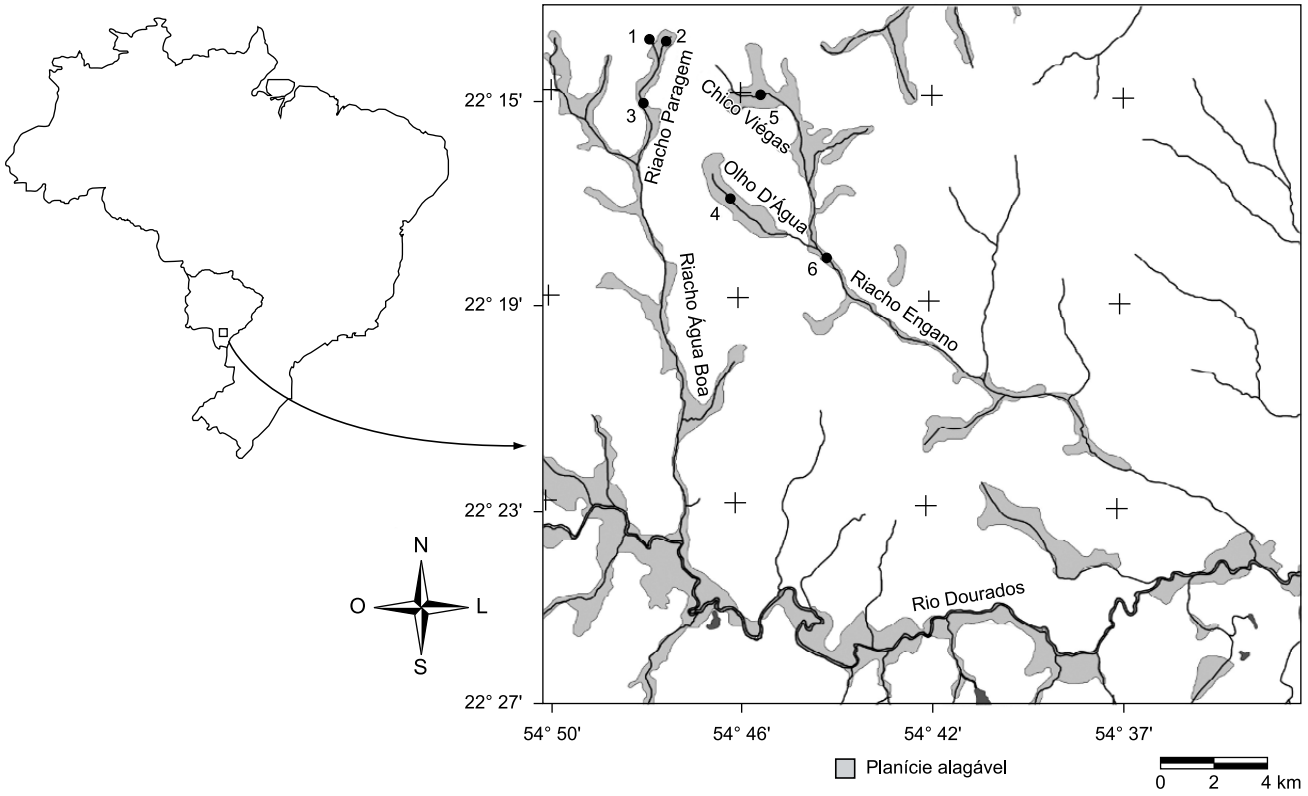


Figura 1. Localização dos riachos amostrados nas micro-bacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto Rio Paraná. 1 = Riacho Paragem 1; 2 = Riacho Paragem 2; 3 = Riacho Paragem 3; 4 = Riacho Olho D'água; 5 = Riacho Chico Viégas e 6 = Riacho Engano.

Figure 1. Location of the streams sampled in the Água Boa and Engano sub-basins, Upper Paraná River. 1 = Paragem 1 stream; 2 = Paragem 2 stream; 3 = Paragem 3 stream; 4 = Olho D'água stream; 5 = Chico Viégas stream; and 6 = Engano stream.

Tabela 1. Valores médios de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica da água, temperatura da água, turbidez, largura e profundidade dos riachos amostrados nas micro-bacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto Rio Paraná.

Table 1. Mean values of pH, dissolved oxygen, water conductivity, water temperature, turbidity, stream width and depth for sampled streams in Água Boa and Engano small basin, Upper Paraná River.

Riachos	pH	Oxigênio dissolvido (% de saturação)	Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Largura (m)	Profundidade (m)
Paragem 1	6,54	34,77	208	23,72	18,37	0,63	0,38
Paragem 2	6,51	58,32	143	22,89	6,90	1,18	0,38
Paragem 3	7,04	72,90	121	23,09	11,75	0,93	0,66
Olho D'Água	6,67	73,45	81	24,53	11,30	2,00	0,74
Chico Viégas	6,71	77,37	4	22,13	11,20	1,33	0,48
Engano	6,85	75,90	50	20,49	18,02	2,98	0,78

3. Análise dos dados

A riqueza total, bem como seu intervalo de confiança, nos locais amostrados foi estimada por meio do método Jacknife (Heltshe & Forrester 1983). Este método foi selecionado devido à sua robustez quando aplicado a amostras pequenas (Hellmann & Fowler 1999).

Procurando verificar a influência dos descritores ambientais sobre a riqueza e equitabilidade das comunidades estudadas foi utilizada uma análise de árvore de regressão, onde a riqueza e equitabilidade foram utilizadas como variáveis resposta e os descritores ambientais como variáveis explanatórias. A árvore de regressão é um método não paramétrico de particionamento da variável resposta, onde as amostras são divididas em grupos mutuamente exclusivos e procurando aumentar a homogeneidade em cada grupo resultante, sua interpretação é simples e o método independe da forma de influência da variável explanatória sobre a variável resposta (ex: linear, exponencial, logística, entre outras) (De'Ath & Fabricius 2000).

A variação espacial e temporal na composição de espécies foi quantificada através de uma análise de agrupamento, utilizando os dados de abundância das espécies e o coeficiente de Morisita-Horn. Foi utilizado o método de ligação pela media não ponderada (UPGMA), indicado por diminuir a distorção da matriz original durante a construção do dendrograma (Valentin, 2000). O coeficiente de correlação cofenética foi utilizado como medida de fidelidade do dendrograma à matriz original (McGarigal et al. 2000).

Foi utilizada uma análise de similaridade (ANOSIM) para verificar a existência de diferença espacial (entre locais) e temporal (estações seca e chuvosa) na composição de espécies de peixes nos riachos amostrados (Clarke 1993), assim é possível definir se os locais (variação espacial) ou as estações do ano (variação temporal) diferem quanto a composição de espécies.

Após a padronização das variáveis ambientais pela média da variável analisada (média = 0 e desvio padrão = 1), sua influência sobre a distribuição em abundância das principais espécies de peixes (nove espécies representando pelo menos 1% do total de indivíduos coletados) foi quantificada através de uma análise de correspondência canônica (ACC).

A seleção das espécies mais abundantes foi adotada como um critério para minimizar os resíduos na análise, resultado da ocorrência de espécies acidentais nas assembléias analisadas. Este é considerado um dos melhores métodos para análise de gradiente direto em ecologia de comunidades (Ter Braak 1986; Rodriguez & Lewis 1997). A significância da influência das variáveis ambientais foi verificada através da função "envfit", que após a obtenção de um valor de r^2 para as variáveis ambientais utiliza um processo de randomização para definir a significância destas variáveis (999 permutações) para todos os eixos em conjunto.

Todas as análises foram realizadas na plataforma R (R Development Core Team 2005), sendo que a árvore de regressão foi realizada através do software rpart (Recursive partitioning and regression trees) e a análise de agrupamento, ACC e ANOSIM foram realizadas no software vegan (Oksanen et al. 2006).

Resultados

Foram coletados 1667 indivíduos distribuídos em 20 espécies. A espécie mais abundante foi *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann) (n = 632 indivíduos), seguido por *Oligosarcus pintoi* (Campos) (n = 252) e *Bryconamericus stramineus* (Eigenmann) (n = 214) (Tabela 2). A riqueza total estimada para os riachos amostrados foi de 25, com intervalo de confiança (α = 0,05) entre 20 e 30 espécies.

O riacho Olho D'água (E2) foi o que apresentou o maior número de espécies (12 espécies), seguida pelo riacho Paragem 3 (P3 = 11 espécies). Em dois locais da microbacia do riacho Água Boa (P2 e P3) *O. pintoi* foi a espécie mais abundante, sendo que *Poecilia reticulata* foi a segunda mais abundante nestes locais e a única a ocorrer no local Paragem 1 (P1). Na microbacia do riacho Engano, cada riacho apresentou uma espécie dominante diferente, sendo que *S. notomelas* foi a espécie dominante no riacho Olho D'água (E1), *Astyanax altiparanae* dominou no riacho Chico Viégas (E2) e *B. stramineus* foi a espécie dominante no riacho Engano (E3).

Os resultados da análise de árvore de regressão permitiram identificar a condutividade elétrica da água como o principal preditor da riqueza de espécies e equitabilidade, seguido da profundidade do riacho para a riqueza e pela largura do riacho para a equitabilidade. Os resultados mostraram ainda que 56,8% da variação na riqueza de espécies e 53% na variação na equitabilidade foram explicadas pelas variáveis selecionadas. Desta forma, riachos com condutividade elétrica da água igual ou superior a 169 $\mu S.cm^{-1}$ apresentam baixa riqueza de espécies (média = 1,6 espécies) e baixa equitabilidade (média = 0,17). Por outro lado, quando a condutividade oscilou entre 102 e 169 $\mu S.cm^{-1}$ foi observada a maior riqueza de espécies (média = 6,7). Com a condutividade menor que 169 $\mu S.cm^{-1}$ e com largura inferior a 1,3 m foi constatada a maior media de equitabilidade (0,83) (Figura 2).

O resultado da análise de agrupamento permitiu visualizar a formação de dois grupos interpretáveis (A e B), sendo o grupo "A", composto basicamente pelos riachos Engano e Olho D'água, ainda se divide nos grupos A1 e A2, enquanto o grupo B é composto predominantemente pelas amostras do riacho Paragem e pelo riacho Chico Viégas (Figura 3), onde o riacho Chico Viégas (B1) se separa dos demais (B2). Das quatro amostragens realizadas no riacho Paragem 1 três se isolaram das demais, fato explicado pelo fato de nenhuma espécie de peixe ter sido coletada nestas amostras.

O resultado da análise de similaridade sugere diferenças significativas na composição de espécies entre os riachos amostrados (ANOSIM r = 0,468; p < 0,001) sendo que apenas os riachos Paragem 2 e Paragem 3 são considerados estatisticamente iguais. Contudo, não foi constatada diferença temporal na composição de espécies para as assembléias analisadas (ANOSIM r = –0,073; p = 0,980).

Os primeiros dois eixos da análise de correspondência canônica explicaram 55% da variação na distribuição em abundância das espécies de peixes. Os descritores ambientais, considerados como significativos na distribuição da ictiofauna, foram a largura do riacho, condutividade elétrica e a turbidez da água (Tabela 3). Os resultados da ACC sugerem ainda que nos riachos estudados *B. stramineus* mostrou-se em maior abundância em trechos mais largos, com elevada turbidez e menores valores de condutividade. Por outro lado, *P. reticulata* ocorreu em maior abundância em locais mais estreitos e com elevada condutividade elétrica. Um grupo formado por *A. altiparanae*, *C. paranaense*, *C. aeneus*, *O. pintoi*, *H. ancistroides* e *Gymnotus* sp. ocorreu em maior abundância em trechos mais estreitos e com menores valores de turbidez e com valores elevados de condutividade. *Serrapinnus notomelas* não apresentou associação com as variáveis ambientais utilizadas (Figura 4).

Discussão

Os estudos sobre o efeito da urbanização sobre as assembléias de peixes ainda é escasso no Brasil, contudo, Barrella & Petrere Júnior (2003) e Smith et al., (2009) analisaram a influência antrópica principalmente em rios de grande porte em São Paulo (bacias do Tietê e Paranapanema) e Pompeu et al., (2005) o fizeram em Minas Gerais (Rio das Velhas); Por outro lado, Cunico et al., (2006) e Alexandre et al. (2009) analisaram o efeito da urbanização sobre as assembléias de peixes de riachos em Maringá (PR) e Piracicaba (SP), todos constatando alterações na diversidade e composição de espécies em função da degradação pelo despejo de esgoto doméstico e industrial.

Amostragens realizadas em riachos com pouca influência da urbanização na bacia do rio Ivinhema tem sugerido que a condutividade elétrica nestes riachos apresenta valores entre 4 e 50 $\mu S.cm^{-1}$ em trechos de cabeceira, podendo atingir valores de aproximadamente 100 $\mu S.cm^{-1}$ em trechos inferiores da bacia e sob a influência recente de chuvas (Valério et al., 2007; Suarez & Lima-Júnior, 2009). No presente estudo as nascentes das microbacias analisadas encontram-se distantes cerca de 3 km entre si, contudo, a condutividade foi em média 3,5 vezes maior nos locais amostrados no riacho Paragem, o que associado às diferenças na integridade dos habitat de entorno permite sugerir que estas duas microbacias apresentam diferenças na pressão antrópica. Apesar da maior degradação ambiental nos locais amostrados na microbacia do riacho Água Boa estes apresentaram os maiores valores médios de equitabilidade, com exceção do ponto Paragem 1. Este resultado corrobora as conclusões de Lima-Júnior et al. (2006) que sugerem que a diversidade de espécies (que inclui a equitabilidade) pode não refletir as alterações nas assembléias de peixes em função da poluição e propõem que a composição de espécies também seja utilizada nestes estudos.

A variação na composição de espécies nos ambientes lóticos é explicada por uma combinação de fatores locais e regionais

Tabela 2. Lista e abundância das espécies de peixes nos locais amostrados nas microbacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto rio Paraná. P1 = Paragem 1, P2 = Paragem 2, P3 = Paragem 3, E1 = Riacho Olho D'água, E2 = Riacho Chico Viégas e E3 = Riacho Engano.

Table 2. List and abundance of fish species in sampled sites in Água Boa and Engano small basin, Upper Paraná Basin. P1 = Paragem 1, P2 = Paragem 2, P3 = Paragem 3, E1 = Olho D'água Stream, E2 = Chico Viégas Stream and E3 = Engano Stream.

Espécies	Água Boa			Engano		
	P1	P2	P3	E1	E2	E3
Ordem Characiformes						
Família Characidae						
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000	-	44	15	16	48	13
Astyanax sp.	-	-	1	-	-	8
Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908	-	-	-	-	-	214
Oligosarcus pintoi Campos, 1945	-	110	120	22	-	-
Piabina argentea Reinhardt, 1866	-	-	-	-	-	1
Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)	-	71	7	466	5	83
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911	-	-	-	1	-	-
Família Lebiasinidae						
Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903	-	-	-	14	1	-
Família Erythrinidae						
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	-	1	8	2	-	-
Ordem Gymnotiformes						
Família Gymnotidae						
Gymnotus sp.	-	-	12	6	-	-
Ordem Siluriformes						
Família Callichthyidae						
Corydoras aeneus (Gill, 1858)	-	16	73	28	1	-
Família Loricariidae						
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	-	-	28	2	4	2
Hypostomus sp. 1	-	-	-	-	1	-
Hypostomus sp. 2	-	-	-	-	-	1
Família Pimelodidae						
Imparfinis mirini Haseman, 1911	-	-	-	-	1	-
Ordem Perciformes						
Família Cichlidae						
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983	-	18	9	6	-	1
Crenicichla britskii Kullander, 1982	-	-	-	-	2	1
Ordem Cyprinodontiformes						
Família Rivulidae						
Rivulus pictus Costa, 1989	-	-	-	1	-	-
Família Poecilidae						
Poecilia reticulata Peters, 1859	8	61	109	-	-	-
Ordem Synbranchiformes						
Família Synbranchidae						
Synbranchus marmoratus Bloch, 1795	-	-	1	3	-	1
Número de Indivíduos	8	321	383	567	63	325
Riqueza de espécies	1	7	11	12	8	10
Equitabilidade média	0,0	0,82	0,84	0,41	0,61	0,59

(Ricklefs 1987, Poff 1997) e nos locais amostrados as espécies dominantes são espécies comuns em toda a bacia do Alto Rio Paraná (Abes & Agostinho 2001, Shibatta & Cheida 2003, Langeani et al. 2005, Ferreira & Casatti 2006), contudo, a elevada abundância de *P. reticulata* (e sua ocorrência exclusiva na microbacia do riacho Paragem) é um indicativo de uma resposta das assembléias de peixes à degradação ambiental, devido à sua elevada tolerância à perda de qualidade ambiental (Cunico et al. 2006, Ferreira & Casatti 2006, Pinto et al. 2006), de forma similar à observada para *Phalloceros harpagos* = *caudimaculatus* (Barreto & Uieda 1998, Bozzetti & Schulz 2004, Vieira & Shibatta 2007). Por outro lado, *B. stramineus* ocorreu exclusivamente no riacho Engano, o mais volumoso e com

valores de turbidez elevados para os riachos estudados. Assim, a aparente associação de boa parte das espécies analisadas com os ambientes com maior condutividade pode ser o resultado da ocorrência exclusiva de *B. stramineus* em um local com características diferentes.

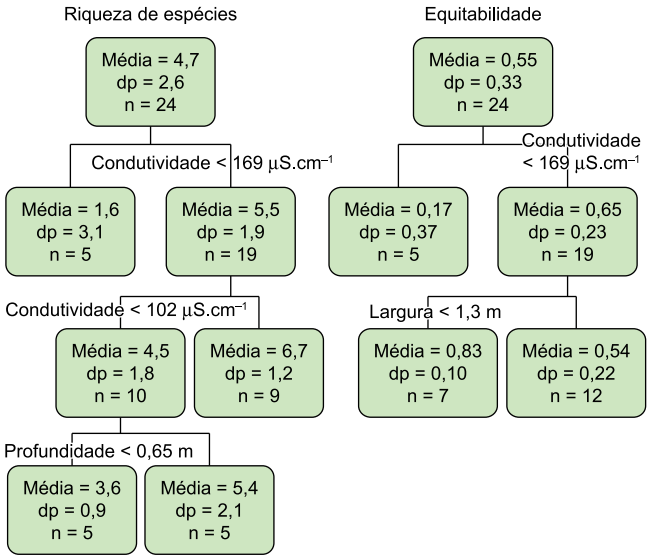


Figura 2. Árvore de regressão das características ambientais sobre a riqueza e equitabilidade nas assembléias de peixes estudadas nas micro-bacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto Rio Paraná.

Figure 2. Regression tree of environmental characteristics on richness and evenness of fish assemblages in the Água Boa and Engano sub-basins, Upper Paraná River.

A condutividade elétrica da água e a profundidade e largura dos riachos foram os fatores que melhor explicaram a variação na diversidade de espécies (riqueza e equitabilidade) nos riachos amostrados. Estudos enfocando o impacto antrópico sobre as comunidades aquáticas (eg. Oliveira & Bennemann 2004, Ferreira & Casatti 2006, Cunico et al. 2006, Alexandre et al. 2009) usualmente encontram resultados similares, em que o aumento da degradação ambiental, aqui representada pela condutividade elétrica (resultado do despejo de resíduos orgânicos), leva a uma homogeneização das comunidades aquáticas, que muitas vezes passa pela perda de espécies nativas mais exigentes e pelo aumento da abundância de espécies tolerantes à perda de qualidade da água (eg. *P. reticulata*). No presente estudo foi constatado que os locais com maior condutividade apresentaram menores valores médios de riqueza, uma vez que, principalmente no ponto Paragem 1, apenas em uma das coletas foram encontrados peixes (*P. reticulata*). Contudo, os locais Paragem 2 e Paragem 3 apresentam em comum maiores valores de correnteza, mantendo a concentração de oxigênio mais elevada nestes locais, assim não foi registrada hipóxia durante a amostragem, o que pode ter mantido a riqueza e equitabilidade mais elevada. Oliveira & Bennemann (2004) estudando a alimentação e influência antrópica sobre a ictiofauna em uma micro-bacia na bacia do rio Tibagi (PR) constataram que *P. reticulata* e *P. caudimaculatus* (provavelmente = *P. harpagos*) predominaram em locais com maior nível de degradação ambiental, que foi representada tanto pelo desmatamento das margens, quanto pelo despejo de efluentes industriais nos riachos amostrados. Desta forma, os nossos dados corroboram o potencial uso de *P. reticulata* como indicador de perda de qualidade ambiental e sua ocorrência exclusiva na micro-bacia do riacho Água Boa reforça a sua maior degradação quando comparada à micro-bacia do riacho Engano.

Quanto às características físicas dos habitats, a teoria ecológica sugere que a diversidade de nichos ecológicos seja um dos principais responsáveis pela diversidade de espécies. De forma complementar,

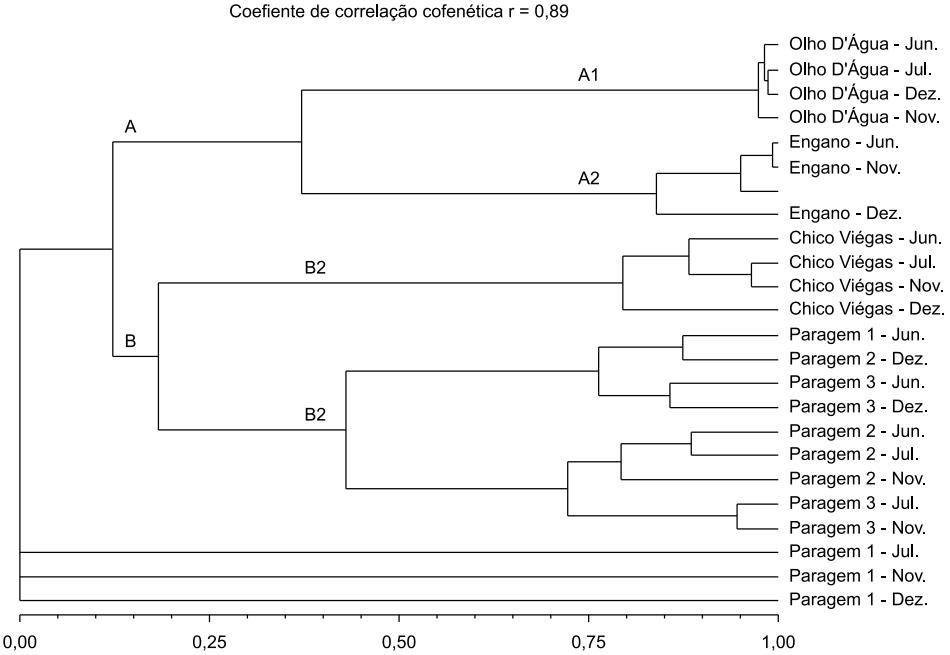


Figura 3. Dendrograma de similaridade na abundância das espécies (Índice de Morisita-Horn) para os locais amostrados nas micro-bacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto rio Paraná.

Figure 3. Similarity dendrogram of species abundance (Morisita-Horn Index) for sites sampled in the Água Boa and Engano sub-basins, Upper Paraná River.

Tabela 3. Resultado da análise de correspondência canônica (CCA) para as assembléias de peixes e os descritores ambientais nas microbacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto Rio Paraná. ns = não significativo; * = significativo a $\alpha = 0,05$; *** = significativo a $\alpha = 0,001$.

Table 3. Results of canonical correspondence analysis (CCA) for fish assemblages and environmental descriptors in the Água Boa and Engano small-basin, Upper Paraná River. ns = non-significant; * = significant at $\alpha = 0.05$; *** = significant at $\alpha = 0.001$.

Descritores ambientais	Eixo 1	Eixo 2	r^2
pH	–0,20	0,98	0,07 ns
Oxigênio dissolvido (%)	0,91	–0,41	0,07 ns
Condutividade	–1,00	0,06	0,46 *
Temperatura da água	–0,58	–0,81	0,34 ns
Turbidez da água	0,96	0,28	0,39 *
Largura do riacho	0,99	–0,12	0,96 ***
Profundidade do riacho	0,90	–0,44	0,28 ns
Variação explicada (%)	36	19	-

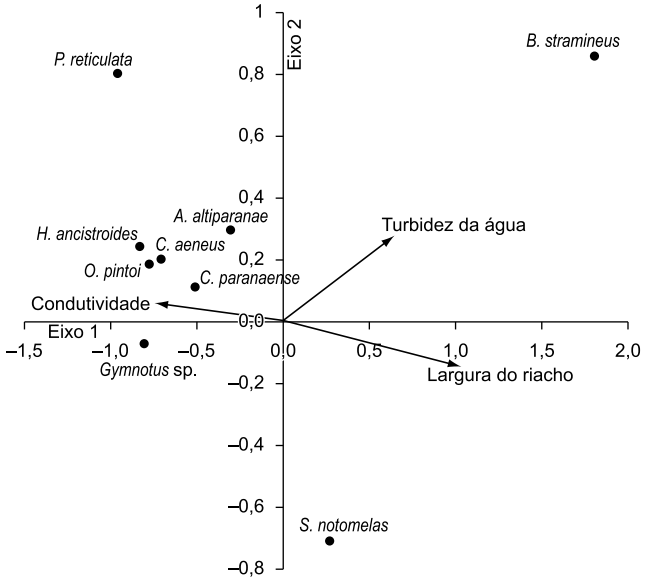


Figura 4. Diagrama de dispersão as análise de correspondência canônica (ACC) para as assembléias de peixes nas micro-bacias dos córregos Água Boa e Engano, Alto rio Paraná.

Figure 4. Scatterplot of canonical correspondence analysis (CCA) for fish assemblages in the Água Boa and Engano sub-basins, Upper Paraná River.

o volume de um rio é considerado um bom descritor da diversidade de habitats (Gorman & Karr 1978), desta forma a importância da profundidade e largura dos riachos para a riqueza e equitabilidade nos riachos amostrados parece reforçar esta idéia, ainda que os resultados aqui apresentados demonstrem que a qualidade da água (aqui representada pela diferença na condutividade) assuma o papel de determinante primário da diversidade de espécies para os riachos aqui estudados.

A concordância entre os resultados da análise de agrupamento e a análise de similaridade evidenciam a elevada variação espacial e baixa variação temporal na composição de espécies, resultado similar ao observado em outros estudos (Grossman et al. 1998, Bührnheim & Cox-Fernandes 2001, Valério et al. 2007, Súarez & Petrere Júnior 2005, Súarez & Lima-Junior 2009, Rocha et al. 2009). Grossman et al. (1998) comentam que, a despeito da variação temporal estar associada à migração dos peixes vindos de trechos inferiores da bacia, esta migração não altera o uso do espaço pelas espécies residentes e não altera significativamente a estrutura das comunidades de peixes; de forma complementar, Súarez & Petrere Júnior (2005) sugeriram que a variação temporal é pequena em riachos de cabeceira. Então, o efeito restritivo das características hidrológicas parece minimizar a variação temporal na composição de espécies.

A grande importância da largura dos riachos na determinação da abundância das espécies pode ser parcialmente atribuída à ocorrência exclusiva de *B. stramineus* e *Astyanax* sp. no riacho Engano, enquanto *P. reticulata* predominou no riacho Paragem 1 (com menor largura), o que pode ser visualizado na Figura 4.

Concluindo, o presente trabalho sugere que o número de espécies e equitabilidade nos riachos amostrados foram determinados primariamente pela diferença na integridade dos riachos, uma vez que a condutividade foi o principal determinante da diversidade de espécies. Constatou-se também que estes riachos não apresentaram variação sazonal significativa na composição de espécies, mas apresentaram diferenças claras entre riachos amostrados. Os riachos mais afetados pela interferência antrópica apresentaram redução da riqueza e equitabilidade, assim como predomínio de espécies mais tolerantes à perturbação ambiental.

Agradecimentos

A UEMS pelo apoio logístico e pela bolsa de Iniciação Científica (PIBIC/UEMS) concedida ao primeiro autor. Aos revisores anônimos pelas sugestões que levaram à melhoria do manuscrito.

Referências Bibliográficas

ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the icthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná river basin, Brazil. Hydrobiol. 445(1-3):217-227.

ALEXANDRE, C.V., ESTEVES, K.E. & MELO, M.A.M.M. 2009. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba river basin, São Paulo, Brazil). Hydrobiol. 641(1):97-114.

BARRELLA, W. & PETRERE-Jr., M. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). River Res. Appl. 19(1):59-76.

BARRETO, M.G. & UIEDA, V.S. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26:2180-2183.

BOJSEN, B.H. & BARRIGA, R. 2002. Effect of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. Freshw. Biol. 47(11):2246-2260.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. Hydrobiol. 539(1-3):133-144.

BÜHRNHEIM, C.M. & COX-FERNANDES, C. 2001. Low seasonal variation on fish assemblages in Amazonian rain forest stream. Ichthyol. Explor. Freshwaters 12(1):65-78.

CASATTI, L., CARVALHO, F.R., VERONEZI-Jr., J.L. & LACERDA, D.R. 2006. Reproductive biology of the Neotropical superfetaceous *Pamphorichthys hollandi* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). Ichthyol. Explor. Freshwaters 17(1):59-64.

CASATTI, L., LANGEANI, F. & FERREIRA, C.P. 2006a. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environ. Manage. 38(6):974-982.

CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A.M. & CASTRO, R.M.C. 2006b. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 66(2):681-696.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. &

LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. Biota Neotrop. 3(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003> (último acesso em 09/12/2009).

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., FERREIRA, K.M., GIBRAN, F.Z., BENINE, R.C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A.C., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., DARDIS, G.Z.P., STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande, no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN0170402004> (último acesso em 09/12/2009).

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., VARI, R.P., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., ABREU, T.X., BENINE, R.C., GIBRAN, F.Z., RIBEIRO, A.C., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G.Z., FERREIRA, K.M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 16(3):193-214.

CETRA, M. & PETRERE Jr., M. 2006. Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: Characterization and anthropogenic disturbances. Braz. J. Biol. 66(2A):431-439.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18(1):117-143.

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199(4335):1302-1310.

CUNICO, A.M., AGOSTINHO, A.A. & LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. Rev. Bras. Zool. 23(4):1101-1110.

DE'ATH, G. & FABRICIUS, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. Ecology 81(11):3178-3192.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotrop. 6(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006> (último acesso em 19/11/2009).

FIETZ, C.R. & FISCH, G.F. 2008. O clima da região de Dourados, MS. 2 ed. Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, 32p. (Série Documentos, 92).

GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. 2008. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. Biota Neotrop. 8(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn00608012008> (último acesso em 09/12/2009).

GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology 59(3):507-515.

GRAÇA, W.J. & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá, 241p.

GROSSMAN, G.D. & RATAJCZAK, R.E.Jr. 1998. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season and fish length. Ecol. Freshw. Fish 7:108-131.

HELLMANN, J.J. & FOWLER, G.W. 1999. Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. Ecol. Appl. 9(3):824-834.

HELTSHE, J.F. & FORRESTER, N.E. 1983. The jackknife estimate of species richness. Biometrics 39:1-11.

JOHNSON, W.C. 2002. Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats. Freshw. Biol. 47:749-759.

LANGEANI, F., CASATTI, L., GAMEIRO, H.S., CARMO, A.B. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 3(2):305-311.

LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007> (último acesso em 09/12/2009).

LIMA-Jr., S.E., CARBONE, I.B. & GOITEN, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. Ecol. Freshw. Fish 15(3):284-290.

McGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & STAFFORD, S. 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer-Verlag, New York, 283p.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P. & O'HARA, B. 2006. Community Ecology Package: Vegan. Version. 1.8.1. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/> (último acesso em 09/12/2009).

OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. 2004. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no Sul do Brasil. Biota Neotrop. 5(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005> (último acesso em 09/12/2009).

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná Basin. Braz. Arch. Biol. Technol. 46:271-280.

PINTO, B.C.T., PEIXOTO, M.G. & ARAÚJO, F.G. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 4(2):269-278.

POFF, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. J. N. Am. Benthol. Soc. 16(2):391-409.

POMPEU, P.S., ALVES, C.B. & CALLISTO, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. Am. Fish. Soc. Symp. 47:11-22.

R Development Core Team. 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RICKLEFS, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. Science 235(4785):167-171.

ROCHA, F.C., CASATTI, L. & PEREIRA, D.C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. Acta Limnol. Bras. 21(1):123-134.

RODRÍGUEZ, M.A. & LEWIS, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. Ecol. Monogr. 67(1):109-128.

RONDINELI, G.R., CARMASSI, A.L. & BRAGA, F.M.S. 2009. Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in Passa Cinco stream, Corumbataí river sub-basin, São Paulo state, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 69(3):925-934.

SHIBATTA, O.A. & CHEIDA, C.C. 2003. Composição em tamanho de peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool. 20(3):469-473.

SMITH, W. S., PETRERE Jr., M. & BARRELLA, W. 2009. The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). Braz. J. Biol. 69(4):1015-1025.

SMITH, W.S., BARRELLA, W. & CETRA, M. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. Rev. Bras. Ecol. 1(1):67-71.

SÚAREZ, Y.R. & LIMA Jr., S.E. 2009. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. Biota Neotrop. 9(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?article+bn01709012009> (último acesso em 09/12/2009).

SÚAREZ, Y.R. & PETRERE Jr., M. 2005. Organização das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul. Acta Sci. Biol. Sci. 22(2):161-167.

SÚAREZ, Y.R., SILVA, J.P., VASCONCELOS, L.P. & ANTONIALLI Jr., W.F. 2009. Ecology of *Phallotorynus pankalos* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) in a first-order stream of the upper Paraná Basin. Neotrop. Ichthyol. 7(1):49-54.

SÚAREZ, Y.R., VALÉRIO, S.B., TONDATO, K.K., XIMENES, L.Q.L. & FELIPE, T.R.A. 2007. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Acta Sci. Biol. Sci. 19(2):145-150.

TER BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67(5):1167-1179.

VALÉRIO, S.B., SÚAREZ, Y.R., FELIPE, T.R.A., TONDATO, K.K. & XIMENES, L.Q.L. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. Hydrobiol. 583(1):241-250.

VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotrop. 7(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007> (último acesso em 19/11/2009).

ZARET, T.M. & RAND, A.S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. Ecology 52(2):336-342.

Recebido em 13/12/09
Versão reformulada recebida em 05/06/10
Publicado em 17/06/10

Inventário das espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae) do Parque Nacional do Itatiaia, RJ, Brasil

Marcela Laura Monné[1, 2], Miguel Angel Monné[1], Allan Carelli Aragão[1],

Hingrid Yara Quintino[1], Juan Pablo Botero[1] & Vanessa Souza Machado[1]

[1]Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[2]Autor para correspondência: Marcela Laura Monné, e-mail: mlmonne@uol.com.br

MONNÉ, M.L., MONNÉ, M.A., ARAGÃO, A.C., QUINTINO, H.Y., BOTERO, J.P. & MACHADO, V.S. **Inventory of the Lepturinae, Parandrinae and Prioninae species (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae) of the Parque Nacional do Itatiaia, RJ, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn03610022010.

Abstract: A survey of the Lepturinae, Parandrinae and Prioninae species recorded in the Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro State, Brazil, is presented. Five species of Lepturinae, eight of Parandrinae and 20 of Prioninae are registered, representing about 40% of the species that occur in the Atlantic Rainforest. Two new distribution records are registered to Prioninae species. Thirty one species are illustrated. A comparative table showing the respective number of genera and species of Lepturinae, Parandrinae and Prioninae that occur in the Neotropical Region, Atlantic Rainforest and Parque Nacional do Itatiaia is given.
Keywords: *Cerambycidae, Coleoptera, inventory, Atlantic Rainforest.*

MONNÉ, M.L., MONNÉ, M.A., ARAGÃO, A.C., QUINTINO, H.Y., BOTERO, J.P. & MACHADO, V.S. **Inventário das espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae) do Parque Nacional do Itatiaia, RJ, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn03610022010.

Resumo: É apresentado um levantamento das espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem no Parque Nacional do Itatiaia, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. São registradas cinco espécies de Lepturinae, oito de Parandrinae e 20 de Prioninae, que representam 40% das espécies que ocorrem na Mata Atlântica. Novas ocorrências de distribuição são registradas para duas espécies de Prioninae. Trinta e uma espécies são ilustradas. É fornecida uma Tabela comparativa mostrando o número de gêneros e espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem na região Neotropical, na Mata Atlântica e no Parque Nacional do Itatiaia.
Palavras-chave: *Cerambycidae, Coleoptera, inventário, Mata Atlântica.*

Introdução

Os Cerambycidae são besouros das mais diversas formas e tamanhos, podendo alcançar até 20 cm, e constituem um grupo importante do ponto de vista florestal e agrícola já que as larvas são xilófagas, broqueando os troncos e galhos (Martins 1997). A família apresenta, na região Neotropical, sete subfamílias, cerca de 9.000 espécies e está dividida nas seguintes subfamílias: Aseminae, Cerambycinae, Lamiinae, Lepturinae, Parandrinae, Prioninae e Spondylidinae (Monné 2005a, b, 2006).

O Parque Nacional do Itatiaia (PNI) representa uma das mais importantes Unidades de Conservação da Mata Atlântica e, do ponto de vista da entomofauna, pouco se sabe sobre espécies de Coleoptera. Em Cerambycidae estão registradas cinco subfamílias: Cerambycinae, Lamiinae, Lepturinae, Parandrinae e Prioninae. Três inventários foram realizados no PNI: Zikán, J.F. & Zikán, W. (1944) que trataram dos Cerambycidae que ocorrem no Itatiaia e na Mantiqueira onde registraram 718 espécies; Zajciw (1972) que tratou exclusivamente das espécies ocorrentes no Parque Nacional do Itatiaia, assinalando 588 espécies, sendo oito de Lepturinae, 10 de Parandrinae e 15 de Prioninae e Monné et al. (2009) que atualizaram o inventário de Cerambycinae no PNI, registrando 293 espécies.

Este trabalho visa dar continuidade ao projeto que vem sendo desenvolvido no PNI, sobre atualizar o inventário das espécies de Cerambycidae e que foi iniciado com a subfamília Cerambycinae (Monné et al. 2009). Objetiva-se atualizar os dados das espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem no parque com base em dados da literatura, da coleção de Cerambycidae do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro e de coletas de campo; contribuir com dados de distribuição para as espécies e, eventualmente, novos registros. Fornecer, pela primeira vez, uma tabela, atualizada até fevereiro de 2010, com o número de gêneros e espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem na região Neotropical, na Mata Atlântica e no Parque Nacional do Itatiaia.

Material e Métodos

O Parque Nacional do Itatiaia situa-se geograficamente entre os paralelos 22° 19' e 22° 45' S e os meridianos 44° 15' e 44° 50' O. Está localizado na divisa entre os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo, na Serra da Mantiqueira. Fica a Sudoeste do Estado do Rio de Janeiro, no município de Itatiaia, e a Sudoeste do Estado de Minas Gerais, abrangendo os Municípios de Itamonte, Alagoa e Bocaina de Minas (Brasil 2009).

Foram estudados os exemplares da coleção do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro com registro para o Parque Nacional do Itatiaia e realizadas 10 coletas, entre setembro de 2007 e janeiro de 2010 (Licença de coleta do IBAMA nº 16928-1); a literatura pertinente foi examinada com intuito de complementar o estudo. As coletas foram realizadas próximas à sede do parque, em altitudes de 700 a 1.250 m; durante o dia utilizou-se guarda-chuva entomológico e rede entomológica e, durante a noite, pano branco com fonte luminosa próxima ao mesmo. O material coletado foi montado, etiquetado e depositado na coleção do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

A lista é apresentada em ordem alfabética de subfamília, tribo, gênero e espécie e as referências sob cada espécie restringem-se à descrição original e à dos autores que citaram a espécie para o parque. O item distribuição, em cada espécie, foi obtido de Monné (2006), Monné, M.L. & Monné, M.A. (2008) e Santos-Silva & Martins (2010). O item material examinado é incluído quando ocorre um novo registro. As espécies obtidas nas coletas são destacadas com um asterisco ao lado do nome da espécie. Para a confecção da Tabela 1 foram utilizados os dados do catálogo de Monné (2006) e todos os trabalhos posteriores, até fevereiro de 2010, referentes a espécies ocorrentes na região neotropical. Siglas utilizadas no texto: MNRJ, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil; PNI, Parque Nacional do Itatiaia.

Tabela 1. Número de gêneros e espécies por tribo de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem na região Neotropical, na Mata Atlântica e no Parque Nacional do Itatiaia.

Table 1. Number of genera and species by tribe of Lepturinae, Parandrinae and Prioninae that occur in the Neotropical Region, Atlantic Rainforest and Parque Nacional do Itatiaia.

Subfamílias tribos	Gêneros /espécies na região Neotropical	Gêneros/espécies na Mata Atlântica	Gêneros/espécies no Parque Nacional do Itatiaia
Lepturinae			
Necydalini	12/62	5/10	-
Lepturini	39/174	3/13	2/5
Total	51/236	8/23	2/5
Parandrinae			
Erichsonini	1/1	-	-
Parandrini	3/41	2/11	2 / 8
Total	4/42	2/11	2/8
Prioninae			
Anacolini	22/47	6/9	1/1
Callipogonini	10/33	6/10	5/7
Calocomini	1/4	1/1	-
Macrodontini	5/17	2/4	1/2
Macrotomini	18/62	7/10	2/2
Mallaspini	10/28	3/3	2/2
Meroscelisini	11/26	3/9	3/6
Prionini	8/58	-	-
Solenopterini	6/46	-	-
Total	91/321	28/46	14/20

Resultados

São registradas cinco espécies de Lepturinae, oito de Parandrinae e 20 de Prioninae, que representam 40% das espécies que ocorrem na Mata Atlântica.

São registradas cinco espécies de Lepturinae distribuídas em dois gêneros. Não ocorreram novos registros de distribuição e não foram coletados exemplares. Das cinco espécies, duas apresentam ampla distribuição na América do Sul e três ocorrem apenas na Mata Atlântica.

Em Parandrinae registraram-se oito espécies, distribuídas em dois gêneros, e também não ocorreram novos registros de distribuição. Para a Mata Atlântica estão registradas 11 espécies e apenas três não ocorrem no PNI. Nas coletas foram obtidas duas espécies: *Parandra (Parandra) glabra* (Degeer, 1774) e *Parandra (Parandra) minuscula* Zikán, 1948.

Em Prioninae são registradas 20 espécies distribuídas em 14 gêneros e seis tribos. Dois novos registros de distribuição foram obtidos para o PNI: *Meroscelisus apicalis* White, 1853 e *Quercivir dohrni* Lameere, 1912. Para a Mata Atlântica estão registradas 46 espécies e cerca de 45% destas espécies ocorrem no PNI. Nas coletas realizadas no parque, foram obtidas sete espécies: *Myzomorphus quadripunctatus* (Gray, 1831), *Chorenta reticulata* (Dalman, 1817), *Hephialtes ruber* (Thunberg, 1822), *Ancistrotus aduncus* Buquet, 1853, *Ancistrotus uncinatus* (Klug, 1825), *Mallodon spinibarbis* (Linnaeus, 1758) e *Mecosarthron buphagus* Buquet, 1840.

Abaixo segue a lista das espécies de Lepturinae, Parandrinae e Prioninae que ocorrem no PNI.

SUBFAMÍLIA LEPTURINAE

Tribo Lepturini

1. *Euryptera unilineatocollis* Fuchs, 1956 (Figura 1)
Euryptera unilineatocollis Fuchs 1956: 567, Monné & Monné 2008: 42.
Distribuição - Brasil (Espírito Santo a Santa Catarina), Paraguai, Argentina.

2. *Strangalia flavocincta* (Thomson, 1861) (Figura 2)
Ophistomis flavocinctus Thomson 1861a: 155.
Ophistomis latifasciata: Zajciw 1972: 47.
Ophiostomis latifasciata: Zikán & Zikán 1944: 13.
Distribuição - Brasil (Bahia a São Paulo).

3. *Strangalia fulvicornis* (Bates, 1872) (Figura 3)
Ophistomis fulvicornis Bates 1872: 183.
Ophistomis variabilis: Zajciw 1972: 48.
Ophiostomis variabilis: Zikán & Zikán 1944: 13.
Ophiostomis rustica: Zikán & Zikán 1944: 13.
Distribuição - Brasil (Goiás, Espírito Santo ao Rio Grande do Sul), Paraguai, Argentina (Misiones), Uruguai.

4. *Strangalia lyrata* (Redtenbacher, 1867) (Figura 4)
Ophistomis lyrata Redtenbacher 1867: 190, Zajciw 1972: 48.
Ophiostomis lyrata: Zikán & Zikán 1944: 13.
Ophistomis discophora: Zajciw 1972: 47.
Ophiostomis discophora: Zikán & Zikán 1944: 12.
Distribuição - Brasil (Espírito Santo a São Paulo).

5. *Strangalia melanura* (Redtenbacher, 1867) (Figura 5)
Euryptera melanura Redtenbacher 1867: 189, Zikán & Zikán 1944: 13, Zajciw 1972: 48.
Euryptera dimidiata: Zikán & Zikán 1944: 13, Zajciw 1972: 48.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais ao Rio Grande do Sul).

SUBFAMÍLIA PARANDRINAE

Tribo Parandrini

1. *Acutandra murrayi* (Lameere, 1912)
Parandra murrayi Lameere 1912: 115.
Acutandra murrayi: Santos-Silva 2002: 51.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais ao Rio Grande do Sul).

2. *Parandra (Hesperandra) expectata* Lameere, 1902 (Figura 6)
Parandra expectata Lameere 1902: 69.
Parandra (Archandra) expectata: Zikán & Zikán 1944: 2.
Parandra (Archandra) montana: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia ao Rio Grande do Sul), Argentina, Paraguai e Uruguai.

3. *Parandra (Parandra) brasilica* Zikán, 1948 (Figura 7)
Parandra (Archandra) brasilica Zikán 1948: 31, Zajciw 1972: 46.
Parandra (Archandra)cribraria: Zikán 1948: 34.
Parandra (Archandra) melzeri: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais a Santa Catarina).

4. *Parandra (Parandra) glabra* (Degeer, 1774)* (Figura 8)
Attelabus glaber Degeer 1774: 352.
Parandra (Archandra) glabra: Zikán & Zikán 1944: 2, Zajciw 1972: 46.
Parandra (Archandra) lucida: Zajciw 1972: 46.
Distribuição - México a Argentina e Antilhas.

5. *Parandra (Parandra) minuscula* Zikán, 1948* (Figura 9)
Parandra (Archandra) minuscula Zikán 1948: 38, Zajciw 1972: 47.
Parandra (Archandra) costa-limai: Zajciw 1972: 46.
Parandra (Archandra) itatiayaensis: Zikán 1948: 39.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo).

6. *Parandra (Parandra) monnei* (Santos-Silva, 2001)
Hesperandra monnei Santos-Silva 2001b: 229.
Distribuição - Brasil (Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina).

7. *Parandra (Parandra) ubirajarai* (Santos-Silva, 2001) (Figura 10)
Hesperandra ubirajarai Santos-Silva 2001a: 216.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais a Santa Catarina).

8. *Parandra (Tavandra) longicollis* Thomson, 1861 (Figura 11)
Parandra longicollis Thomson, 1861b: 83.
Parandra (Archandra) longicollis: Zikán & Zikán 1944: 2, Zajciw 1972: 46.
Distribuição – Amplamente distribuída na América do Sul.

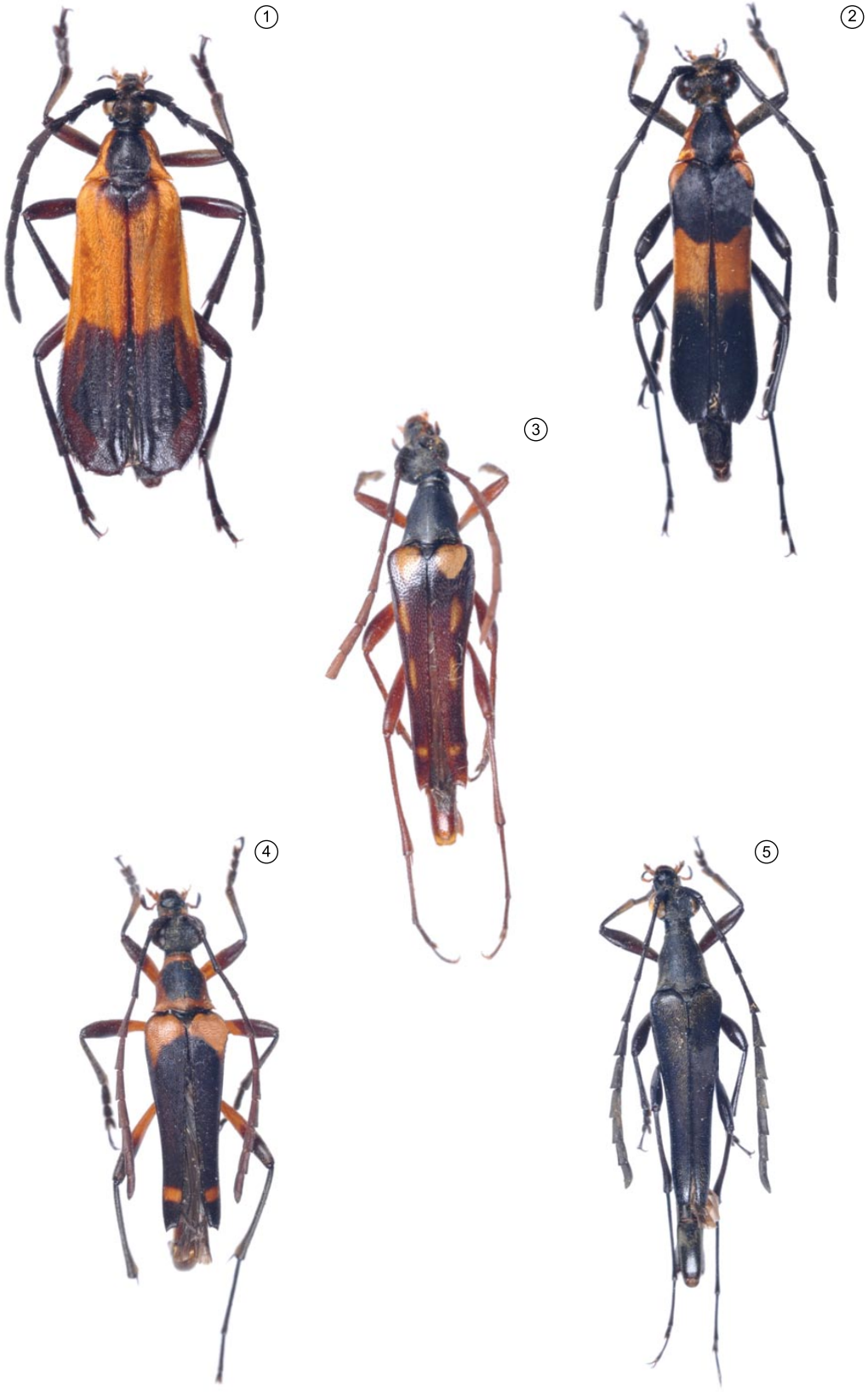
SUBFAMÍLIA PRIONINAE

Tribo Anacolini

1. *Myzomorphus quadripunctatus* (Gray, 1831)* (Figuras 12, 13)
Anacolus quadripunctatus Gray *in* Griffith & Pidgeon 1831: pr. 70.
Myzomorphus quadripunctatus: Galileo 1987b: 576.
Myzomorphus quadrimaculatus: Zikán & Zikán 1944: 4, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa, Peru, Brasil (Amazônia, Bahia a Santa Catarina).

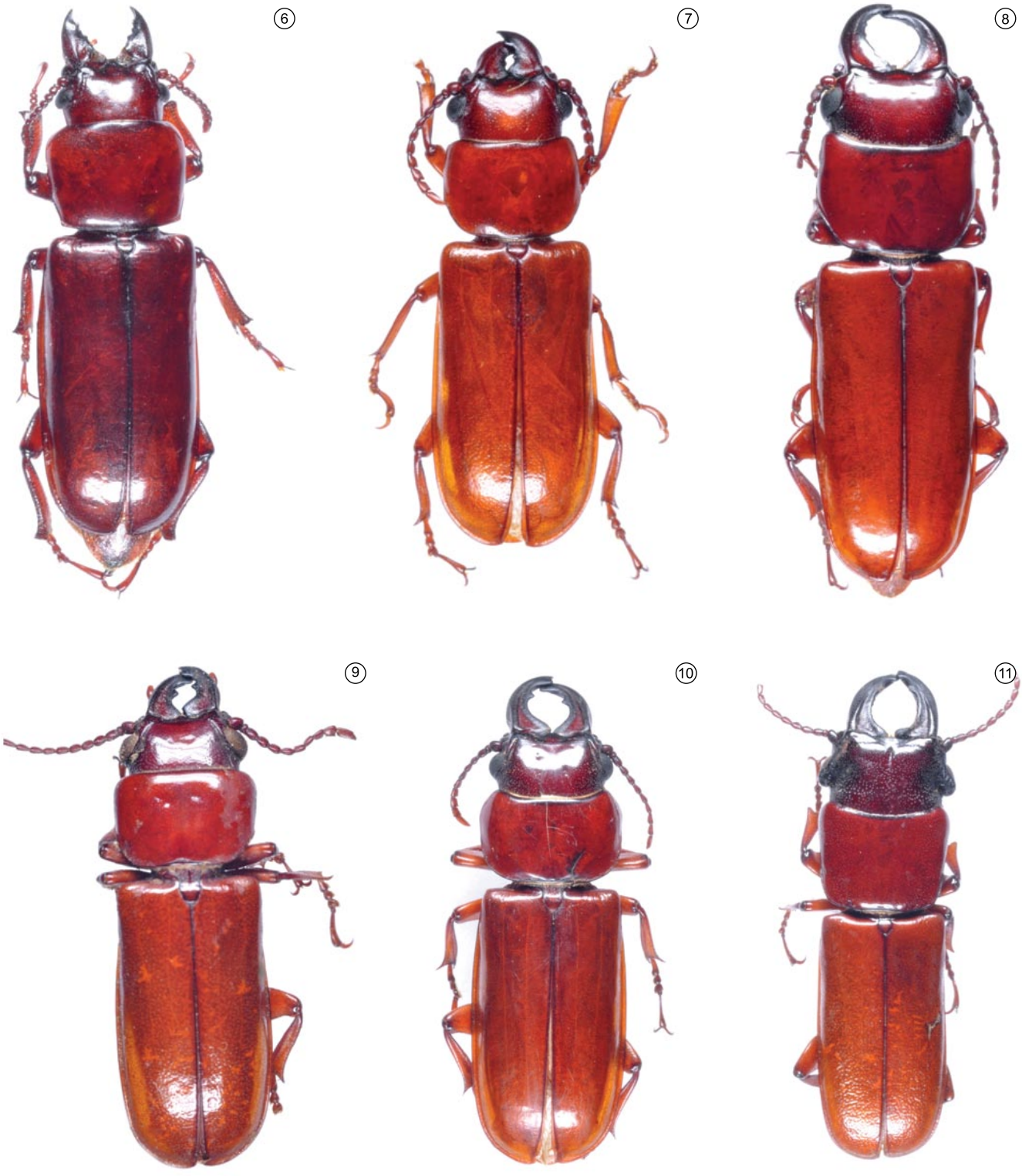
Tribo Callipogonini

2. *Callipogon (Orthomegas) jaspideum* (Buquet, 1844) (Figura 14)



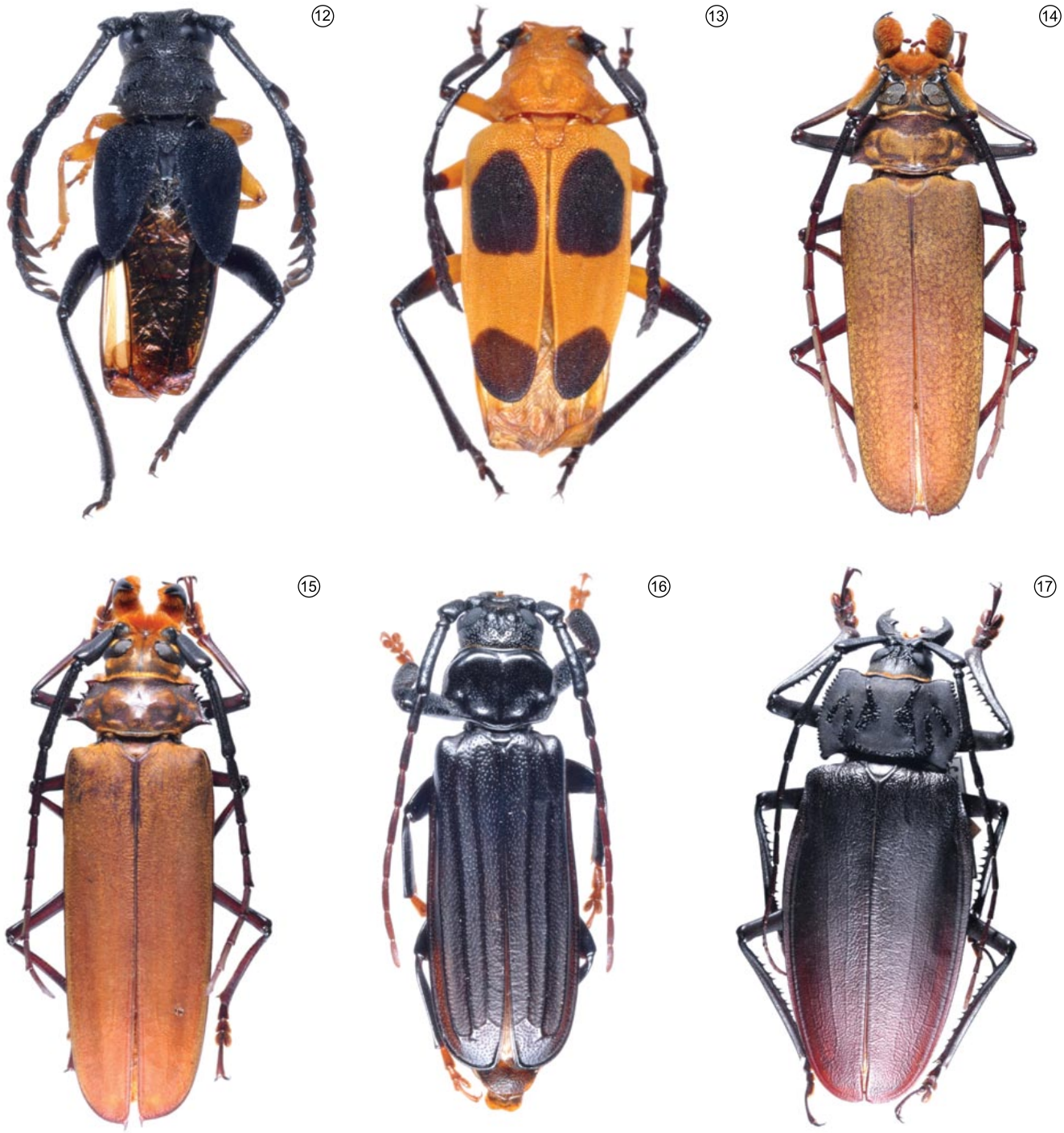
Figuras 1-5. 1) *Euryptera unilineatocollis* Fuchs, 1956; 2) *Strangalia flavocincta* (Thomson, 1861); 3) *Strangalia fulvicornis* (Bates, 1872); 4) *Strangalia lyrata* (Redtenbacher, 1867); 5) *Strangalia melanura* (Redtenbacher, 1867).

Figure 1-5. 1) *Euryptera unilineatocollis* Fuchs, 1956; 2) *Strangalia flavocincta* (Thomson, 1861); 3) *Strangalia fulvicornis* (Bates, 1872); 4) *Strangalia lyrata* (Redtenbacher, 1867); 5) *Strangalia melanura* (Redtenbacher, 1867).



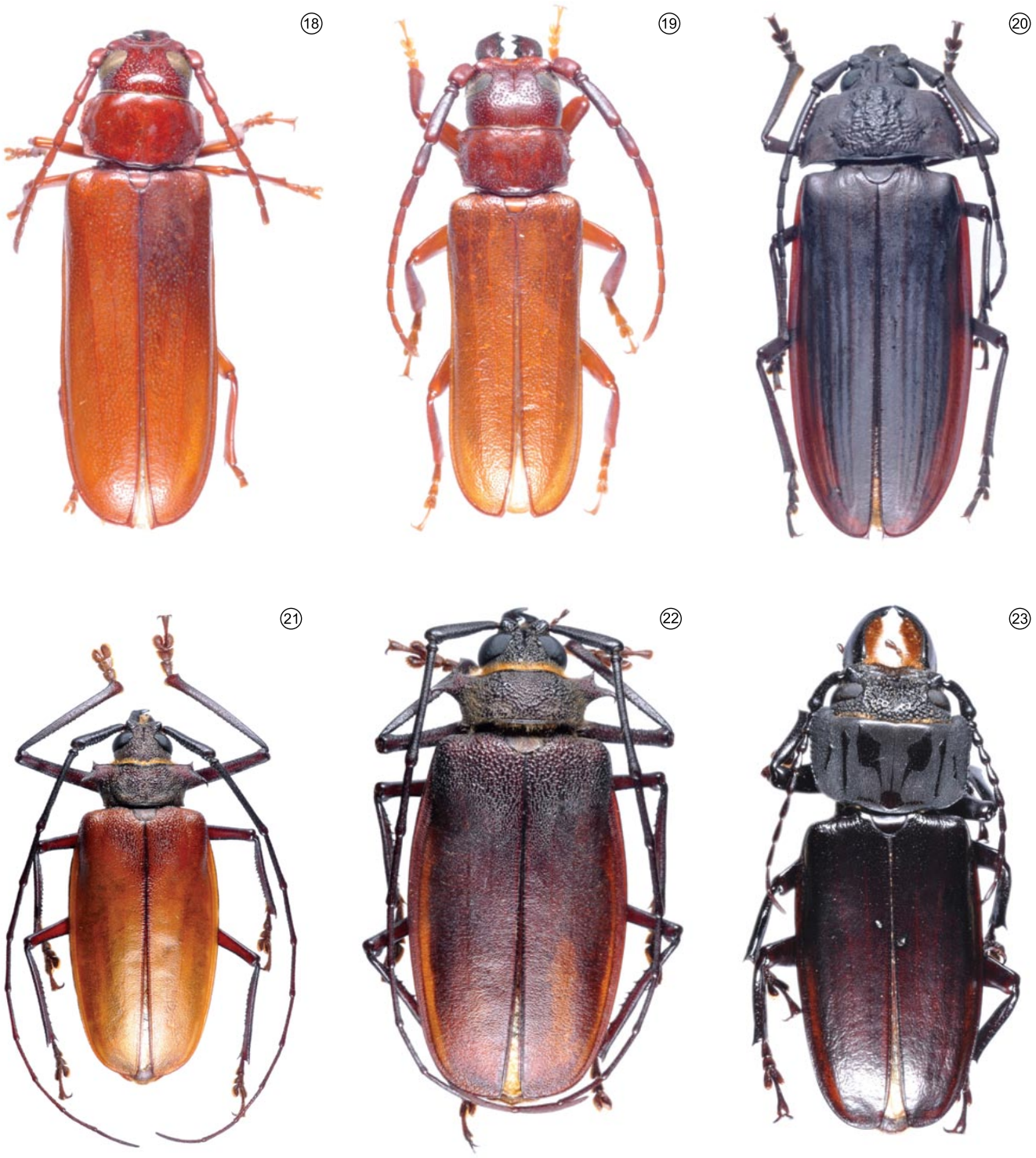
Figuras 6-11. 6, *Parandra (Hesperandra) expectata* Lameere, 1902; 7, *Parandra (Parandra) brasilica* Zikán, 1948; 8, *Parandra (Parandra) glabra* (Degeer, 1774); 9, *Parandra (Parandra) minuscula* Zikán, 1948; 10, *Parandra (Parandra) ubirajarai* (Santos-Silva, 2001); 11, *Parandra (Tavandra) longicollis* Thomson, 1861.

Figure 6-11. 6) *Parandra (Hesperandra) expectata* Lameere, 1902; 7) *Parandra (Parandra) brasilica* Zikán, 1948; 8) *Parandra (Parandra) glabra* (DeGeer, 1774); 9) *Parandra (Parandra) minuscula* Zikán, 1948; 10) *Parandra (Parandra) ubirajarai* (Santos-Silva, 2001); 11) *Parandra (Tavandra) longicollis* Thomson, 1861.



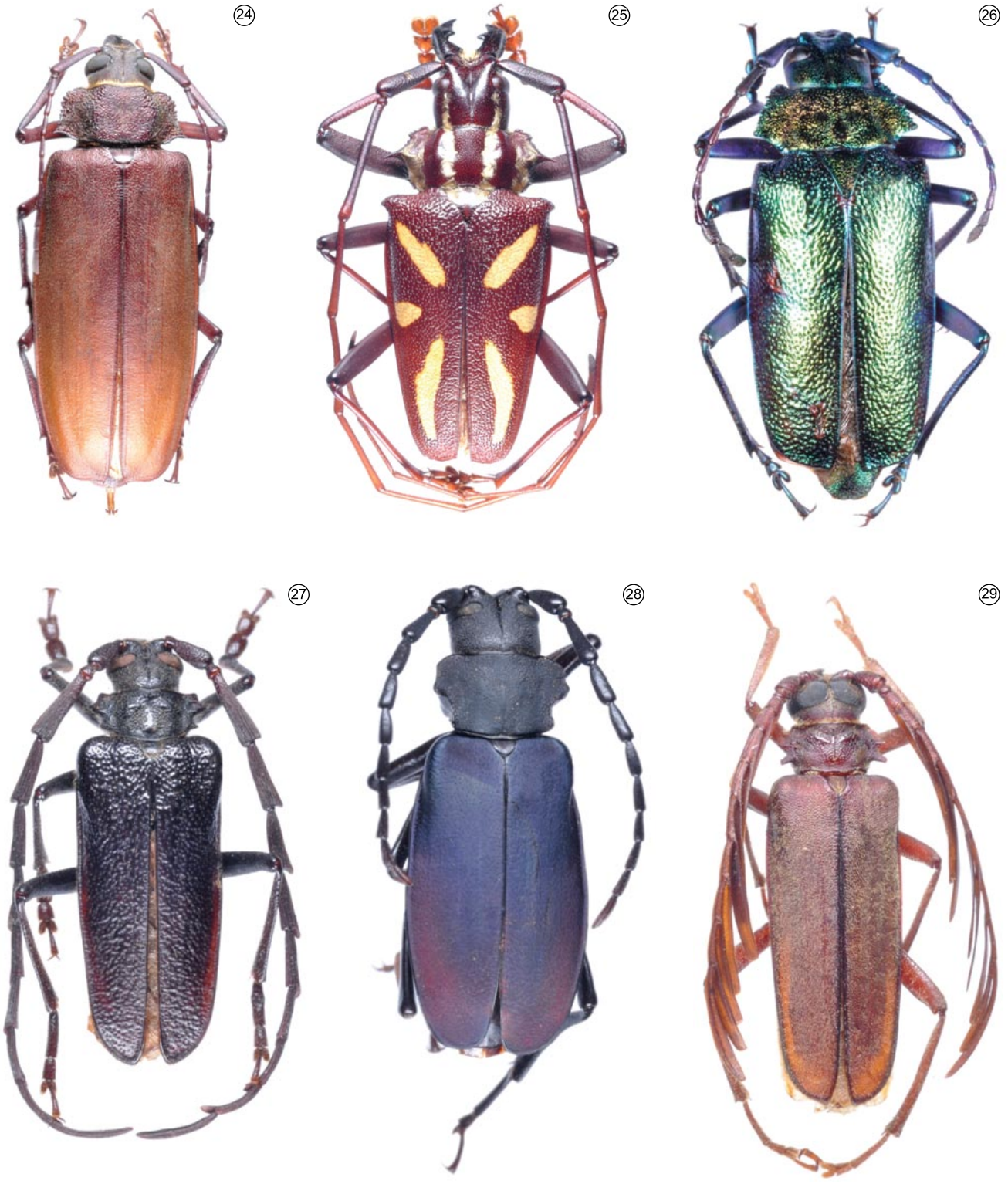
Figuras 12-17. *Myzomorphus quadripunctatus* (Gray, 1831), 12) macho, 13) fêmea; 14) *Callipogon (Orthomegas) jaspideum* (Buquet, 1844); 15) *Callipogon (Orthomegas) similis* (Gahan, 1894); 16) *Chorenta reticulata* (Dalman, 1817); 17) *Ctenoscelis (Ctenoscelis) acanthopus* (Germar, 1824).

Figura 12-17. *Myzomorphus quadripunctatus* (Gray, 1831), 12 male, 13 female; 14, *Callipogon (Orthomegas) jaspideum* (Buquet, 1844); 15) *Callipogon (Orthomegas) similis* (Gahan, 1894); 16) *Chorenta reticulata* (Dalman, 1817); 17) *Ctenoscelis (Ctenoscelis) acanthopus* (Germar, 1824).



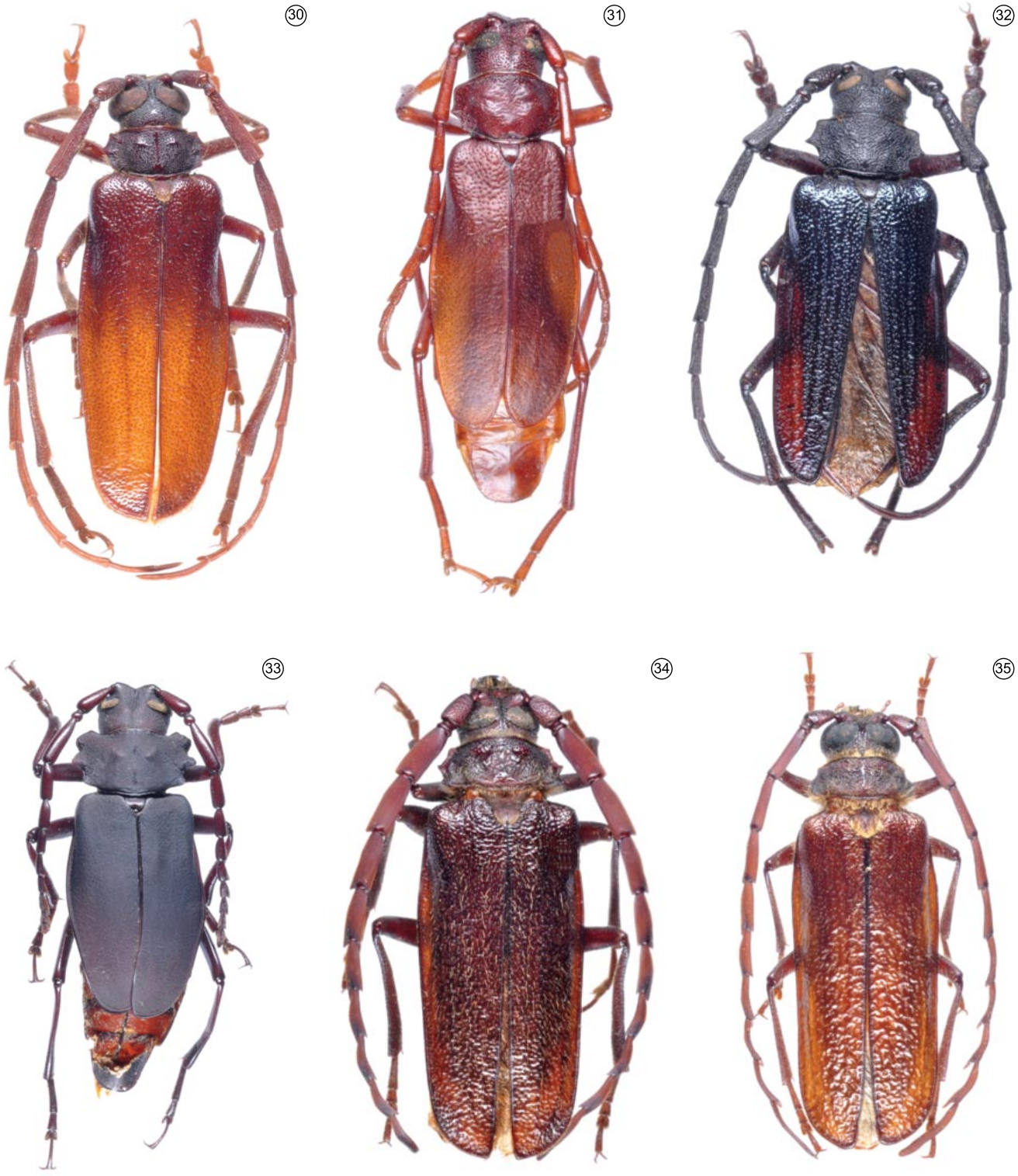
Figuras 18-23. 18) *Hephialtes mourei* Santos-Silva, 2004; 19) *Hephialtes ruber* (Thunberg, 1822); 20) *Navosoma luctuosum* (Schoenherr, 1817); 21) *Ancistrotus aduncus* Buquet, 1853; 22) *Ancistrotus uncinatus* (Klug, 1825); 23) *Mallodon spinibarbis* (Linnaeus, 1758).

Figure 18-23. 18) *Hephialtes mourei* Santos-Silva, 2004; 19) *Hephialtes ruber* (Thunberg, 1822); 20) *Navosoma luctuosum* (Schoenherr, 1817); 21) *Ancistrotus aduncus* Buquet, 1853; 22) *Ancistrotus uncinatus* (Klug, 1825); 23) *Mallodon spinibarbis* (Linnaeus, 1758).



Figuras 24-29. 24) *Mecosarthron buphagus* Buquet, 1840; 25) *Poecilopyrodes pictus* (Perty, 1832); 26) *Pyrodes nitidus* (Fabricius, 1787); *Meroscelisus apicalis* White, 1853, 27) macho, 28) fêmea; 29) *Polyoza lacordairei* Audinet-Serville, 1832.

Figures 24-29. 24) *Mecosarthron buphagus* Buquet, 1840; 25) *Poecilopyrodes pictus* (Perty, 1832); 26) *Pyrodes nitidus* (Fabricius, 1787); *Meroscelisus apicalis* White, 1853, 27) male; 28) female; 29) *Polyoza lacordairei* Audinet-Serville, 1832.



Figuras 30-35. *Meroscelisus servillei* Thomson, 1865, 30) macho, 31) fêmea; *Meroscelisus violaceus* Audinet-Serville, 1832, 32) macho, 33) fêmea; 34) *Quercivir dohrni* Lameere, 1912; 35) *Quercivir gounellei* Lameere, 1912.

Figures 30-35. *Meroscelisus servillei* Thomson, 1865, 30) male, 31) female; *Meroscelisus violaceus* Audinet-Serville, 1832, 32) male, 33) female; 34) *Quercivir dohrni* Lameere, 1912; 35) *Quercivir gounellei* Lameere, 1912.

Orthomegas jaspideus Buquet *in* Guérin-Méneville 1844: 212.
Callipogon (Orthomegas) jaspideus: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Pernambuco ao Rio Grande do Sul), Paraguai e Argentina.

3. *Callipogon (Orthomegas) similis* (Gahan, 1894) (Figura 15)
Orthomegas similis Gahan 1894: 223.
Callipogon (Orthomegas) similis: Zikán & Zikán 1944: 3, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais a Santa Catarina).

4. *Chorenta reticulata* (Dalman, 1817)* (Figura 16)
Prionus reticulatus Dalman *in* Schoenherr 1817: 147.
Stictosomus (Anacanthus) reticulates: Zikán & Zikán 1944: 3, 45, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia ao Rio Grande do Sul), Paraguai e Argentina.

5. *Ctenoscelis (Ctenoscelis) acanthopus* (Germar, 1824) (Figura 17)
Prionus acanthopus Germar 1824: 467.
Ctenoscelis acanthopus: Zikán & Zikán 1944: 3, 44.
Ctenoscelis (Ctenoscelis) acanthopus: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia ao Rio Grande do Sul), Paraguai e Argentina.

6. *Hephialtes mourei* Santos-Silva, 2004 (Figura 18)
Hephialtes mourei Santos-Silva 2004: 35.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais, Rio de Janeiro ao Paraná).

7. *Hephialtes ruber* (Thunberg, 1822)* (Figura 19)
Trachyderes ruber Thunberg, 1822: 305.
Stictosomus (Anacanthus) rubber: Zikán & Zikán 1944: 3, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Guiana Francesa e Brasil.

8. *Navosoma luctuosum* (Schoenherr, 1817) (Figura 20)
Prionus luctuosus Schoenherr 1817: 346.
Callipogon (Navosoma) luctuosus: Zikán & Zikán 1944: 3, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia ao Rio Grande do Sul, Mato Grosso), Paraguai, Uruguai e Argentina.

Tribo Macrodontiini

9. *Ancistrotus aduncus* Buquet, 1853* (Figura 21)
Ancistrotus aduncus Buquet 1853: xxiv, Bleuzen 1994: 37.
Distribuição - Brasil (Rio de Janeiro).

10. *Ancistrotus uncinatus* (Klug, 1825)* (Figura 22)
Prionus uncinatus Klug 1825: 454.
Ancistrotus uncinatus: Zikán & Zikán 1944: 3.
Ancistrotus (Ancistrotus) uncinatus: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais, Rio de Janeiro).

Tribo Macrotomini

11. *Mallodon spinibarbis* (Linnaeus, 1758)* (Figura 23)
Cerambyx spinibarbis Linnaeus 1758: 390.
Stenodontes (Mallodon) spinibarbis: Zikán & Zikán 1944: 3.
Stenodontes (Orthomallodon) spinibarbis: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - México a Argentina.

12. *Mecosarthron buphagus* Buquet, 1840* (Figura 24)
Mecosarthron buphagus Buquet 1840: 172, Zikán & Zikán 1944: 2, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia ao Paraná).

Tribo Mallaspini

13. *Poecilopyrodes pictus* (Perty, 1832) (Figura 25)
Prionus pictus Perty 1832: 85.
Pyrodes pictus: Zikán & Zikán 1944: 3.
Pyrodes (Pyrodes) pictus: Zajciw 1972: 47.
Poecilopyrodes pictus: Galileo & Martins 1992: 382.
Distribuição - Brasil (Bahia a São Paulo).

14. *Pyrodes nitidus* (Fabricius, 1787) (Figura 26)
Prionus nitidus Fabricius 1787: 128.
Pyrodes nitidus: Zikán & Zikán 1944: 3.
Pyrodes (Pyrodes) nitidus: Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Alagoas ao Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul), Paraguai e Argentina (Misiones).

Tribo Meroscelisini

15. *Meroscelisus apicalis* White, 1853 (Figuras 27, 28)
Meroscelisus apicalis White 1853: 26.
Distribuição - Brasil (Espírito Santo a Santa Catarina).
Esta espécie está citada para o Rio de Janeiro no Estado do Rio de Janeiro, registra-se pela primeira vez para Itatiaia.
Material examinado. BRASIL, Rio de Janeiro: Itatiaia (Parque Nacional do Itatiaia), Maromba, 1.200m, 1 fêmea, 26.XII.1953, Seabra & Alvarenga col. (MNRJ).

16. *Meroscelisus servillei* Thomson, 1865 (Figuras 30, 31)
Meroscelisus servillei Thomson 1865: 577, Galileo 1987a: 243.
Distribuição - Brasil (Espírito Santo ao Rio Grande do Sul), Paraguai e Argentina.

17. *Meroscelisus violaceus* Audinet-Serville, 1832 (Figuras 32, 33)
Meroscelisus violaceus Audinet-Serville 1832: 158, Zikán & Zikán 1944: 4, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Bahia a Santa Catarina) e Paraguai.

18. *Polyoza lacordairei* Audinet-Serville, 1832 (Figura 29)
Polyoza lacordairei Audinet-Serville 1832: 167, Zikán & Zikán 1944: 4, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Goiás, Bahia ao Rio Grande do Sul), Paraguai, Argentina e Uruguai.

19. *Quercivir dohrni* Lameere, 1912 (Figura 34)
Quercivir dohrni Lameere 1912b: 37.
Distribuição - Brasil (Rio de Janeiro a Santa Catarina).
Esta espécie está citada para o Rio de Janeiro no Estado do Rio de Janeiro, registra-se pela primeira vez para Itatiaia.
Material examinado. BRASIL, Rio de Janeiro: Itatiaia (Parque Nacional do Itatiaia), 1 macho, 1950 (MNRJ).

20. *Quercivir gounellei* Lameere, 1912 (Figura 35)
Quercivir gounellei Lameere 1912b: 38, Galileo 1987a: 219.
Quercivir zikani: Zikán & Zikán 1944: 4, Zajciw 1972: 47.
Distribuição - Brasil (Minas Gerais ao Rio Grande do Sul).

Agradecimentos

Ao IBAMA pela autorização de coleta No. 16928-1. Ao Diretor de Pesquisa do PNI, Leo Nascimento, por incentivar a realização dos estudos no parque. Ao Joel, funcionário do parque, pelas gentilezas durante as estadias na Casa do Pesquisador no PNI.

Referências Bibliográficas

AUDINET-SERVILLE, J.G. 1832. Nouvelle classification de la famille des longicornes. Ann. Soc. Ent. de Fr. 1(1):118-201.

BATES, H.W. 1872. On the longicorn Coleoptera of Chontales, Nicaragua. Trans. Ent. Soc. London 1872:163-238.

BLEUZEN, P. 1994. Les Coléoptères du Monde. Prioninae I. Sci. Nat. 21:1-92.

BUQUET, J.B.L. 1840. Coléoptères nouveaux. Revue Zool. 1840:172-173.

BUQUET, J.B.L. 1884. In Iconographie du règne animal de G. Cuvier, ou réprésentation d'après nature de l'une des espèces les plus remarquables et souvent non figurées de chaque genre d'animaux. Avec un texte descriptif mis au courant de la science.Ouvrage pouvant servir d'atlas a tous les traités de zoologie. (F.E. Guérin-Méneville). Insectes 7:576.

BUQUET, J.B.L. 1853. Erratum. Bull. Soc. Ent. Fr. 1853:24.

DALMAN, J.W. 1817. Appendix. In Synonymia insectorum, oder: Versuch einer synonymie aller bisher bekannten Insectten; nach Fabricii Systema Eleutheratorum & c. geordnet. Eleutherata oder Käfer (C.J. Schoenherr). Skara, Lewerentzischen Buchdruekerey, v.1, n.3, 506p.

DEGEER, C. 1774. Mémoires pour servir à l'histoire des insectes. Pierre Hesselberg, Stockholm. v.4, 455p.

FABRICIUS, J.C. 1787. Mantissa insectorum sistens eorum species nuper detectas adiectis characteribus genericis, differentiis specificis, emendationibus, observationibus. Proft, Hafniae, 348p.

FUCHS, E. 1956. 2. Beitrag zur Kenntnis der neotropischen Cerambyciden (Col.). Ent. Arb. Mus. Frey 7(2):567-576.

GAHAN, C.J. 1894. Descriptions of some new species of Prionidae. Ann. Mag. Nat. Hist. (6)14:221-227.

GALILEO, M.H.M. 1987a. Sistemática das tribos Meroscelisini e Anacolini (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae) nas Américas. I. Meroscelisini. Rev. Bras. Ent. 31(2):141-267.

GALILEO, M.H.M. 1987b. Sistemática das tribos Meroscelisini e Anacolini (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae) nas Américas. II. Anacolini. Rev. Bras. Ent. 31(4):481-705.

GALILEO, M.H.M. & MARTINS, U.R. 1992. Revisão da tribo Mallaspini Thomson, 1860 (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae). Rev. Bras. Ent. 36(2):293-422.

GERMAR, E.F. 1824. Insectorum species novae aut minus cognitae, descriptionibus illustratae. Hendel & Sons, Halae, 624p.

GRAY, G. 1831. In Griffith, E. & Pidgeon, E. The animal kingdom arranged in conformity with its organization by the Baron Cuvier, with supplementary addition to each order. Insects, London, 796p.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. <http://www.icmbio.gov.br/parna_itatiaia/> (último acesso em 10/03/2010).

KLUG, J.C. 1825. Entomologiae Brasilianae specimen sistens insectorum coleopterorum nondum descriptorum centuriam. Nova Acta Acad. Caesar. Leopold. Carol. 12(2):421-476.

LAMEERE, A.A. 1902. Révision des prionides (Premier mémoire - Parandrides). Ann. Soc. Ent. Belg. 46:59-111.

LAMEERE, A.A. 1912. Révision des prionides (Vingt-et-unième mémoire - Anacolines). Mém. Soc. Ent. Belg. 21:1-188.

LINNAEUS, C. 1758. Systema naturae per regne tria naturae secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Holmiae, 823p.

MARTINS, U.R. 1997. Cerambycidae Sul-Americanos (Coleoptera): taxonomia. Sociedade Brasileira de Entomologia, São Paulo.

MONNÉ, M.A. 2005a. Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part I. Subfamily Cerambycinae. Zootaxa 946:1-765.

MONNÉ, M.A. 2005b. Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part II. Subfamily Lamiinae. Zootaxa 1023:1-760.

MONNÉ, M.A. 2006. Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part III. Subfamilies Parandrinae, Prioninae, Anoplodermatinae, Aseminae, Spondylidinae, Lepturinae, Oxypeltinae, and addenda to the Cerambycinae and Lamiinae. Zootaxa 1212:1-244.

MONNÉ, M.L. & MONNÉ, M.A. 2008. The tribe Lepturini in South America (Coleoptera: Cerambycidae: Lepturinae). Zootaxa 1858:37-52.

MONNÉ, M.L., MONNÉ, M.A. & MERMUDES, J.R.M. 2009. Inventário das espécies de Cerambycinae (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae) do Parque Nacional do Itatiaia, RJ, Brasil. Biota Neotr. 9(3):1-30.

PERTY, J.A.M. 1832. De insectorum in America meridionali habitantiam vitae genere, moribus ac distributione geographica observationes nonnullae. In Delectus animalium articulatorum quae in itinere per Brasilian annis MDCCCXVII-MDCCCXX jussu at auspicis Maximiliani Josephi I. Bavariae regis augustissime peracto collegerunt Dr. J. B. de Spix et Dr. C. F. Ph. de Martius. Monachii, p.61-124.

REDTENBACHER, L. 1867. Coleopteren. In Reise des österreichischen Fregatte Novara und die Erde in den Jahren 1857, 1858, 1859, unter der befehlen des Commodore B. von Wüllerstorf-Urbair. Zoologischer Theil, Wien, 249p.

SANTOS-SILVA, A. 2001a. Parandrinae neotropicais (Coleoptera, Cerambycidae) I: redescrição de *Parandra degeeri* Thomson, 1867 e descrição de uma nova espécie. Rev. Bras. Ent. 45(3):215-219.

SANTOS-SILVA, A. 2001b. Parandrinae neotropicais (Coleoptera, Cerambycidae) II: espécies de *Hesperandra* Arigony, 1977 com submento elevado e marginação lateral do protórax dos machos incompleta. Rev. Bras. Ent. 45(3):221-241.

SANTOS-SILVA, A. 2002. Notas e descrições em Parandrini (Coleoptera, Cerambycidae, Parandrinae). Iheringia Serie Zool. 92(2):29-52.

SANTOS-SILVA, A. 2004. Descrição de *Hephialtes mourei* sp. nov. e notas em *Hephialtes* Thomson e *Braderochus mundus* (White) (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae). Rev. Bras. Ent. 48(1):35-38.

SANTOS-SILVA, A. & MARTINS, U.R. 2010. Subfamília Parandrinae. In Cerambycidae Sul-americanos (Coleoptera) taxonomia (U.R. Martins, org.). Sociedade Brasileira de Entomologia, São Paulo, p.5-79.

SCHOENHERR, C.J. 1817. Synonymia Insectorum, oder: Versuch einer Synonymia aller bisher bekannten Insecten; nach Fabricii Systema Eleutheratorum &c. geordnet. Lewerentzischen Buchdruekerey 1(3):1-506.

THOMSON, J. 1861a. Essai d'une classification de la famille des cérambycides et matériaux pour servir a une monographie de cette famille. Bouchard-Huzard, Paris, p.129-396.

THOMSON, J. 1861b. Monographie de la famille des parandrides. Musée Scientifique 2:73-87.

THOMSON, J. 1865. Diagnoses d'espèces nouvelles qui seront décrites dans l'appendix du systema cerambycidarum. Mém. Soc. Roy. Sci. Liège 19:353-578.

THUNBERG, C.P. 1822. *Trachyderes* insecti genus ulterius examinatum et auctum sex novis speciebus. Mém. Acad. Imp. Sci. de St.-Petersb. 1822:303-307.

WHITE, A. 1853. Catalogue of the coleopterous insects in the collection of the British Museum. Longicornia 1. British Museum, London, 174p.

ZAJCIW, D. 1972. Contribuição para o estudo da fauna dos longicórneos do Parque Nacional do Itatiaia (Coleoptera, Cerambycidae). Bras. Florest. 3:40-72.

ZIKÁN, J.F. 1948. O gênero *Parandra* Latr., 1804, com a descrição de 14 espécies novas (Col., Cerambycidae). Rev. Soc. Ent. Arg. 14:22-50.

ZIKÁN, J.F. & ZIKÁN, W. 1944. A inseto-fauna do Itatiaia e da Mantiqueira. Bolm. Min. Agric. 33(8):1-50.

Recebido em 30/07/09
Versão reformulada recebida em 16/03/10
Publicado em 18/06/10

Biometria de frutos e sementes de *Butia capitata* (Mart.) Beccari (Arecaceae), em vegetação natural no Norte de Minas Gerais, Brasil

Roberto Cardoso de Moura[1], Paulo Sergio Nascimento Lopes[1,3], Delacyr da Silva Brandão Junior[1],

Janaína Gonçalves Gomes[1] & Maurício Ballesteiro Pereira[2]

[1]Instituto de Ciências Agrárias – ICA, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG,
Av. Universitária, 1000, CP 135, CEP 39404-006, Montes Claros, MG, Brasil
[2]Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ,
BR 465, Km 47, CEP 23890-000, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil
[3]Autor para correspondência: Paulo Sergio Nascimento Lopes, e-mail: psnlopes@ufmg.br

MOURA, R.C., LOPES, P.S.N., BRANDÃO JUNIOR, D.S., GOMES, J.G. & PEREIRA, M.B. **Fruit and seed biometry of *Butia capitata* (Mart.) Beccari (Arecaceae), in the natural vegetation of the North of Minas Gerais, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?short-communication+bn02710022010.

Abstract: The fruit "coquinho-azedo" (*Butia capitata* (Mart.) Beccari), has a great social and economic importance to the communities located close to its distribution areas. Biometric characteristics of fruit and seed are important for the distinction of species, for the formation of more uniform seed lots, for the studies of dispersion and seedling establishing. Thus, the aim of this work was to determine and correlate main fruit and seed biometrical characteristics of the "coquinho-azedo" in order to provide information on the productive and economic potentialities of this species. In this experiment, 2.050 mature "coquinho-azedo" fruits were collected at 41 plants. The evaluated characteristics had been: the longitudinal diameter and the equatorial diameter of the fruits, the average the fresh mass of the fruit, the fresh and dry mass and the average humidity of the pulp (epicarp + mesocarp), the fresh mass of the pyrene (endocarp + seed), the number of seeds, and also the percentage of pulp e pyrene of the fruit. An average longitudinal diameter of 26,87 mm (± 2,77), an equatorial diameter of 21,10 mm (± 1,67) and an fresh average fruit mass of 8,02 g (± 1,73) were obtained. The fruit pulp represents, in mass, approximately 80% of the fruit. The mass and diameter of the fruit showed significant and positive correlations with most valued characteristics, suggesting that fruits of bigger size and mass have heavier pulp and pyrene and more seeds per fruit. In 99% of the fruit examined only one seed was not is observed parthenocarpic fruits or more than two seeds fruits.
Keywords: *Savanna, extractivism, morphometry, "coquinho-azedo", palm.*

MOURA, R.C., LOPES, P.S.N., BRANDÃO JUNIOR, D.S., GOMES, J.G. & PEREIRA, M.B. **Biometria de frutos e sementes de *Butia capitata* (Mart.) Beccari (Arecaceae), em vegetação natural no Norte de Minas Gerais, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?short-communication+bn02710022010.

Resumo: O fruto do coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Beccari) possui grande importância social e econômica para as comunidades que estão localizadas próximas a áreas de sua ocorrência. Características biométricas de frutos e sementes são importantes para a distinção de espécies, para a formação de lotes mais uniformes de sementes, para estudos de dispersão e de estabelecimento de plântulas. Assim, o objetivo deste trabalho foi determinar e correlacionar as principais características biométricas dos frutos e sementes de coquinho-azedo, para que possa gerar informações das potencialidades produtivas e econômicas dessa espécie. Para a condução deste experimento, foram utilizados 2.050 frutos maduros de coquinho-azedo, coletados em 41 plantas. As características avaliadas foram: o diâmetro longitudinal e o diâmetro equatorial dos frutos, a massa fresca média do fruto, a massa fresca, seca e a umidade média da polpa (epicarpo + mesocarpo), a massa fresca do pirênio (endocarpo+semente), o número de sementes por fruto, além da percentagem de polpa e pirênio do fruto. Obteve-se em média um diâmetro longitudinal de 26,87 mm (± 2,77), um diâmetro equatorial de 21,10 mm (± 1,67) e uma massa fresca média do fruto de 8,02 g (± 1,73). A polpa do fruto representa, em massa, aproximadamente 80% do fruto. Observaram-se correlações positivas e significativas da massa e diâmetros do fruto com a maioria das características avaliadas, o que sugere que frutos de tamanho e massa maiores possuem tanto polpa como o pirênio mais pesados e maior número sementes por fruto. Em 99% dos frutos analisados ocorreu somente uma semente não sendo observados frutos paternocárpicos ou com mais de duas sementes.
Palavras-chave*: Cerrado, extrativismo, morfometria, coquinho-azedo, palmeiras.*

Introdução

Butia capitata (Mart.) Beccari, vulgarmente conhecida por coquinho-azedo, é uma palmeira nativa do cerrado, que ocorre predominantemente acompanhando as margens de rios e córregos, principalmente nos estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais. Essa espécie é unicamente explorada por meio do extrativismo, sendo encontrada somente no estado selvagem (Silva 1998, Mendonça et al. 1998, Martins 2003).

O fruto do coquinho-azedo (Figura 1) é caracterizado como uma drupa oval comestível, formada por epicarpo amarelado, avermelhado ou arroxeado, mesocarpo carnoso e fibroso e endocarpo duro e denso com três poros germinativos, sendo funcional apenas a quantidade de poros semelhante à quantidade de sementes do fruto, que pode ser de uma a três (Reitz 1974, Carpenter 1988, Silva 1998, Broschat 1998, Martins 2003, Marcato & Pirani 2006). A polpa dos frutos (mesocarpo + epicarpo) possui teores consideráveis de vitamina C (Genovese et al. 2008), sendo muito apreciada e utilizada para o consumo *in natura* e na fabricação de sucos, licores, sorvetes e picolés. As sementes (amêndoas) também são aproveitadas na fabricação de óleo comestível (Silva 1998, Martins 2003).

Segundo empresas processadoras dos frutos dessa espécie na região Norte do estado de Minas Gerais, onde esta ocorre com boa freqüência, o reflexo desse uso intenso é que atualmente a demanda por esse tipo de polpa é tão alta que falta matéria prima para atender ao mercado, que está ainda restrito a essa região. Dessa forma, o coquinho tem desempenhado uma importante função social e econômica no Norte de Minas, uma vez que o extrativismo de seus frutos é fonte de alimento, de renda e emprego. Por outro lado, essa fruteira, encontra-se ameaçada pelo extrativismo intenso de seus frutos e pela agropecuária, principalmente porque ocorre naturalmente em locais preferidos pelos agricultores para a implantação de culturas e pastagens (Silva 1998, Martins 2003, Rivas & Barilani 2004). Nesse sentido, torna-se importante desenvolver estratégias de proteção a essa palmeira, aliado ao seu uso sustentável.

A estimativa produtiva e dos rendimentos potenciais da fruta, utilizando dados biométricos, se constitui em informações básicas para qualquer atividade cujo objetivo seja a preservação e uso sustentável desta frutífera (Rivas & Barilani 2004). Além disso, os estudos de biometria permitem desenvolver informações importantes para a distinção de espécies do mesmo gênero (Cruz et al. 2001), subsidiam estudos de dispersão e estabelecimento de plântulas (Fenner 1993) e identificação de sucessão vegetal em florestas tropicais (Baskin, C. C. & Baskin, J. M. 1998). Outro aspecto é que características como a massa e tamanho permitem a diferenciação das sementes na formação de lotes mais homogêneos, possibilitando a uniformidade e o aprimoramento da emergência e vigor das sementes (Andrade et al. 1996, Carvalho & Nakagawa 2000). Entretanto, na literatura, existem poucos dados sobre biometria de frutos e de sementes de espécies do gênero *Butia* (Reitz 1974, Molina 2001, Pedron et al. 2004, Rivas & Barilani 2004), tornando-se ainda muito mais restritos, quando se considera a espécie *Butia capitata,* que ocorre no Norte de Minas Gerais (Marcato et al. 2006, Lopes et al. 2007).

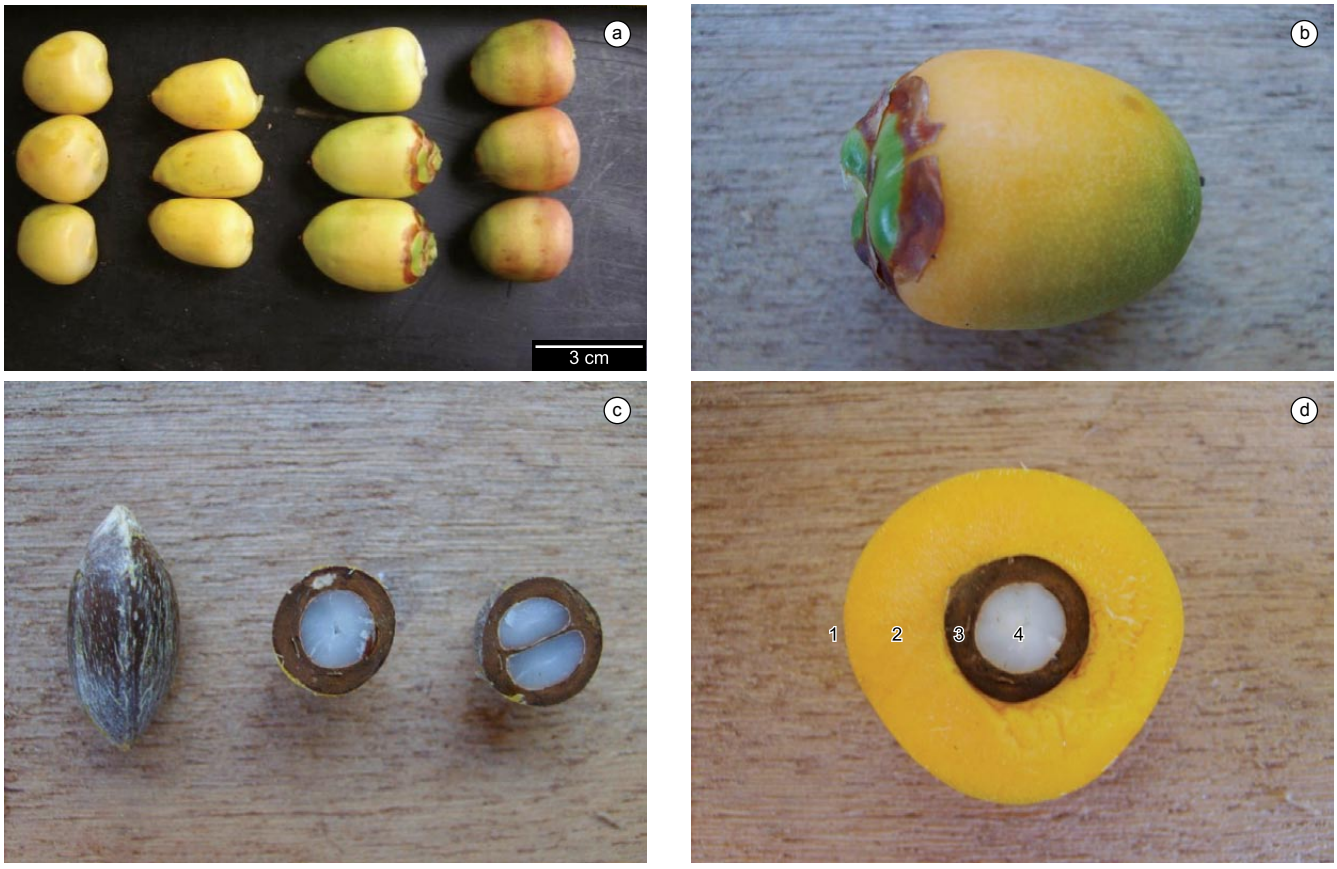


Figura 1. Caracterização de diferentes partes e formatos de frutos de *Butia capitata* (Mart.) Beccari: a) frutos com diferentes formatos; b) um fruto; c) pirênio e corte transversal com uma e duas sementes; d) corte transversal do fruto (1 - exocarpo; 2 - mesocarpo; 3 - endocarpo; 4 - semente). Montes Claros,2008.

Figure 1. Characterization of different parts and shapes of *Butia capitata* (Mart.) Beccari fruits: a) fruits with different shapes; b) one fruit; c) pyrene and transverse section with one and two seeds; d) transverse section of fruit (1 - epicarp; 2 - mesocarp; 3 - endocarp; 4 - seed). Montes Claros, 2008.

Assim, o objetivo deste trabalho foi determinar e correlacionar as principais características biométricas dos frutos e sementes de coquinho-azedo, para que se possa gerar informações das potencialidades produtivas e econômicas dessa espécie.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido no Laboratório de Propagação de Plantas do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, campus Montes Claros - MG.

Foram utilizados frutos maduros de coquinho-azedo, da safra de 2006 (maio a setembro), com coloração totalmente amarela, oriundos de 41 plantas localizadas em área de cerrado *strictu sensu* antropizado, no Município de Montes Claros - MG. No laboratório, os frutos foram selecionados, descartando aqueles que se encontravam em estágio muito avançado de maturação ou que possuíam alguma lesão ou injúria. Em seguida, tomou-se de forma aleatória uma amostra de 50 frutos, coletados na base, no meio e no ápice do cacho. Dessa forma, considerando-se os 41 cachos e 50 frutos por cada um, avaliaram-se 2.050 frutos no total.

Em amostras de 50 frutos foram determinadas a média das seguintes características: o diâmetro longitudinal e o diâmetro equatorial dos frutos, a massa fresca do fruto, a massa fresca e seca da polpa (epicarpo+mesocarpo), a umidade da polpa, a massa fresca do pirênio (endocarpo+semente), o número de sementes por fruto, além da percentagem de polpa e pirênio do fruto. Com o auxílio de um paquímetro digital, determinaram-se os diâmetros longitudinal e equatorial. Os dados de massa fresca dos frutos, da polpa e do pirênio foram determinados utilizando-se balança eletrônica (0,001 g). Para essas determinações, primeiramente, obteve-se a massa das amostras (50 frutos), sendo esses, em seguida, despolpados, mensurando-se, assim, a massa fresca das amostras dos pirênios e por diferença deste com a massa das amostras dos frutos chegou-se à massa fresca média da polpa. A partir daí, as polpas foram levadas para a estufa de circulação fechada 65 °C ± 5, durante 48 horas, determinando-se a massa seca média. A percentagem de umidade da polpa foi obtida pela diferença entre massa úmida menos massa seca, dividida pela massa úmida. Os pirênios das amostras de 50 frutos tiveram seus endocarpos seccionados, contando-se o número de sementes por fruto. A percentagem de polpa foi conseguida por meio da divisão da massa da polpa pela massa do fruto, enquanto a do pirênio foi por meio da divisão da massa do pirênio pela massa do fruto.

Para todos os dados obtidos foram determinados a média, o valor mínimo e máximo, o desvio padrão e o coeficiente de variação. Além disso, todos os dados, a exceção da percentagem de pirênio do fruto, foram submetidos à análise de correlação, calculando-se o coeficiente de correlação Pearson (r) e testando a sua significância com o teste t (Zar 1996). Os coeficientes de correlações para a percentagem de pirênio do fruto não foram apresentados, uma vez que seus valores são iguais a percentagem de polpa do fruto, porém, com sinais inversos. Isso ocorre em função das variáveis serem complementares, representando assim a mesma informação.

Resultados e Discussão

Os dados de diâmetro longitudinal obtidos no presente trabalho, em torno de 26 mm, são semelhantes aos encontrados por Marcato & Pirani (2006) em estudos com *B. capitata* coletada no município de Grão Mogol, norte do estado de Minas Gerais, porém os do diâmetro equatorial são inferiores, aproximadamente a metade (11 mm) do registrado na Tabela 1. O tamanho do fruto e o intervalo de variação dos diâmetros (Tabela 1), de modo geral, se apresentaram semelhantes aos dados encontrados por Rivas & Barilani (2004), porém inferiores aos de Pedron et al. (2004) em estudos realizados no Uruguai e sul do Brasil, respectivamente.

Os últimos autores citados acima mencionaram que trabalharam com a espécie *Butia capitata*, porém outros autores sugerem uma distinção deste material em relação ao coquinho-azedo do cerrado, propondo que a espécie que ocorre no sul do Brasil e Uruguai em áreas de restingas seja denominada como outra espécie, *Butia odorata* Becc*,* conforme mencionado por Henderson et al. (1995). Isso pode ser explicado pela elevada variação morfológica das populações de *Butia*, o que tem gerado divergências quanto a taxonomia (Rossato et al. 2007).

Com relação ao formato dos frutos, esses possuem um diâmetro longitudinal (DLF) maior do que diâmetro equatorial (DEF), apresentando na média uma razão DLF/DEF de 1,27, com variação entre 1,22 e 1,46, tendo como característica aspecto de frutos alongados.

Quanto às correlações, observa-se que os diâmetros se correlacionam positiva e significativamente com a maioria das características avaliadas, à exceção da umidade da polpa, porcentagem

Tabela 1. Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) das características de Diâmetro longitudinal do fruto (DLF), Diâmetro equatorial do fruto (DEF), Massa fresca do fruto (PFF), Massa fresca da polpa (PFP), Massa seca da polpa (PSP), Umidade da polpa (UP), Massa fresca do pirênio (PFPI), número de sementes por fruto (NSF), % de polpa e % pirênio do fruto. Montes Claros, 2008.

Table 1. Mean values, minimum, maximum, standard deviation (σ) and coefficient of variation (CV) characteristics of longitudinal diameter (DLF), equatorial diameter (DEF), fruit fresh weight (PFF), fresh mass pulp (PFP), dry mass of pulp (PSP), humidity pulp (UP), fresh mass of pyrene (PFPI), number of seeds per fruit (NSF), % of pulp and pyrene % of the fruit. Montes Claros, 2008.

Determinações*	Média	σ	Mínimos	Máximos	CV (%)
Diâmetro longitudinal (mm)	26,87	2,77	21,92	36,04	10,32
Diâmetro equatorial (mm)	21,10	1,67	18,02	24,64	7,91
Massa fresca do fruto (g)	8,02	1,73	4,98	14,4	21,50
Massa fresca da polpa (g)	6,40	1,34	4,03	11,02	20,99
Massa seca da polpa (g)	0,460	0,092	0,329	0,7996	20,00
Umidade da polpa (%)	92,77	0,50	91,20	93,62	0,54
Massa fresca do pirênio (g)	1,622	0,3976	0,946	3,384	24,51
Número sementes/ fruto	1,01	0,02	1	1,12	2,35
% de polpa no fruto	79,84	1,01	76,50	81,92	1,26
% do pirênio no fruto	20,16	1,01	18,07	23,5	5,03

σ: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de Variação, *: As determinações foram obtidas a partir da média de 50 frutos coletados em 41 cachos.

de polpa e de pirênio (Tabela 2). Isso indica que, quanto maior o tamanho do fruto, maior é a sua massa, a massa da polpa, a massa do pirênio e maior o número de sementes por fruto. Pedron et al. (2004) e Rivas & Barilani (2004) também encontraram correlações positivas entre o tamanho e a massa do fruto, o tamanho e a massa do pirênio e o tamanho e a massa da polpa.

Dessa forma, essas informações são bastante úteis, pois o uso de medições do tamanho do fruto pode auxiliar na seleção de pirênios maiores, visando obter maiores taxas de germinação e vigor de sementes, como foram verificados em outras espécies de palmeiras (Andrade et al. 1996, Martins et al. 2000), além de permitir identificar frutos com maior quantidade de polpa, mais valorizados para o processamento de sucos, de licores etc., como descrito também por Rivas & Barilani (2004) para *B. odorata*.

A umidade da polpa foi em média 92,77%, com um intervalo de variação muito pequeno, entre 91,2 e 93,62% (Tabela 1). A umidade da polpa se correlaciona negativamente com a massa fresca do pirênio, apesar de apresentar um baixo coeficiente. A massa média do pirênio foi de 1,622 g, variando entre 0,946 a 3,384 g e verificou-se o número de sementes por fruto, que, em média, é de 1,01, podendo chegar até 1,12 (Tabela 1).

A massa fresca média do fruto (Tabela 1) se apresentou bastante semelhante aos resultados de Rivas & Barilani (2004), porém diferentes dos relatados por Pedron et al. (2004), onde a média da massa é igual a maior massa média do fruto detectado nesse estudo. Essa discordância pode estar associada a vários aspectos, dentre eles, tamanho da amostra, condições edafo-ambientais e origem genética do material estudado.

As correlações demonstram que há uma correlação positiva alta entre a massa do fruto e a massa da polpa e do pirênio, e em menor grau, com o número de sementes do fruto e umidade da polpa (Tabela 2). Esses resultados são parecidos com os descritos por Pedron et al. (2004), Rivas & Barilani (2004) e Nascimento et al. (2007). Nesse estudo a polpa representa em média aproximadamente 80% do fruto (Tabela 1), porém já Rivas & Barilani (2004) verificaram que a polpa consiste em 70% do fruto.

O peso fresco de polpa foi, em média, de 6,40 g, variando entre 4,03 a 11,02 g (Tabela 1), mostrando, assim, a possibilidade de seleção de frutos com maior quantidade de polpa e, consequentemente, elevado rendimento de polpa para indústria, como verificado para outras fruteiras nativas do cerrado, a exemplo da cagaiteira, *Eugenia dysenterica* DC (Silva et al. 2001). Dentre todos os caracteres físicos do fruto, a massa da polpa (mesocarpo e epicarpo), tanto fresco (PFP) como seco (PSP), se apresentou como o de maior importância para a exploração econômica, principalmente no processamento de frutos. A massa da polpa se correlaciona significativamente também com um coeficiente elevado com a massa do pirênio e, com um menor valor, com a umidade da polpa e o número de sementes do fruto (Tabela 2). A correlação positiva e significativa entre a massa da polpa e a massa do pirênio em frutos de palmeira também foi verificada por Pedron et al. (2004) Rivas & Barilani, (2004) e Nascimento et al. (2007).

De forma geral, o teor de umidade da polpa do coquinho-azedo se encontra na faixa da maioria dos frutos carnudos, entre 90 a 95% (Chitarra, M. I. F. & Chitarra, A. B. 1990) e próximo ao encontrado por Faria et al. (2008) de 85,4 %. Frutos com esse teor elevado de umidade necessitam de cuidados especiais após colheita, evitando exposição a situações que levem a um processo de desidratação intenso, o que pode ocasionar prejuízos às características físicas, químicas e organolépticas. Isso pode representar uma menor rentabilidade ao extrativista, haja vista que os frutos dessa espécie são comercializados por peso.

Da mesma forma que foi para o tamanho do fruto e massa média do fruto, a massa média do pirênio foi semelhante aos dados encontrados por Rivas & Barilani (2004), porém inferiores aos de Pedron et al. (2004).

Outro aspecto é que a massa média dos pirênios apresenta o maior coeficiente de variação, indicando maior possibilidade de seleção quanto a essa característica importante, principalmente, porque, em outras palmeiras, pirênios maiores levam a um melhor processo germinativo (Andrade et al. 1996, Martins et al. 2000). O número médio de sementes interfere positivamente na massa do pirênio, sendo este fato em função do preenchimento de mais um lóculo.

Aproximadamente 99% dos frutos possuem uma semente por fruto, enquanto o restante desses, duas sementes, não se detectando frutos sem sementes e nem com mais de duas sementes por fruto. Já Pedron et al. (2004) e Rivas & Barilani (2004) observaram frutos com três sementes ou sem sementes. Ainda segundo Rivas & Barilani (2004), há a predominância de 38% dos frutos com duas sementes, 30% com três sementes, 22% com uma semente e 10% sem sementes. Porém, Marcato & Pirani (2006) só constataram a ocorrência de uma e duas sementes por fruto. Essas diferenças com relação ao número de sementes por fruto podem estar associadas principalmente

Tabela 2. Matriz de coeficientes de correlações de Pearson das variáveis: Diâmetro longitudinal do fruto (DLF), Diâmetro equatorial do fruto (DEF), Massa fresca do fruto (PFF), Massa fresca da polpa (PFP), Massa seca da polpa (PSP), Umidade da polpa (UP), Massa fresca do pirênio (PFPI), número de sementes por fruto (NSF), % de polpa (% POL). Montes Claros, 2008.

Table 2. Matrix of coefficients of Pearson correlations of variables: fruit longitudinal diameter (DLF), fruit equatorial diameter (DEF), fruit fresh weight (PFF), fresh mass pulp (PFP), dry mass of pulp (PSP), humidity of pulp (UP), fresh mass of pyrene (PFPI), number of seeds per fruit (NSF), % of pulp (% POL). Montes Claros, 2008.

	DLF	DEF	PFF	PFP	PSP	UP	PFPI	NSF	% POL
DLF	1	-	-	-	-	-	-	-	-
DEF	0,67**	1	-	-	-	-	-	-	-
PFF	0,75**	0,66**	1	-	-	-	-	-	-
PFP	0,74**	0,75**	0,99**	1	-	-	-	-	-
PSP	0,74**	0,61**	0,95**	0,95**	1	-	-	-	-
UP	0.15	0,27*	0,32*	0,34*	0,04	1	-	-	-
PFPI	0,74**	0,62**	0,96**	0,94**	0,94**	–0,31*	1	-	-
NSF	0,57**	0,63**	0,56**	0,54**	0,54**	0,09	0,60**	1	-
% POL	0,02	0,05	–0,06	–0,02	0,06	0,14	–0,23	–0,02	1

**; * - Significativo a 1% e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

às características genéticas de cada material ou à presença de polinizadores, como identificado para outra espécie nativa do Brasil (*Clusia arrudae* Planchon & Thiana) por Carmo & Franceschinelli (2002).

Então, a partir do presente trabalho pode-se concluir que:

• Os frutos de coquinho-azedo apresentam formato alongado e com elevado rendimento de polpa, apresentando predominantemente uma semente por fruto;

• O maior tamanho e massa média do fruto podem ser indicativos importantes para seleção de frutos na indústria de processamento de frutas e na produção de mudas, pois garantem maior quantidade de polpa e semente, além de maior massa do pirênio.

Agradecimentos

Esse estudo foi financiado pelo Conselho de desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/CT-HIDRO/ Edital 35/2006), sendo parte da dissertação de Roberto Cardoso Moura (bolsista da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG). Paulo Sergio N. Lopes foi bolsista Pós-doutorando da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/PROCAD 213/207). Janaína Gonçalves Gomes foi bolsista de Iniciação Científica do Conselho de desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/CT-HIDRO/ Edital 35/2006).

Referências Bibliográficas

ANDRADE, A.C.S., VENTURI, S. & PAULILO, M.T.S. 1996. Efeito do tamanho das sementes de *Euterpe edulis* Mart. sobre a emergência e crescimento inicial. Rev.Bras. Sementes 18(2):225-231.

BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. 1998. Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego.

BROSCHAT, T.K. 1998. Endocarp removal enhances *Butia capitata* (Mart.) Becc. (Pindo Palm) seed germination. Hort Technology 8(4):586-587.

CARMO, R.M. & FRANCESCHINELLI, E.V. 2002. Polinização e biologia floral de *Clusia arrudae.* Rev. bras. bot. 25(3):351-360.

CARPENTER, W.J. 1988. Seed after-ripening and temperature influence *Butia capitata* germination. Hortsience 23(4):702-703.

CARVALHO, N.M. & NAKAGAWA, J. 2000. Sementes: ciência, tecnologia e produção. 4 ed. FUNEP, Jaboticabal.

CHITARRA, M.I.F. & CHITARRA, A.B. 1990. Pós-colheita de frutos e hortaliças: fisiologia e manuseio. ESAL, Lavras.

CRUZ, E.D., MARTINS, F.O. & CARVALHO, J.E.U. 2001. Biometria de frutos e sementes e germinação de jatobá-curuba (*Hymenaea intermedia* Ducke), Leguminosae – Caesalpinioideae). Rev. Bras. Bot. 24(2):161-165.

FARIA, J.P., ALMEIDA, F., SILVA, L.C.R., VIEIRA, R.F. & AGOSTINI-COSTA, T.S. 2008. Caracterização da polpa do coquinho-azedo (*Butia capitata* var. capitata). Rev. Bras. Frutic. 30(3):827-829.

FENNER, M. 1993. Seed Ecology. Chapman & Hall, London.

GENOVESE, M.I., PINTO, M.daS., GONÇALVES, A.E. S.S. & LAJOLO, F.M. 2008. Bioactive compounds and antioxidant capacity of exotic fruits and commercial frozen pulps from Brazil. Food. Sci. Technol. Int. 14(3):207-214.

HENDERSON, A., GALEANO, G. & BERNAL, R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton.

LOPES, P.S.N., FERNADES, R.C., MAGALHÃES, H.M., SILVA JUNIOR, D.B., FERNANDES, R.C., GOMES, J.A.O., BARBOSA, F.S. & CARNEIRO, P.A.P. 2007. Absorção de água em sementes de coquinho-azedo. In V Congresso Brasileiro de Agroecologia (M.N.G. Sales, coord.). INCAPER, Guarapari. 1 CD-Rom.

MARCATO, A.C. & PIRANI, J.R. 2006. Flora de Grão Mogol, Minas Gerais: Palmae (Arecaceae). Bol. Bot.Univ. São Paulo 24:1-8.

MARTINS, C.C., NAKAGAWA, J. & BOVI, M.L.A. 2000. Influência do peso das sementes de palmito – vermelho (*Euterpe espiritosantensis* Fernandes) na porcentagem e na velocidade de germinação. Rev. Bras. Sementes 22(1):47-53.

MARTINS, E.R. 2003. Projeto conservação de recursos genéticos de espécies frutíferas nativas do norte Mineiro: coleta, ecogeografia e etnobotânica. UFMG, Montes Claros. Relatório.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S. & NOGUEIRA, P.E. 1998. Flora vascular do cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.289-556.

MOLINA, B. 2001. Biología y conservación del palmar de Butiá (*Butia capitata*) en la Reserva de la Biosfera Bañados del Este. PROBIDES, Rocha, 33p. Documento de trabajo.

NASCIMENTO, J.F., FERREIRA, E.J.L., CARVALHO, A.L. & REGIANI, A.M. 2007. Parâmetros biométricos dos cachos, frutos e sementes da palmeira murmuru (*Astrocaryum ulei* Burret.) encontrada na região de Porto Acre, Acre. Revista Brasileira de Biociências 5(1):90-92.

PEDRON, F.A., MENEZES, J.P. & MENEZES, N.L. 2004. Parâmetros biométricos de fruto, endocarpo e semente de butiazeiro. Cienc. Rural. 34(2):585-586.

REITZ, R. 1974. Palmeiras. In Flora Ilustrada Catarinense. (R. Reitz). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, 189p.

RIVAS, M. & BARILANI, A. 2004. Diversidad, potencial productivo y reproductivo de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc. de Uruguay. Agrociência 8(1):11-20.

ROSSATO, M., BARBIERI, R.L., SCHÄFER, A. & ZACARIA, J. 2007. Caracterização molecular de populações de palmeiras do gênero *Butia* do Rio Grande do Sul através de marcadores ISSR. Magistra. 19(4):311-318.

SILVA, R.S.M., CHAVES, L.J. & NAVES, R.V. 2001. Caracterização de frutos e árvores de cagaita (*Eugenia dysenterica* DC.) no sudeste do estado de Goiás, Brasil. Rev. Bras. Frutic. 23(2):330-334.

SILVA, S.R. 1998. Plantas do cerrado utilizadas pelas comunidades da região do Grande Sertão Veredas. Fundação Pró-Natureza – FUNATURA, Brasília, DF.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Upper Saddle River.

Recebido em 31/10/09
Versão reformulada recebida em 11/04/10
Publicado em 30/05/10

Anfíbios anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil

Thiago Silva-Soares[1,3], Fabio Hepp[1], Paulo Nogueira Costa[1],

Cyro de Luna-Dias[1], Márcia dos Reis Gomes[1],

Ana Maria Paulino Telles de Carvalho e Silva[2] & Sergio Potsch de Carvalho e Silva[1]

[1]Laboratótio de Anfíbios e Répteis, Departamento de Zoologia,
Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ,
Cidade Universitária, CP 68044, CEP 21944-970, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[2]Laboratório de Biossistemática de Anfíbios, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências,
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO,
Av. Pasteur 458, Bloco III, ECB, Sl.402 - Urca, CEP 22290-240, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[3]Autor para correspondência: Thiago Silva-Soares, e-mail: thiagossoares@ufrj.br

SILVA-SOARES, T., HEPP, F., COSTA, P.N., LUNA-DIAS, C., GOMES, M.R., CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T. & CARVALHO E SILVA, S.P. **Anuran Amphibians from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn01210022010.

Abstract: We studied the anuran amphibians from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes. The region is located in the Municipality of Guapimirim, State of Rio de Janeiro, in Southeastern Brazil and represents a lowland Atlantic Rainforest remaining, which has 45.2 ha. The hydromorphic soil is conducive to the occurrence of permanent and temporary wetlands. For the study, we carried out field expeditions since the 1980's, being the collected specimens housed at the zoological collection of the Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. A total of 40 amphibian species of the order Anura have been found at the study site. The species are distributed in 10 families: Hylidae (N = 23), Bufonidae (4), Leptodactylidae (4), Cycloramphidae (2), Microhylidae (2), and Brachycephalidae, Craugastoridae, Hemiphractidae, Leiuperidae and Strabomantidae with one species each. Data on local reproductive environments of the recorded species are provided.
Keywords: *amphibian, anurans, lowland Atlantic Rainforest, conservation status, inventory.*

SILVA-SOARES, T., HEPP, F., COSTA, P.N., LUNA-DIAS, C., GOMES, M.R., CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T. & CARVALHO E SILVA, S.P. **Anfíbios anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn01210022010.

Resumo: Os anfíbios anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, localizado no Município de Guapimirim, Estado do Rio de Janeiro, foram inventariados e estudados. A região é um remanescente de Mata Atlântica de Baixada que ocupa 45,2 ha e está situada sobre um solo hidromórfico que favorece a ocorrência de áreas alagadas permanentes e temporárias. Para o inventário, realizamos excursões para coleta e registro de anfíbios desde a década de 80, estando este material tombado na coleção zoológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Um total de 40 espécies de anfíbios da ordem Anura foi encontrado na região, distribuídas em 10 famílias: Hylidae (N = 23), Bufonidae (4), Leptodactylidae (4), Cycloramphidae (2), Microhylidae (2), Brachycephalidae, Craugastoridae, Hemiphractidae, Leiuperidae e Strabomantidae com uma espécie cada.
Palavras-chave: *anfíbios, anuros, Mata Atlântica de baixada, status de conservação, inventário.*

Introdução

Estima-se que o Brasil possua aproximadamente 13% da biota mundial (Lewinsohn & Prado 2005). Apesar da enorme biodiversidade do país, diversos autores chamam a atenção ao fato de grande parte da fauna brasileira ainda ser desconhecida (Silvano & Segalla 2005, Rodrigues 2005). Possuindo mais de 875 espécies, o Brasil é o país com a maior diversidade de anfíbios do mundo (Sociedade... 2010), sendo ainda frequente a descrição de novas espécies (mais de 60 nos últimos quatro anos).

Atualmente, o domínio morfoclimático da Mata Atlântica é provavelmente o ecossistema mais ameaçado do mundo. Dos 139.584.893 ha originais, a Mata Atlântica está restrita agora a aproximadamente 16.377.472 ha, estando a maior parte distribuída em pequenos fragmentos (<100 ha como sugerido por Ranta et al. (1998)) que representam 11,73% da extensão original (Ribeiro et al. 2009) e que, em grande parte, ainda estão sob enorme pressão antrópica e forte risco de extinção (Morellato & Haddad 2000).

De acordo com a IUCN (Internacional... 2008a), só no Brasil, 320 espécies de vertebrados se encontram em estado de conservação crítico ou extintas, sendo que 30 destes são anfíbios. Embora a literatura disponha destes números, muitas lacunas de conhecimento deste táxon persistem, tendo várias espécies sido classificadas como "dados deficientes" (196 spp.), além de várias outras cujo status sequer foi avaliado. A coordenação do *Global Amphibian Assessment* afirma que ainda não foi possível chegar a um consenso, junto aos especialistas, quanto ao status de conservação de algumas espécies endêmicas de anfíbios brasileiros devido à falta de estudos (Internacional... 2008b).

Considerando que os estudos experimentais, de monitoramento e os inventários constituem configuração primária de documentação e entendimento do declínio de anfíbios em todo o mundo (Biek et al. 2002), a comunidade de anfíbios da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes (CEGHN) e de seus arredores foi inventariada, verificando aspectos do sítio reprodutivo local das espécies encontradas.

A RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes é um pequeno representante dos poucos remanescentes de vegetação de Mata Atlântica de baixada. Alguns estudos relacionados à flora e à fauna como em aves, peixes e insetos já foram realizados na região (Costa & Lacerda 1988, Guedes 1988, Carvalho 1989, Costa 2002), porém, um estudo mais abrangente acerca da comunidade de anfíbios nunca foi publicado.

Aqui apresentamos a lista de espécies de anfíbios anuros de um remanescente da Mata Atlântica do Sudeste do Brasil, a Reserva Particular de Patrimônio Natural Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes (CEGHN), uma área de 45.2 ha pertencente à Associação União dos Escoteiros do Brasil, está localizada no distrito de Citrolândia, Município de Guapimirim, sopé da Serra dos Órgãos, latitude entre 22° 34' 33" S - 22° 35' 05" S e 43° 01' 44" O - 43° 02' 25" O. A área recoberta por mata apresenta relevo plano com pequenas elevações com cota máxima de 48 m de altitude e possui a forma de um istmo alongado outrora ligado à mata que recobre o vizinho maciço da Serra dos Órgãos (Figura 1).

A área em questão, que já foi uma fazenda de propriedade particular, possui sua formação vegetal inalterada desde 1968,



Figura 1. Localização da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil.

Figure 1. Location of RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil.

data em que foi adquirida pela União dos Escoteiros do Brasil (2007) e, posteriormente, transformada em Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Geraldo Hugo Nunes, criada em 14 de novembro de 2008 com o desígnio de contribuir com a preservação da biodiversidade da Mata Atlântica fluminense em benefício das gerações atuais e futuras (Instituto... 2008), com uma área de 20,3 ha, correspondendo à extremidade do istmo. Regiões que circundam a área de estudo também foram inventariadas devido ao fato de possuírem condições ambientais características para reprodução de anuros, tendo destaque para um sítio de piscicultura e suas proximidades. Assim, considerando o CEGHN juntamente com a área que o circunda, a área total de estudo abrange aproximadamente 70 ha.

1.1. Clima e solo

Segundo Bernardes (1952), o clima da região é quente e úmido, sem estação seca, correspondendo ao tipo Af da classificação de Köppen. As normais climatológicas calculadas a partir de observações feitas na estação meteorológica de Citrolândia (22° 36' S e 43° 02' O; 15 m de altitude), indicam temperatura média anual é de 21,9 °C, sendo janeiro o mês mais quente (25,3 °C) e julho o mês mais frio (17,9 °C) e precipitação abundante com total anual de 2050 mm, variando as médias mensais de 337,8 mm (fevereiro) a 59,3 mm (julho). Os meses de menor pluviosidade são os de maio a outubro, que correspondem aos meses mais frios.

O trecho estudado ocorre sobre um solo arenoso, hidromórfico, extremamente ácido e recoberto por densa camada de serrapilheira que tornam o terreno periodicamente encharcado, por ocasião das chuvas, e elevam o teor de matéria orgânica disponível (Guedes 1988).

1.2. Vegetação

A floresta do CEGHN está inserida no domínio morfoclimático da Mata Atlântica (Ab'Saber 1977) e apresenta-se como uma mata densa, com caules eretos sem raízes tubulares, onde há grande variedade de samambaias, orquídeas e bromélias epífitas (Guedes 1988). Estas características associadas ao tipo de solo permitem a caracterização da mata como Mata Pluvial Tropical de Planícies Costeiras (Hueck 1972) ou simplesmente como Mata de Baixada (Eiten 1983). As árvores que compõem o estrato arbóreo são relativamente baixas, com altura média em torno de 7 m, onde se destacam as árvores emergentes de até 20 m (Guedes 1988). Entretanto a vegetação encontra-se muito perturbada por atividades humanas possuindo cobertura rala e sub-bosque denso composto principalmente por arbustos.

2. Amostragem

Desde novembro de 1983 foram realizados estudos de campo para coleta e observação dos anfíbios na área de estudo, nas diversas estações do ano, possibilitando assim, observar o ambiente reprodutivo da maioria das espécies na região.

Para a coleta, o método utilizado foi captura manual por busca ativa visual e auditiva, durante os períodos noturno e diurno. Os espécimes coletados nas expedições recentes foram fotografados e fixados de acordo com as técnicas usuais e atualmente válidas para o grupo (Calleffo 2002).

Durante a busca ativa, troncos, pedras, ocos de árvores, bromélias e serrapilheira foram revirados e/ou vasculhados além dos locais com corpos d'água permanentes ou temporários, como brejos e poças. Outros locais de interior e borda de mata sem corpos d'água também foram amostrados objetivando a captura de espécies que depositam seus ovos no solo úmido e que são frequentemente encontradas na serrapilheira.

Foram classificados sete ambientes reprodutivos das espécies de anuros, sendo estes: Brejos (alagados em área aberta sem conexão com corpos de água corrente), serrapilheira (folhas mortas acumuladas no chão em interior de mata), poça de borda de mata (alagados em borda de mata sem conexão com corpos de água corrente), poça de interior de mata (alagados temporários ou permanentes de interior de mata sem conexão com corpos de água corrente), bromélias, riacho de interior da mata (córrego da água permanente) e um lago permanente formado pela escavação de uma pedreira, atualmente desativada.

O material testemunho (Apêndice 1) encontra-se depositado na coleção de anfíbios do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (ZUFRJ).

Para a obtenção dos registros sonoros foram utilizados os gravadores Sony WM-D6C K7 recorder e Marantz PMD 670 digital recorder, acoplados aos microfones unidirecionais Sennheiser ME 67 ou Sennheiser ME 66. As gravações foram depositadas na coleção de vocalizações do Laboratório de Anfíbios e Répteis da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Os cantos gravados foram comparados com cantos já descritos e com cantos anteriormente armazenados na coleção supracitada para fins de identificação.

Adicionalmente, foram consultadas a coleção de anfíbios da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), a coleção Eugenio Izecksohn da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (EI) e a coleção de anfíbios do Museu Nacional (MNRJ).

Resultados e Discussão

Ao todo, 40 espécies de anfíbios da ordem Anura foram encontradas na RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, estando distribuídas em 10 famílias (Figuras 2 a 6). A família Hylidae foi a mais representativa com 23 espécies em sete gêneros, seguida por Bufonidae (quatro spp., dois gêneros), Leptodactylidae (quatro spp., um gênero), Cycloramphidae e Microhylidae (duas spp., dois gêneros) e Brachycephalidae, Craugastoridae, Hemiphractidae, Leiuperidae e Strabomantidae (uma espécie cada: Tabela 1).

As consultas às coleções de anfíbios do MNRJ, UNIRIO, UFRRJ, proporcionaram a adição de uma única espécie de anuro que não fora encontrado por nós na área de estudo: *Dendropsophus anceps*. Com exceção desta espécie, nenhuma outra foi encontrada nas coleções científicas citadas, que já não estivessem inclusas no presente trabalho.

No CEGHN *Rhinella hoogmoedi* (Figura 2a) apresenta cor críptica com a serrapilheira, local que habitam, e está associada ao ambiente reprodutivo de riacho de água límpida, rasa, de leve correnteza e de interior de mata, onde geralmente vocaliza na margem. Entretanto, na RPPN CEGHN, alguns espécimes foram encontrados vocalizando empoleirados em brejaúvas a mais de dois metros de altura. Esta palmeira acumula folhas secas caídas de outras plantas em seu caule por meio dos acúleos (projeções epidérmicas espinescentes) aparentemente propiciando maior estrato espacial e camuflagem para a espécie.

A espécie *Haddadus binotatus* (Figura 2f), comumente encontrado na região, possui ampla distribuição ocorrendo do Sul da Bahia ao Rio Grande do Sul (Internacional... 2009). De acordo com a IUCN (Internacional... 2009), a espécie se encontra na categoria de não ameaçada devido à sua ampla distribuição, à sua tolerância a ambientes degradados e por suas populações não demonstrarem indícios de declínio. Contudo, no Rio Grande do Sul, *H. binotatus* se encontra incluída na lista de fauna ameaçada (Vinciprova & Garcia 2002).

Euparkerella cochranae (Figura 6a) possui tamanho diminuto e é endêmica do Estado do Rio de Janeiro, com poucos locais conhecidos sobre sua ocorrência. A espécie, que tem como localidade tipo a subsede do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, também no



Figura 2. Anuros do Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro: a) *Rhinella hoogmoedi*; b) *Rhinella icterica*; c) *Rhinella ornata*; d) *Thoropa miliaris*; e) *Zachaenus parvulus*; and f) *Haddadus binotatus*.

Figure 2. Anurans from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro: a) *Rhinella hoogmoedi*; b) *Rhinella icterica*; c) *Rhinella ornata*; d) *Thoropa miliaris*; e) *Zachaenus parvulus*; f) *Haddadus binotatus*.



Figura 3. Anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro: a) *Aparasphenodon brunoi*; b) *Dendropsophus pseudomeridianus*; c) *Dendropsophus elegans*; d) *Hypsboas faber*; e) *Hypsiboas semilineatus*; f) *Phyllomedusa rodhei*.

Figure 3. Anurans from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro: a) *Aparasphenodon brunoi*; b) *Dendropsophus pseudomeridianus*; c) *Dendropsophus elegans*; d) *Hypsboas faber*; e) *Hypsiboas semilineatus*; f) *Phyllomedusa rodhei*.

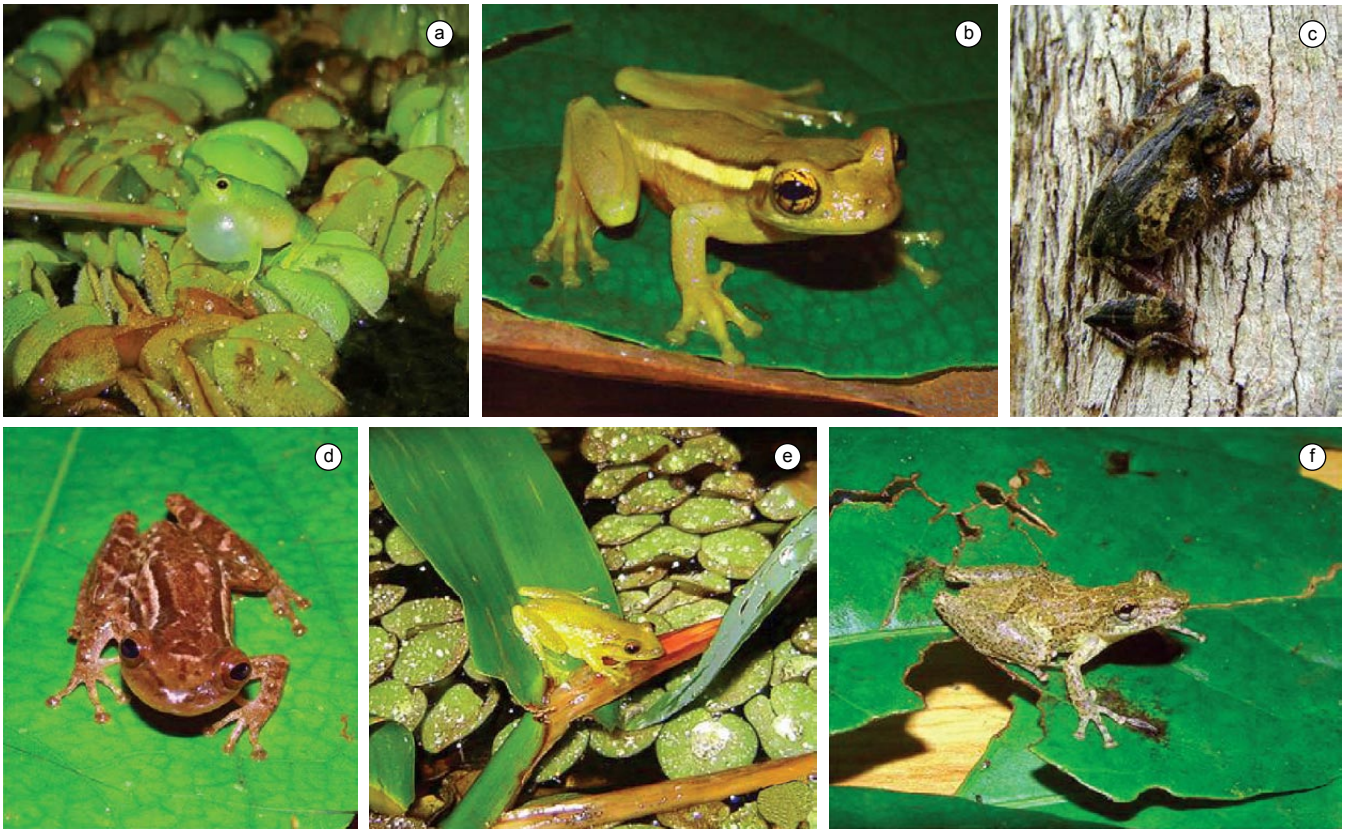


Figura 4. Anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro: a) *Sphaenorhynchus planicola*; b) *Trachycephalus mesophaeus*; c) *Dendropsophus seniculus*; d) *Scinax cuspidatus*; e) *Scinax alter*; f) *Scinax argyreornatus*.

Figure 4. Anurans from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro: a) *Sphaenorhynchus planicola*; b) *Trachycephalus mesophaeus*; c) *Dendropsophus seniculus*; d) *Scinax cuspidatus*; e) *Scinax alter*; f) *Scinax argyreornatus*.

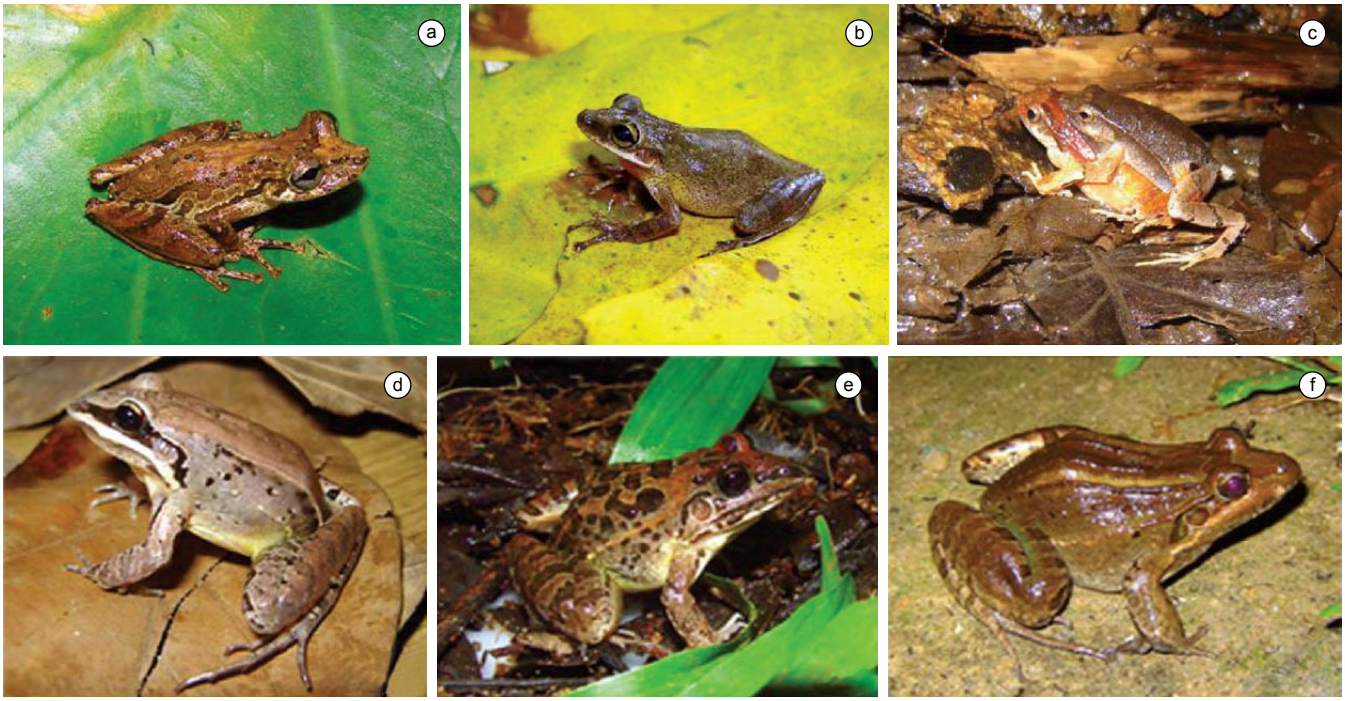


Figura 5. Anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro: a) *Scinax humilis*; b) *Scinax similis*; c) *Physalaemus signifer*; d) *Leptodactylus spixi*; e) *Leptodactylus fuscus*; f) *Leptodactylus latrans*.

Figure 5. Anurans from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro: a) *Scinax humilis*; b) *Scinax similis*; c) *Physalaemus signifer*; d) *Leptodactylus spixi*; e) *Leptodactylus fuscus*; f) *Leptodactylus latrans*.

Tabela 1. Lista das espécies de anfíbios encontrados na RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro. Abreviações e fonte: Brejos (Bre), serrapilheira (S), poça de borda de mata (PB), poça de interior de mata (PI), bromélias (Bro), riacho de interior da mata (RM) e uma pedreira desativada (P). * Status de Conservação de acordo com Stuart et al. (2008) e IUCN (Internacional... 2009).

Table 1. List of the Amphibian species recorded at RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro. Abbreviations and sources: Swamps (Bre), litter (S), pound on forest edge (PB), pound inside forest (PI), bromeliads (Bro), stream inside forest (RM) and an inactive quarry (P). *Conservation status according to Stuart et al. (2008) and IUCN (Internacional... 2009).

Família e espécies	Adulto	Girino	Vocalização	Status de conservação*	Habitat reprodutivo observado
BRACHYCEPHALIDAE					
Brachycephalus didactylus (Izecksohn, 1971)	X	-	-	Fora de Risco	S
BUFONIDAE					
Dendrophryniscus brevipollicatus Jiménez de la Espada, 1870	X	-	-	Fora de Risco	Bro
Rhinella icterica (Spix, 1824)	X	-	-	Fora de Risco	PB, Bre
Rhinella hoogmoedi Caramashi & Pombal 2006	X	X	X	Fora de Risco	RM
Rhinella ornata (Spix, 1824)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
CRAUSGASTORIDAE					
Haddadus binotatus (Spix, 1824)	X	-	-	Fora de Risco	S
CYCLORAMPHIDAE					
Thoropa miliaris (Spix, 1824)	X	X	X	Fora de Risco	P
Zachaenus parvulus (Girard, 1853)	X	-	-	Fora de Risco	S
HEMIPHRACTIDAE					
Flectonotus goeldii (Boulenger, 1895)	X	-	X	Fora de Risco	Bro
HYLIDAE					
Aparasphenodon brunoi Miranda-Ribeiro, 1920	X	-	-	Fora de Risco	PB
Dendropsophus anceps (Lutz, 1929)	X	X	X	Fora de Risco	PB
Dendropsophus berthalutzae (Bokermann, 1962)	X	X	X	Fora de Risco	PI
Dendropsophus bipunctatus (Spix ,1824)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Dendropsophus elegans (Wied-Neuwied, 1824)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Dendropsophus giesleri (Mertens, 1950)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
Dendropsophus meridianus (Lutz, 1954)	X	X	X	Fora de Risco	PB
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
Dendropsophus pseudomeridianus (Cruz, Caramaschi & Dias, 2000)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Dendropsophus seniculus (Cope, 1868)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Hypsiboas albomarginatus (Spix, 1824)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Hypsiboas semilineatus (Spix,1824)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Phyllomedusa rohdei Mertens, 1926	X	X	X	Fora de Risco	PB
Scinax alter (B. Lutz, 1973)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Scinax aff. *alter*	X	X	X	-	Bre
Scinax argyreornatus (Miranda-Ribeiro, 1926)	X	X	X	Fora de Risco	PI
Scinax eurydice (Bokermann, 1968)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
Scinax cuspidatus (Lutz, 1925)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Scinax humilis (B. Lutz, 1954)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
Scinax similis (Cochran, 1952)	X	X	X	Fora de Risco	PB, Bre
Sphaenorhynchus planicola (Lutz & Lutz, 1938)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Trachycephalus mesophaeus (Hensel, 1867)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
LEIUPERIDAE					
Physalaemus signifer (Girard, 1853)	X	X	X	Fora de Risco	PI
LEPTODACTYLIDAE					
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	X	-	X	Fora de Risco	Bre
Leptodactylus latrans (Linnaeus, 1758)	X	X	X	Fora de Risco	Bre
Leptodactylus marmoratus (Steindachner, 1867)	X	-	X	Fora de Risco	S
Leptodactylus spixi Heyer, 1983	X	X	X	Fora de Risco	PB
MICROHYLIDAE					
Myersiella microps (Duméril & Bibron, 1841)	X	-	X	Fora de Risco	S
Chiasmocleis carvalhoi Cruz, Caramaschi, & Izecksohn, 1997	X	X	X	Em Perigo	PI
STRABOMANTIDAE					
Euparkerella cochranae Izecksohn, 1988	X	-	X	Fora de Risco	S

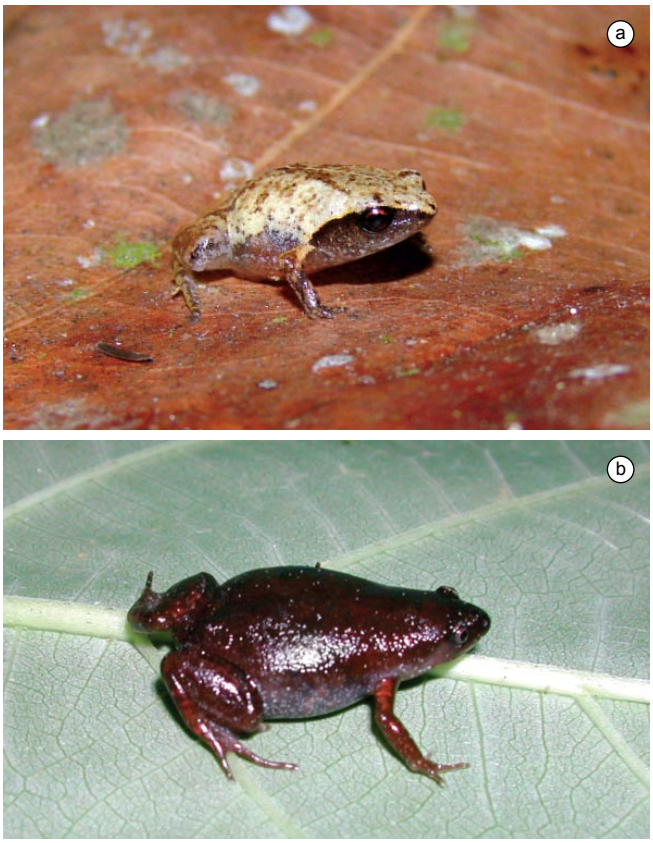


Figura 6. Anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro: a) *Euparkerella cochranae*; b) *Chiasmocleis carvalhoi*.

Figure 6. Anurans from RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim Municipality, Rio de Janeiro: a) *Euparkerella cochranae*; b) *Chiasmocleis carvalhoi*.

Município de Guapimirim, é comum na região principalmente dentro dos limites da área da RPPN onde há serrapilheira acumulada.

A espécie *Scinax* aff. *alter*, não pode ser identificada ao seu nível específico pois, apesar de ser morfologicamente semelhante a espécie *Scinax alter* descrita por A. Lutz (1925) de Manguinhos, bairro da cidade do Rio de Janeiro, e ainda habitar o mesmo ambiente que *S. alter* no CEGHN, apresenta diferenças morfológicas e acústicas que indicam ser uma espécie provavelmente ainda não descrita. Todavia, apenas a partir de mais estudos poder-se-á definir se esta é realmente uma espécie nova.

De todas as espécies que ocorrem no CEGHN, de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (Internacional... 2009) e Stuart et al. (2008), apenas *Chiasmocleis carvalhoi* (Figura 6b) não se encontra 'Fora de Risco' (*Least Concern*), sendo esta assinalada como 'Em Perigo' (*Endangered*) com a afirmação que sua área de ocupação é menor que 500 km^2, possuindo distribuição muito fragmentada e que a extensão de seu habitat está provavelmente declinando. Entretanto, além de ser comumente encontrada no CEGHN, a espécie tem sido encontrada em outras regiões do Rio de Janeiro (Carvalho-e-Silva et al. 2008, Salles et al. 2009) e de outros estados como Bahia (Pimenta et al. 2002) e Espírito Santo (Silva-Soares et al. 2009).

A Figura 7 mostra a relação da utilização de ambiente de reprodução por espécies de anuros na área de estudo, sendo que as espécies *Rhinella icterica*, *R. ornata*, *D. giesleri*, *D. minutus*, *S. humilis* e *S. similis* utilizam mais de um ambiente reprodutivo (ver Tabela 1).

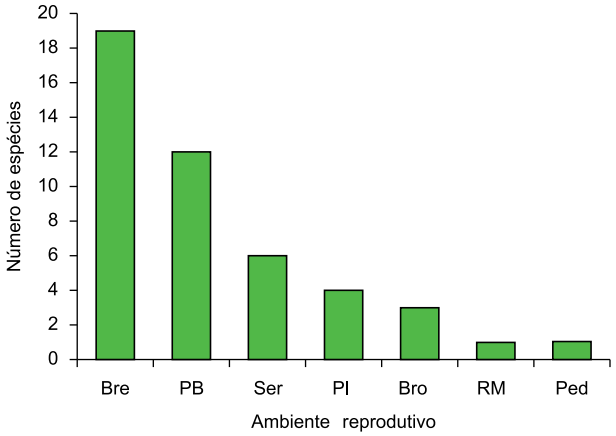


Figura 7. Relação entre o número de espécies por utilização de ambiente reprodutivo. Brejos (Bre), serrapilheira (S), poça de borda de mata (PB), poça de interior de mata (PI), bromélias (Bro), riacho de interior da mata (RM) e uma pedreira desativada (P).

Figure 7. Relation between the number of species per reproductive environment used. Swamps (Bre), litter (S), pound on forest edge (PB), pound inside forest (PI), bromeliads (Bro), stream inside forest (RM) and an inactive quarry (P).

Apesar de pequena, a área de estudo apresenta uma fauna rica em anuros, ou seja, o CEGHN possui aproximadamente 10% das espécies da Mata Atlântica. O solo de drenagem deficiente possibilita a formação de trechos alagadiços e trechos permanentemente encharcados nas cotas mais baixas do terreno (característica da maior parte do terreno da área de estudo), prejudicando a diversidade de vários outros grupos de flora e fauna (Guedes 1988, L. P. Gonzaga, dados não publicados), ao mesmo tempo em que propicia esta grande riqueza de anuros local, já que a maioria das espécies da região depende desses tipos de ambientes para reprodução.

Agradecimentos

Agradecemos a todos que contribuíram na organização das excursões e nas coletas de anfíbios na RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes. Agradecemos à União dos Escoteiros do Brasil, Região do Rio de Janeiro, pela permissão concedida para a realização desta pesquisa na área durante todos esses anos. Ao Prof. Dr. José Pombal Jr. por permitir o acesso à coleção de anfíbios do Museu Nacional. Ao Rodrigo Salles e Marcos Bilate pela ajuda no Museu Nacional e em campo na RPPN CEGHN. Ao Fábio, funcionário do CEGHN pelo auxílio concedido durante nossa estadia. Agradecemos a Michael Presto pela revisão do inglês e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio de Janeiro (FAPERJ) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. 1977. Os domínios morfoclimáticos América do Sul. Geomorfologia 52:1-20.

BIEK, R., FUNK, W.C., MAXELL, B.A. & MILLS, L.S. 2002. What is missing in amphibian decline research: insights from ecological sensitivity analysis. Conserv. Biol. 16(3):728-734.

BERNARDES, L.M.C. 1952. Tipos de clima do estado do Rio de Janeiro. Rev. Bras. Geog. 14(1):57-80.

CALLEFFO, M.E.V. 2002. Anfíbios. In AURICCHIO, P. & SALOMÃO, M.G. Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural, São Paulo, p.43-74.

CARVALHO, A.L. 1989. Description of the larva of *Neuraeschna costalis* (Burmeister), with notes on its biology, and a key to the genera of Brazilian Aeshnidae larvae (Anisoptera). Odonatologica 18(4):325-332.

CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T., SILVA, G.R. & CARVALHO-E-SILVA, S.P.C.S. 2008. Anuros da Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil. Biota Neotrop. 8(1):200-209: http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn02608012008 (último acesso em 20/10/1009).

COSTA, W.J.E.M. 2002. *Leptolebias marmoratus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae: Cynolebiatinae): rediscovery and redescription of a rare, miniaturized forest dwelling seasonal fish from southeastern Brazil. Ichthyol. Expl. Freshw. 13(4):379-384.

COSTA, W.J.E.M. & LACERDA, M.T.C. 1988. Identité et redescription de *Cynolebias sandrii* et de *Cynolebias fluminensis* (Cyprinodontiformes, Rivulidae). Rev. Franç. Aquar. Herpet 14:127-132.

EITEN, G. 1983. Classificação da vegetação do Brasil. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brasília.

GUEDES, R.R. 1988. Composição florística de um trecho de mata perturbada de baixada no Município de Magé, Rio de Janeiro. Arq. Jard. Bot. Rio de Janeiro 29:155-200.

HUECK, K. 1972. As Florestas da América do Sul. São Paulo, Editorial Polígono. p.466. Tradução por H. Reichardt.

Instituto Estadual de Floresta do Rio de Janeiro - IEF. 2008. Programa RPPN-RJ. RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Rio de Janeiro.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - IUCN. 2008a. Table 5: Threatened species in each country (totals by taxonomic group). http://www.iucnredlist.org/amphibians (último acesso em: 02/04/2009).

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - IUCN. 2008b. Table 3a. Status category summary by major taxonomic group (animals). http://www.iucnredlist.org/amphibians. (último acesso em: 30/03/2009).

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - IUCN. 2009. GAA Global Amphibian Assessment. http://www.iucnredlist.org/amphibians. (último acesso em 19/12/2009).

LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2005. Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento. Campinas, Unicamp.

MORELLATO, L.P. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b):786-792.

PIMENTA, B.V.S., CRUZ, C.A.G., & DIXO, M. 2002. Geographic distribution: *Chiasmocleis carvalhoi*. Herpet. Rev. 33:219

RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E., & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiv. Conserv. 7:385-403.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biol. Conserv. 142:1141-1153.

RODRIGUES, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. Megadiversidade 1(1):87-94.

SALLES, R.O.L., WEBER, L.N. & SIVA-SOARES, T. 2009. Amphibia, Parque Natural Municipal da Taquara, municipality of Duque de Caxias, state of Rio de Janeiro, Southeastern Brasil. Check List: J. Spec. Lists Distrib. 5(4):840-854.

Sociedade Brasileira de Herpetologia - SBH. 2010. Brazilian amphibians. http://www.sbherpetologia.org.br. (último acesso em: 20/05/2010).

SILVA-SOARES, T., COSTA, P.N. & FERREIRA, R.B. 2009. Geographic distribution: *Chiasmocleis carvalhoi*. Herpe. Rev. 40(1):107.

SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade. 1(1):80-86.

STUART, S.N., HOFFMANN, M., CHANSON, J.S., COX, N.A., BERRIDGE, R.J., RAMANI P. & YOUNG., B.E. 2008. Threatened amphibians of the world. Lynix Edicions, Barcelona.

União dos Escoteiros do Brasil. Campo Escola – História do Campo Escola. Rio de Janeiro. http://www.uebrj.org.br/ceghnHist.php. (último acesso em: 30/03/2009).

VINCIPROVA, G. & GARCIA, P.C.A. 2002. Anfíbios. In Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Decreto No 41.672, de 10 de junho de 2002. (A.A.B. MARQUES, C.S. FONTANA, E. VÉLEZ, G.A. BENCKE, M. SCHNEIDER & R.E. REIS). FZB/MCTPUCRS/PANGEA, Porto Alegre, p.40. (Publicações avulsas FZB, 11).

Recebido em 13/10/09
Versão reformulada recebida em 28/02/10
Publicado em 22/04/10

Apêndice 1

Brachycephalidae: *Brachycephalus didactylus* (ZUFRJ 2311, 2312, 2326); Bufonidae: *Dendrophryniscus brevipollicatus* (ZUFRJ 2285, 2332, 2431), *Rhinella hoogmoedi* (ZUFRJ 2286, 2386, 3402), *Rhinella ornata* (ZUFRJ 10815, 3278); Craugastoridae: *Haddadus binotatus* (ZUFRJ10808, 10809, 10515); Cycloramphidae: *Thoropa miliaris* (ZUFRJ 10819, 10820, 10821), *Zachaenus parvulus* (ZUFRJ 2334, 3397); Hemiphractidae: *Flectonotus goeldii* (ZUFRJ 3285); Hylidae: *Aparasphenodon brunoi* (ZUFRJ 10509, 2207, 2208, 3087), *Dendropsophus anceps* (MNRJ 56158), *Dendropsophus berthalutzae* (ZUFRJ 5266, 5267, 5268, 5269), *Dendropsophus bipunctatus* (ZUFRJ 104420, 10443, 2271, 7478), *Dendropsophus elegans* (ZUFRJ 10816, 10817, 10750, 10519), *Dendropsophus giesleri* (ZUFRJ 2245, 2246, 2715, 3082), *Dendropsophus meridianus* (ZUFRJ 10511, 10512, 2736, 7477), *Dendropsophus minutus* (ZUFRJ 2222, 10752, 11080, 11081), *Dendropsophus pseudomeridianus* (ZUFRJ 6757, 6759, 7128, 11063), *Dendropsophus seniculus* (ZUFRJ 10507, 10508, 3088, 3136), *Hypsiboas albomarginatus* (ZUFRJ 10441, 2220), *Hypsiboas faber* (ZUFRJ 10759, 10760, 10533, 11082), *Hypsiboas semilineatus* (ZUFRJ 10824, 10825, 10757, 10528), *Phyllomedusa rohdei* (ZUFRJ 10519, 7526), *Scinax alter* (ZUFRJ 2725, 10834, 10798), *Scinax argyreornatus* (ZUFRJ 2232, 6982, 10755, 10829), *Scinax cuspidatus* (ZUFRJ 7124, 7364, 7488), *Scinax* cf. *eurydice* (ZUFRJ 3282, 3283), *Scinax humilis* (ZUFRJ 2242, 10513, 10754, 10830), *Scinax similis* (ZUFRJ 10417, 10758), *Sphaenorhynchus planicola* (ZUFRJ 7673, 10522, 10800, 10801), *Trachycephalus mesophaeus* (ZUFRJ 3132, 10813); Leiuperidae *Physalaemus signifer* (ZUFRJ 2306, 10748, 10818); Leptodactylidae: *Leptodactylus fuscus* (ZUFRJ 2092, 10527, 10814), *Leptodactylus marmoratus* (ZUFRJ 10535), *Leptodactylus latrans* (ZUFRJ 10526, 10745, 10746), *Leptodactylus spixi* (ZUFRJ 3089, 10516, 10531, 10532); Microhylidae: *Myersiella microps* (ZUFRJ 2349, 2425, 2882), *Chiasmocleis carvalhoi* (ZUFRJ 2294, 2295, 2296, 2297); *Euparkerella cochranae* (ZUFRJ 2589, 3400, 10804, 10805).

Fauna de Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) em hortas orgânicas em Araraquara e São Carlos, SP, Brasil

Diogo Loibel Sandonato[1,2], Helena Carolina Onody[1] & Angélica Maria Penteado-Dias[1]

[1]Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Rod. Washington Luís, Km 235, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Diogo Loibel Sandonato, e-mail: mphsto@gmail.com

SANDONATO, D.L., ONODY, H.C. & PENTEADO-DIAS, A.M. **Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) fauna in organic crops in Araraquara and São Carlos, São Paulo State, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03210022010.

Abstract: *Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae)* fauna in organic crops in Araraquara and São Carlos, São Paulo State, Brazil. From March 2006 to February 2007 twelve samples were performed using Malaise traps in each of the three studied organic crop areas. A total of 1773 specimens were identified in ten Campopleginae genera: *Campoctonus* Viereck, 1912, *Campoletis* Föster, 1869, *Casinaria* Holmgren, 1859, *Charops* Holmgren, 1859, *Cryptophion* Viereck, 1913, *Diadegma* Föster, 1869, *Dusona* Cameron, 1900, *Hyposoter* Förster, 1869, *Microcharops* Roman, 1910 e *Venturia* Schrottky, 1902. The richness and diversity of genera indices found were very similar. A low evenness was observed with *Campoletis*, *Venturia* and *Casinaria* being the most common and abundant genera.
Keywords: *organic agriculture, neotropical region, parasitoids, taxonomy.*

SANDONATO, D.L., ONODY, H.C. & PENTEADO-DIAS, A.M. **Fauna de Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) em hortas orgânicas em Araraquara e São Carlos, SP, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03210022010.

Resumo: Fauna de Campopleginae *(Hymenoptera, Ichneumonidae)* em hortas orgânicas em Araraquara e São Carlos, SP, Brasil. De março de 2006 a fevereiro 2007 foram realizadas doze amostragens utilizando armadilhas Malaise em cada uma das três áreas de cultivos orgânicos estudadas. Um total de 1773 espécimes foram identificados em dez gêneros de Campopleginae: *Campoctonus* Viereck, 1912, *Campoletis* Föster, 1869, *Casinaria* Holmgren, 1859, *Charops* Holmgren, 1859, *Cryptophion* Viereck, 1913, *Diadegma* Föster, 1869, *Dusona* Cameron, 1900, *Hyposoter* Förster, 1869, *Microcharops* Roman, 1910 e *Venturia* Schrottky, 1902. A riqueza e diversidade de gêneros foram semelhantes nos locais amostrados. Verificou-se baixa uniformidade, sendo *Campoletis*, *Venturia* e *Casinaria* os gêneros mais comuns e abundantes.
Palavras-chave: *agricultura orgânica, região neotropical, parasitoides, taxonomia.*

Introdução

Os gastos com pesticidas agrícolas no Brasil superam a casa dos US$ 2,7 bilhões por ano (Caporal 2003). As mudanças na forma de utilização do solo em combinação com o uso exagerado de agrotóxicos são as principais causas do rápido declínio da biodiversidade em várias paisagens (Robinson & Sutherland 2002, Benton et al. 2003, Bianchi et al. 2006). Essa perda em paisagens agrícolas foi relacionada à diminuição de funções ecológicas como o controle de pragas (Settle et al. 1996, Wilby & Thomas 2002, Shennan et al. 2004, Tscharntke et al. 2005, Shennan 2007), polinização e resistência a plantas invasoras (Tscharntke et al. 2005, Shennan 2007).

A baixa diversidade de plantas existente nas monoculturas também contribui para a diminuição da diversidade e abundância de inimigos naturais (predadores e parasitoides) das pragas agrícolas (Hooks & Johnson 2003, Landis et al. 2005, Lavandero et al. 2006, Shennan, 2007). A incidência de pragas sobre as culturas agrícolas reduz a produtividade e, consequentemente, aumenta o número de aplicações de pesticidas.

Na agricultura orgânica o sistema de produção exclui o uso de fertilizantes e agrotóxicos, reguladores de crescimento e aditivos; preconiza o uso de esterco animal, rotação de culturas, adubação verde, compostagem e controle biológico de pragas e doenças com o objetivo de manter a estrutura e produtividade do solo em harmonia com a natureza. Há também preocupação pelo uso eficiente dos recursos naturais não renováveis, manutenção da biodiversidade, preservação ambiental, desenvolvimento econômico e qualidade de vida humana (Ricci & Neves 2006). Nesse tipo de agricultura o controle biológico pode ser uma eficiente ferramenta, pois a supressão das populações de pragas pelos inimigos naturais resulta em benefícios ambientais e econômicos com aumento da produção sem os efeitos ambientais negativos resultantes da aplicação de agrotóxicos (Naylor & Ehrlich 1997, Östman et al. 2003, Bianchi et al. 2006).

A ocorrência natural de inimigos naturais nos agroecossistemas é fator de grande importância para a redução da infestação de pragas. O controle biológico por conservação ou natural implica na manutenção dos inimigos naturais nos agroecossistemas pela conservação e manipulação do ambiente de modo a fornecer condições de sobrevivência e reprodução (Menezes 2005). Entretanto, para que haja o sucesso deste tipo de manejo é imprescindível o melhor conhecimento da composição e comportamento da fauna de inimigos naturais nos ambientes em que ocorrem.

Dentre os inimigos naturais, os insetos parasitoides constituem importantes agentes de controle biológico, parasitam diferentes hospedeiros e estágios de desenvolvimento dos mesmos. Os Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) são conhecidos por sua importância no controle de populações de importantes pragas agrícolas (Onody 2005).

Para a região neotropical são relatados 21 gêneros de Campopleginae, 18 dos quais ocorrem no Brasil (Townes, H.K. & Townes, M. 1966, De Santis1980, Graf & Kumagai 1997, Kumagai & Graf 2000, Yu et al. 2005, Onody & Penteado-Dias 2006); suas larvas são endoparasitoides cenobiontes principalmente de larvas de Lepidoptera, ordem com grande incidência de pragas agrícolas.

Devido à importância desta subfamília no controle de pragas agrícolas e à ausência de trabalhos brasileiros a seu respeito em agroecossistemas, o presente trabalho pretende contribuir para ampliar o conhecimento dos Campopleginae associados a hortas orgânicas.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido entre março de 2006 e fevereiro de 2007 em áreas de horticultura orgânica nos municípios de Araraquara e São Carlos, no Estado de São Paulo (Tabela 1). Em cada horta foi instalada uma armadilha Malaise, que permaneceu ativa pelo período de duas semanas ao mês.

No laboratório, as amostras foram triadas para a retirada dos Hymenoptera parasitoides e identificação, em nível de gênero, dos Campopleginae. A identificação seguiu Townes (1970), excluindo o gênero *Nonnus* Cresson, 1874, atualmente pertencente à subfamília Nesomesochorinae (Quicke et al. 2009). Os exemplares estão depositados na coleção do Departamento

Tabela 1. Localização das hortas orgânicas no Estado de São Paulo onde foram realizadas as coletas.

Table 1. Location of the organic crops in the State of São Paulo where the samples were made.

Nome da propriedade	Localidade	Coordenadas geográficas	Área plantada
Horta São Paulo (HSP)	Araraquara/SP	21° 42,4' S e 48° 18,8' W	465 m^2
Horta Oyafuso (HO)	Araraquara/SP	21° 44,5' S e 48°13,04' W	4.435 m^2
Horta da Prefeitura Municipal de São Carlos (HPSC)	São Carlos/SP	21° 59'21" S e 47° 52' 21,93" W	5.320 m^2

Tabela 2. Abundância dos gêneros de Campopleginae amostrados por armadilhas Malaise no período de março de 2006 a fevereiro de 2007. HPSC (Horta da Prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) e HSP (Horta São Paulo).

Table 2. Abundance of Campopleginae genera sampled by Malaise traps from March 2006 to February 2007. HPSC (Horta da Prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) and HSP (Horta São Paulo).

Gêneros de Campopleginae	HSP		HO		HPSC	
	Total	(%)	Total	(%)	Total	(%)
Campoctonus Viereck, 1912	4	0,8	1	0,2	2	0,3
Campoletis Föster, 1869	104	20,1	180	32,9	313	44,2
Casinaria Holmgren, 1859	81	15,7	177	32,4	63	8,9
Charops Holmgren, 1859	4	0,8	2	0,4	2	0,3
Cryptophion Viereck, 1913	15	2,9	4	0,7	2	0,3
Diadegma Föster, 1869	1	0,2	2	0,4	4	0,6
Dusona Cameron, 1900	6	1,2	13	2,4	101	14,3
Hyposoter Förster, 1869	24	4,6	13	2,4	30	4,2
Microcharops Roman, 1910	58	11,2	47	8,6	35	4,9
Venturia Schrottky, 1902	220	42,6	108	19,7	157	22,1
Total dos gêneros	517	100,0	547	100,0	709	100,0

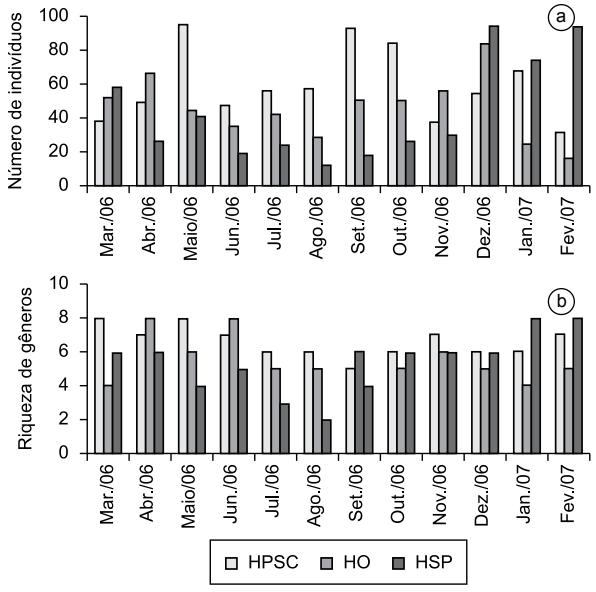


Figura 1. Fauna de Campopleginae capturada com armadilhas Malaise nos locais amostrados de março de 2006 a fevereiro de 2007. A (Número de indivíduos de Campopleginae), B (Riqueza de gêneros de Campopleginae). HPSC (Horta da Prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) e HSP (Horta São Paulo).

Figure 1. Campopleginae fauna collected by Malaise traps during March 2006 to February 2007. A (Number of individuals Campopleginae), B (Richness of genera of Campopleginae). HPSC (Horta da prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) and HSP (Horta São Paulo).

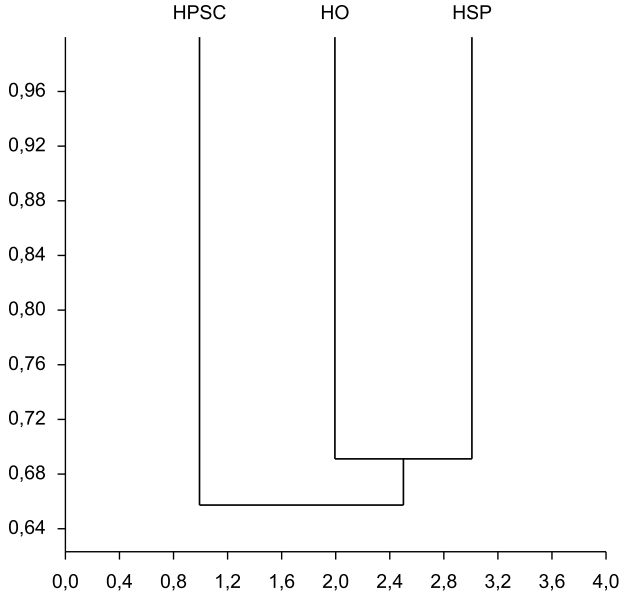


Figura 2. Dendrograma de similaridade entre os locais estudados com base nos gêneros de Campopleginae coletados. (Coeficiente de similaridade por Bray-Curtis: R = 0, 87). HSP = Horta São Paulo, HO = Horta Oyafuso, HPSC = Horta da Prefeitura de São Carlos.

Figure 2. Dendrogram of similarity between the studied areas based on Campopleginae genera. (Bray-Curtis Coefficient of similarity: R = 0, 87). HSP = Horta São Paulo, HO = Horta Oyafuso, HPSC = Horta da Prefeitura de São Carlos.

Tabela 3. Diversidade, uniformidade e classificação dos gêneros de Campopleginae, segundo os índices de ocorrência e dominância de Palma (1975). HPSC (Horta da Prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) e HSP (Horta São Paulo).

Table 3. Diversity, evenness and classification of Campopleginae genera according to occurrence and dominance indices of Palma (1975). HPSC (Horta da Prefeitura de São Carlos), HO (Horta Oyafuso) and HSP (Horta São Paulo).

Gêneros de Campopleginae	HSP	HO	HPSC
Campoctonus Viereck, 1912	raro	raro	raro
Campoletis Föster, 1869	comum	comum	comum
Casinaria Holmgren, 1859	comum	comum	comum
Charops Holmgren, 1859	raro	raro	raro
Cryptophion Viereck, 1913	intermediário	raro	raro
Diadegma Föster, 1869	raro	raro	raro
Dusona Cameron, 1900	intermediário	intermediário	comum
Hyposoter Förster, 1869	intermediário	intermediário	intermediário
Microcharops Roman, 1910	comum	comum	intermediário
Venturia Schrottky, 1902	comum	comum	comum
Diversidade de Shannon	1,6	1,5	1,5
Uniformidade	0,7	0,6	0,6

de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP (DCBU).

Os índices de ocorrência e dominância foram calculados segundo Palma (1975) apud Abreu & Nogueira 1989. A ocorrência dos gêneros foi agrupada em três classes: acidental (0,0 a 25,0%), acessória (25,0 a 50,0%) e constante (50,0 a 100,0%) e a dominância, também, em três classes: acidental (0,0 a 2,5%), acessória (2,5 a 5,0%) e dominante (5,0 a 100,0%). A combinação destes dois índices permitiu classificar os gêneros em: comum, quando constante e dominante; intermediário, quando constante e acessório, constante e acidental, acessório e acidental, acessório e dominante, acessório e acessório; e raro, quando acidental e acidental.

Os índices de Shannon e uniformidade de Pielou (Magurran 1988) foram calculados utilizando o software Palaeontological Statistics / PAST (Hammer et al. 2001). O mesmo software foi utilizado para avaliar a similaridade entre as hortas em relação à fauna de gêneros de Campopleginae por um dendrograma de similaridade, empregando-se a Análise Multivariada de Agrupamento pelo método das Médias não Ponderadas UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method Average*). O coeficiente de similaridade selecionado foi o de Bray-Curtis.

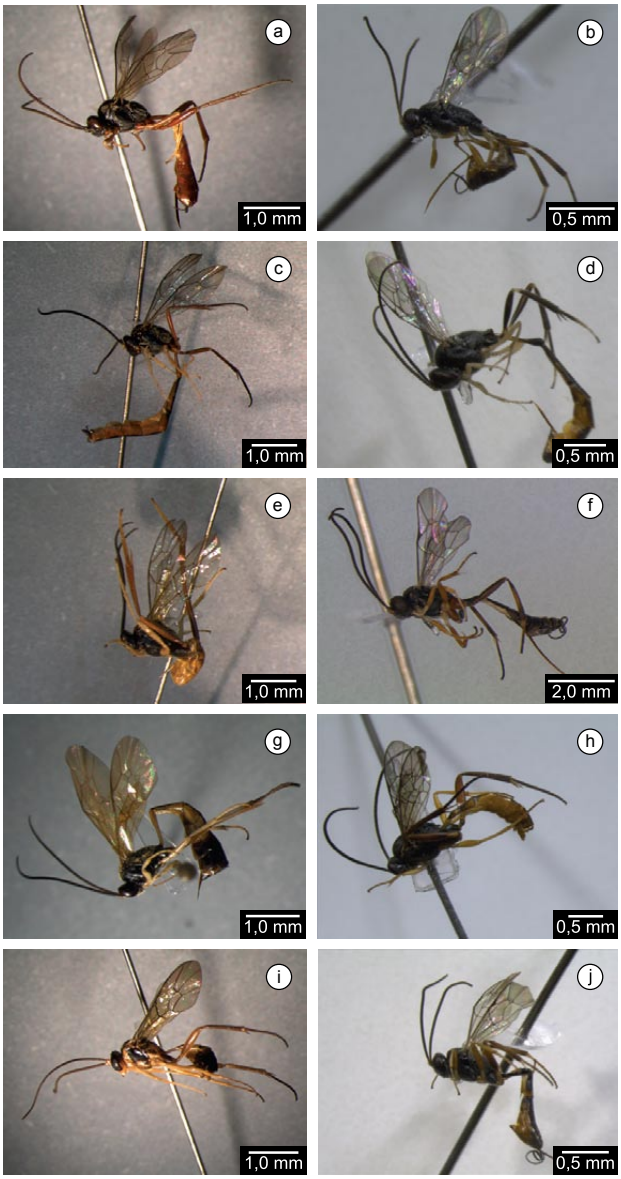


Figura 3. Gêneros de Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) obtidos em hortas orgânicas. a) *Campoctonus* sp., fêmea; b) *Campoletis* sp., fêmea; c) *Casinaria* sp., macho; d) *Charops* sp., fêmea; e) *Cryptophion* sp., fêmea; f) *Diadegma* sp., fêmea; g) *Dusona* sp., fêmea; h) *Hyposoter* sp., macho; i) *Microcharops* sp., macho; j) *Venturia* sp., fêmea.

Figure 3. Campopleginae (Hymenoptera Ichneumonidae) genera obtained in organic crops. a) *Campoctonus* sp., female; b) *Campoletis* sp., female; c) *Casinaria* sp., male; d) *Charops* sp., female; e) *Cryptophion* sp., female; f) *Diadegma* sp., female; g) *Dusona* sp., female; h) *Hyposoter* sp., male; i) *Microcharops* sp., male; j) *Venturia* sp., female.

Resultados e Discussão

Nas três hortas estudadas foram capturados 1773 exemplares de Campopleginae. Na horta HPSC foi coletado o maior número de indivíduos (709 exemplares), seguida pela HO (547) e HSP (517) (Tabela 2). Os maiores e menores picos de captura de Campopleginae variaram entre as hortas estudadas. Observou-se um maior número de indivíduos coletados em maio e setembro na HPSC e, em dezembro, nas HO e HSP; já o menor número de indivíduos foi verificado no mês de agosto na HSP e no mês de fevereiro para as hortas HPSC e HO (Figura 1a).

A riqueza de gêneros de Campopleginae pouco variou entre os meses de coleta nas hortas HPSC e HO; na primeira a riqueza variou de 5 a 8 gêneros e, na segunda, de 4 a 8 gêneros (Figura 1b). Já na HSP, observou-se uma grande alteração na riqueza de gêneros de Campopleginae, que variou de 2 a 8 gêneros.

Dos 18 gêneros citados para o Brasil, 10 ocorreram nas três hortas estudadas. O gênero *Campoletis* Föster, 1869 foi o mais abundante nas hortas HPSC (44,15%) e HO (32,91%); *Venturia* Schrottky, 1902 foi o mais abundante na HSP (42,55%). Os gêneros *Microcharops* Roman, 1910 e *Casinaria* Holmgren, 1859 também foram abundantes no levantamento realizado.

Foram considerados raros nas três hortas estudadas *Campoctonus* Viereck, 1912, *Charops* Holmgren, 1859 e *Diadegma* Föster, 1869 e *Cryptophion* Viereck, 1913, nas hortas HO e HPSC (Tabela 3). *Campoletis*, *Casinaria* e *Venturia* foram considerados gêneros comuns nas três hortas, *Dusona* Cameron, 1900 na HPSC e *Microcharops* nas hortas HO e HSP.

O índice de diversidade de Shanonn foi semelhante nas três hortas e o baixo índice de uniformidade verificado nas três hortas pode ser devido a grande abundância dos gêneros considerados comuns (Tabela 3).

O dendrograma de similaridade obtido entre os locais estudados para os gêneros de Campopleginae indicou maior similaridade entre as duas hortas de Araraquara, como provável resultado da grande abundância de *Dusona* na horta HPSC e de *Microcharops* nas hortas HO e HSP (Figura 2).

A escassez de levantamentos sistemáticos de Campopleginae em agroecossistemas no Brasil é uma prejudicial lacuna de conhecimento. As informações a respeito da composição da fauna de parasitoides em agroecossistemas são essenciais para os programas de controle biológico de pragas, especialmente quando se considera fauna tão abundante como a dos Campopleginae, que tem sua importância ressaltada nos diversos registros de parasitismo de pragas agrícolas.

Abaixo, é apresentada uma chave de identificação confeccionada para os gêneros de Campopleginae que ocorreram em áreas de horticultura orgânica, baseada no trabalho de Townes (1970). A terminologia utilizada segue o trabalho de Gauld (1991). (Figura 3).

1. Primeiro segmento abdominal com sutura entre tergito e esternito mediana ou subdorsal. Glima nunca presente no primeiro tergito 2

   Primeiro segmento abdominal com sutura entre tergito e esternito subventral ou obsoleta. 4

2.(1) Olhos fortemente emarginados; gena estreita, cabeça lenticular. Comprimento do ovipositor menor do que duas vezes a altura apical do metassoma. 3

   Olhos fracamente emarginados; gena larga, cabeça não lenticular. Comprimento do ovipositor maior do que duas vezes a altura apical do metassoma. ..... *Venturia*

3. (2) Asa anterior com areolete presente e nervura 2 m - cu inclinada. Propódeo sem carenas definidas. Ca*sinaria*

   Asa anterior com areolete ausente e nervura 2 m - cu reta. Propódeo com carenas definidas. ..... *Charops*

4. (1) Espiráculo propodeal alongado. Asa anterior com areolete presente e grande. ..... *Dusona*

   Espiráculo propodeal circular ou elíptico. Areolete frequentemente pequena ou ausente. 5

5. (4) Asa anterior com areolete interceptada pela nervura 2 m - cu medianamente; asa posterior com nervura *cu-a* interceptada. Margem apical do clípeo com dente curto ou vestigial. ..... *Campoletis*

Asa posterior com nervura *cu-a* não interceptada. Margem apical do clípeo sem dente curto ou vestigial..... 6

6. (5) Propleura modificada ventralmente em projeções laminares anterior e lateral. Carena posterior transversa do mesosterno com projeções laminares. Asa anterior com areolete triangular e peciolada. Pernas posteriores muito alongadas. ..... *Cryptophion*

Propleura não modificada ventralmente em projeções laminares anterior e lateral. Carena posterior transversa do mesosterno sem projeções laminares, às vezes fraca ou interrompida. Asa anterior com areolete e pernas posteriores não como acima..... 7

7. (6) Asa anterior sem areolete. Olhos fortemente emarginados. Mandíbulas com larga lamela ventral. Propódeo rugoso..... *Microcharops*

Asa anterior com areolete presente..... 8

8. (7) Olhos geralmente fortemente emarginados. Corpo e ovipositor robustos..... *Campoctonus*

Olhos não fortemente emarginados. 9

9. (8) Mandíbula com larga lamela ventral. Carenas propodeais usualmente fracas. Ovipositor um pouco maior que a altura apical do metassoma. ..... *Hyposoter*

Mandíbula sem larga lamela ventral. Carenas propodeais usualmente fortes. .....*Diadegma*

Agradecimentos

Os autores agradecem a FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo suporte financeiro e pelas bolsas concedidas; ao Sr. Marcelo Oyafuso, Sra. Leoni Yamada, Dra. Magda Viviane Yamada e à Prefeitura Municipal de São Carlos por disponibilizarem suas propriedades para o desenvolvimento do presente estudo.

Referências Bibliográficas

ABREU, P.C.O.V. & NOGUEIRA, C.R. 1989. Spatial distribution of Siphonophora species at Rio de Janeiro coast, Brazil. Cienc. Cult. 41(9):897-902.

BENTON, T.G., VICKERY, J.A. & WILSON, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends Ecol. Evol. 18:182-188.

BIANCHI, F.J.J.A., BOOIJ, C.J.H. & TSCHARNTKE, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proc. R. Soc. B. 273:1715-1727.

CAPORAL, F.R. 2003. Superando a revolução verde: a transição agroecológica no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. EMATER/RS-ASCAR, Porto Alegre.

DE SANTIS, L. 1980. Catalogo de los himenopteros brasilenõs de la serie Parasitica, incluyendo Bethyloidea. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

GAULD, I.D. 1991. The Ichneumonidae of Costa Rica. Mem. Am. Entomol. Inst. 47:1-589.

GRAF, V. & KUMAGAI, A.F. 1997. Novo gênero de Campopleginae (Hymenoptera; Ichneumonidae) do Brasil. Rev. Bras. Zool. 14(3):649-658.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics. Versão 1.34. http//www.folk.uio.no/ohammer/past (último acesso em 01/03/2009).

HOOKS, C.R.R. & JOHNSON, M.W. 2003. Impact of agricultural diversification on the insect community of cruciferous crops. Crop. Prot. 22:223-238.

KUMAGAI, A.F. & GRAF, V. 2000. Ichneumonidae (Hymenoptera) de áreas urbana e rural de Curitiba, Paraná, Brasil. Acta Biol. Par. 29:153-168.

LANDIS, D.A., MENALLED, F.D., COSTAMAGNA, A.C. & WILKINSON, T.K. 2005. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. Weed Sci. 53:902-908.

LAVANDERO, B., WRATTEN, S.D., DIDHAM, R.K. & GURR, G. 2006. Increasing floral diversity for selective enhancement of biological control agents, a double-edged sward? Basic Appl. Ecol. 7:236-243.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecology diversity and its measurement. Princeton University Press, Pricenton.

MENEZES, E.L.A. 2005. Inseticidas botânicos: seus princípios ativos, modo de ação e uso agrícola. Embrapa Agrobiologia, Seropédica. Documentos, 205.

NAYLOR, R.L. & EHRLICH, P.R. 1997. Natural pest control services and agriculture. In Nature's services: societal dependence on natural ecosystems (G.C. Daily, ed.). Island Press, Washington, DC, p.151-174.

ONODY, H. 2005. Estudo dos Campopleginae (Hymenoptera, Ichneumonidae) neotropicais com ênfase na fauna da Mata Atlântica, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

ONODY, H.C. & PENTEADO-DIAS, A.M. 2006. Aiura, a new genus of Campopleginae (Hymenoptera; Ichneumonidae) from Brazil. Braz. J. Biol. 66(2B):755-758.

ÖSTMAN, Ö., EKBOM, B. & BENGTSSON, J. 2003. Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. Ecol. Econ. 45:149-158.

QUICKE, D.L.J., LAURENNE, N.M., FITTON, MIKE, G. & BROAD, G.R. 2009. A thousand and one wasps: a 28S rDNA and morphological phylogeny of the Ichneumonidae (Insecta: Hymenoptera) with an investigation into alignment parameter space and elision. Jour. Nat. Hist. 43(23):1305-1421.

ROBINSON, R.A. & SUTHERLAND, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. J. Appl. Ecol. 39:157-176.

RICCI, M.S.F. & NEVES, M.C.P. 2006. Cultivo orgânico de café. Sistemas de Produção, 2: http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/sistemasdeproducao/cafe/index.htm (último acesso em 01/01/2009).

SETTLE, W.H., ARIAWAN, H., ASTUTI, E.T., CAHYANA, W., HAKIM, A.L., HINDAYANA, D., LESTARI, A.S., PAJARNINGSIH. 1996. Managing tropical rice pests through conservation of generalist natural enemies and alternative prey. Ecology 77(7):1975-1988.

SHENNAN, C. 2007. Biotic interactions, ecological knowledge and agriculture. Phil. Trans. R. Soc. B 363:717-739.

SHENNAN, C., PISANI, G.T. & SIRRINE, J.R. 2004. Agroecological approaches to pest management in the US. In: The pesticide detox, solutions for safe agriculture (J. Pretty, ed.). Earthscan Publications, London. p.193-211.

TOWNES, H.K. 1970. The genera of Ichneumonidae part 3. Mem. Am. Entomol. Inst. 1-307.

TOWNES, H.K. & TOWNES, M. 1966. A catalogue and reclassification of the neotropic ichneumonidae. Mem. Am. Entomol. Inst. 8:1-367.

TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. Ecol. Lett. 8:857-874.

WILBY, A. & THOMAS, M.B. 2002. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. Ecol. Lett. 5:353-360.

YU, D., van ACHTERBERG, C. & HORSTMANN, K. 2005. Catalogue of Ichneumonoidea (Hymenoptera). Vancouver, Taxapad.

Recebido em 27/02/10
Versão reformulada recebida em 12/05/10
Publicado em 11/06/10

A new Brazilian species of *Psychoda* Latreille, 1796 (Diptera, Psychodidae) collected in a bromeliad

Freddy Bravo[1,2], Priscila Silva Lopes[1] & Scheilla Bastos[1]

[1]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Av. Transnordestina, s/n, CEP 44036-900, Feira de Santana, BA, Brazil
[2]Correspondence author: Freddy Bravo, e-mail: fbravo@uefs.br

BRAVO, F., LOPES, P.S. & BASTOS, S. **A new Brazilian species of *Psychoda* Latreille, 1796 (Diptera, Psychodidae) collected in a bromeliad**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn04110022010.

Abstract: A new species of *Psychoda* Latreille is described from Brazil. It is the first species of the genus to be collected in a bromeliad. The number of known *Psychoda* species from Brazil has increased to seven with this description of *Psychoda romeroi* sp. nov.
Keywords: *Psychodinae, Psychoda, Neotropical Region, Brazil, new species, bromeliad.*

BRAVO, F., LOPES, P.S. & BASTOS, S. **Espécie nova de *Psychoda* Latreille, 1796 (Diptera, Psychodidae) do Brasil coletada em bromélia**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn04110022010.

Resumo: Uma nova espécie brasileira de *Psychoda* Latreille, 1796 (Diptera, Psychodidae) coletada em bromélia. É descrita, pela primeira vez, uma nova espécie de *Psychoda* Latreille coletada em bromélia. O número atual de espécies brasileiras de *Psychoda* aumentou para sete com a descrição de *Psychoda romeroi* sp. nov.
Palavras-chave: *Psychodinae, Psychoda, Região Neotropical, Brasil, nova espécie, bromélia.*

Introduction

Some species of bromeliads, an essentially American plant group, contain rich insect faunas that include species of aquatic Diptera (see Kitching 2000 for a revision of this subject). Psychodid larvae have been observed in abundance in bromeliad phytoltemata (Frank & Lonibos 2009). Few species of Psychodidae have been collected in bromeliads. Frank et al. (2004) studied the Diptera fauna associated with bromeliads in Florida and reported 190 larvae and pupae of *Alepia* Enderlein, 1937, but did not provide specific identifications. Knab (1914) described three species: *Philosepedon fumata* (Knab, 1914) from Mexico; *Neurosystasis amplipenna* (Knab, 1914) from Cuba; and *Alepia tricolor* (Knab, 1914) from Panama. Three other species of *Alepia* have been described in association with bromeliads: *Alepia symmetrica* Wagner & Hribar, 2005 from Florida Keys; *Alepia zavortinki* Wagner, Richardson & Richardson, 2008 from Puerto Rico; and *Alepia vaga* Wagner & Svensson, 2006 described from Sweden, although the adults probably emerged from a bromeliad imported from Brazil (Wagner & Hribar 2005, Wagner & Svensson 2006, Wagner et al. 2008).

The genus *Psychoda* Latreille, 1796 currently comprises 59 species in the Neotropical Region (Bravo et al. 2006, Cordeiro & Bravo 2008), six of them from Brazil. In the present paper, a new species of *Psychoda* is described from the State of São Paulo, Brazil, based on a single imago and his pupal exuviae sent us by Gustavo Romero.

Material and Methods

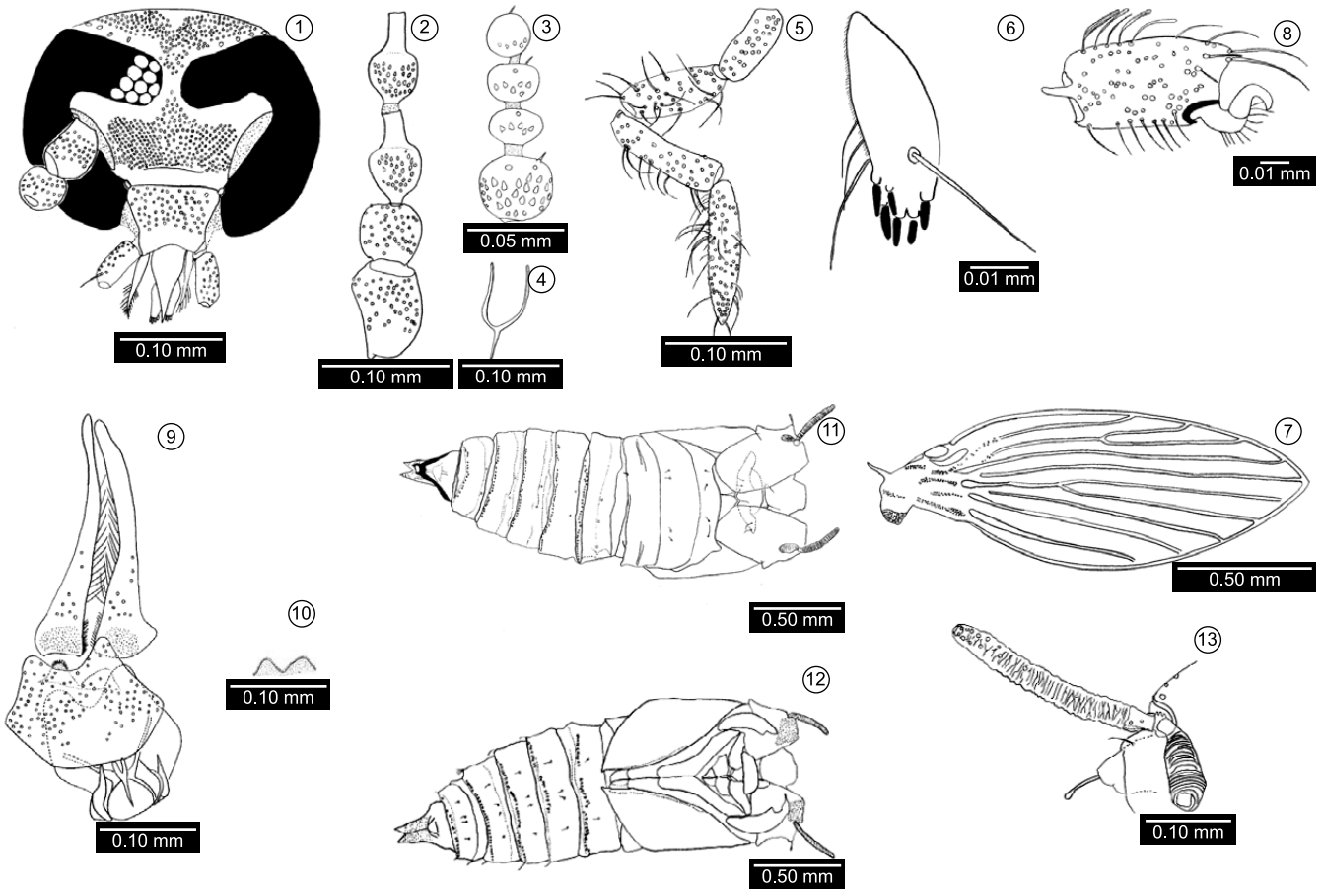
Morphological studies of the adult and his pupal exuviae were based on slide-mounted. The adult and his pupal exuviae were mounted in independent slides and they received the same museum number. Slides were prepared using potassium hydroxide to clear specimens and Canada balsam as a mounting medium. Morphological terminology follows that of McAlpine (1981). Terminology specific to Psychodidae follows Duckhouse (1990), Bravo (2006) and Curler & Moulton (2008). The adult and pupal exuviae were deposited in the *Coleção Entomológica Prof. Johann Becker do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana,* Brazil (MZUEFS).

Results

Psychoda romeroi Bravo, Lopes & Bastos, sp. nov. (Figures 1-13)

Material examined. Type material. BRAZIL, São Paulo, Ilha do Cardoso, 29.I.2008, Srisvastava, D. & Romero, G. leg., holotype female with pupal exuviae mounted in Canada balsam (#44595, MZUEFS).

Diagnosis. Frons and vertex pilose with small glabrous, V-shaped area at the apex of the head; labellum with six teeth, four apical and two subapical; medial fork basad of radial fork; M_1, CuA_1 and CuA_2 not reaching the margin of the wing; genital digit absent.



Figures 1-13. *Psychoda romeroi* Bravo, Lopes & Bastos, sp. nov., female. 1. Head. 2. Antenna: scape, pedicel and basal flagellomeres. 3. Antenna: flagellomeres 11-14, flagellomeres 11, 13 and 14 with spine. 4. Ascoid. 5. Palpus. 6. Labellum. 7. Wing. 8. Fore distitarsus. 9. Female terminalia, ventral view. 10. Bilobate structure on the internal face of plate. 11. Pupa, dorsal. 12. Pupa, ventral. 13. Pupa, respiratory horn.

Description. Female. Head width, 0.29 mm; head height from base of clypeus to vertex, 0.30 mm; palpus length, 0.23 mm; wing length, 1,31 mm; wing width, 8.1 mm; cercus length, 0.02 mm. Frons and vertex pilose (Figure 1); vertex with small glabrous, V-shaped area at the apex of the head (Figure 1); four postocular alveoli (Figure 1); hair patch of the frons extends to the second facet row (Figure 1); eye bridge with four facet rows (Figure 1); eyes separated by 1.7 facet diameters (Figure 1). Interocular suture absent (Figure 1). Antenna with 14 flagellomeres, 1st-10th nodiform (Figure 2), 12th-14th reduced, not fused (Figure 3), 11th-13th with short neck; 14th subspherical (Figure 3); flagellomeres 11, 13 and 14 with spine (Figure 3); ascoids Y-shaped (Figure 4); scape cylindrical, 1.5 times as long as the pedicel (Figure 2); pedicel subspherical (Figure 2). Palpus formula = 1.0:1.1:1.3:1.7 (Figure 5). Labellum with six teeth of the same length, four apical and two subapical, with four long bristles, three of them lateral (Figure 6). Wing (Figure 7): Sc short, wide, not reaching the base of Rs; base of R_1 and R_2 incomplete; medial fork basad of radial fork; M_1, CuA_1 and CuA_2 not reaching the wing margin. Fore distitarsus with a small, dorsal and apical projection (Figure 8). Female terminalia (Figures 9, 10): cercus long, 2.5 times as long as the length of subgenital plate; subgenital plate with distal margin arched; bilobate structure on the internal face of plate (Figure 10); genital digit absent; spermatheca as shown in Figure 9.

Pupa (Figures 11-13). Color light brown; Body ovoid from dorsal view; tips of legs not extending beyond the apices of the wing covers; respiratory horn eight times as long as its central width, with irregular double rows of pits extending one-quarter of the way down from the tip of the horn; few pits in the basal three-quarters of the horn. Dorsal and ventral surfaces with few microtrichia. Distal margin of abdominal tergites and sternites with minute spiniform tubercles.

Male. Unknown.

Etymology. The species epithet is dedicated to Gustavo Romero who collected and sent us the specimen.

Biological notes. According to Gustavo Romero (pers. comm.), the specimen emerged from water spilled and stored, for ecological study, of *Quesnelia arvensis* (Vell.) Mez, an endemic bromeliad of the Atlantic Coastal Forest distributed from Rio de Janeiro State to Paraná State (Vieira 2006).

Discussion

The features that distinguish the new species *P. romeroi* from other Neotropical species are the presence of six long teeth and two bristles on the labella. The cosmopolitan species *Psychoda cinerea* Banks, 1894, has six teeth on the labella, with five of them being long and one short (Duckhouse 1966: Fig. 204). Also *P. cinerea* has five long bristles on the labella, not four as in the new species described here. The Neartic species *Psychoda tothastica* Quate, 1.955 lost the genital digit as the new species here describe, but *P. tothastica* has five teeth, and three long bristles on the labella, and the eyes are separated by distance equal to one facet diameter, whereas *P. romeroi* sp. nov. has six teeth and four long bristles on the labella and the eyes are separated by distance equal to 1.7 facet diameter.

P. romeroi sp. nov. is the first species of the genus *Psychoda* to be found in a bromeliad, however, at least two other species of *Psychoda*, *P. savaiiensis* Edwards, 1928 and *P. parsivena* Quate, 1959, are associated with other species of phytotelmata (Kitching 2000). With the description of this species, the number of known *Psychoda* species from Brazil has increased to seven.

Acknowledgements

FB received a research grant from CNPq (306426/2006-4). PSL received a PIBIC/CNPq grant. SB received a PROBIC/UEFS grant.

References

BRAVO, F. 2006. The taxonomy of Neotropical Brunettiina (Diptera, Psychodidae, Psychodinae, Mormiini), with descriptions of ten new species from Brazil and comments on the generic classification of the subtribe. Zootaxa 1134:1-28.

BRAVO, F., CORDEIRO, D. & CHAGAS, C. 2006. Two new species and new records of *Psychoda* Latreille (Diptera: Psychodidae: Psychodinae) from Brazil, with comments on supraspecific classification of the genus. Zootaxa 1298:1-15.

CORDEIRO, D. & BRAVO, F. 2008. A new species of viviparous moth fly (Diptera, Psychodidae, Psychodinae) from the Brazilian Amazon. Biota Neotrop. 8(2):115-119.

CURLER, G.R. & MOULTON, J.K. 2008. A review of the Nearctic species of the genus *Eurygarka* Quate (Diptera: Psychodidae). Zootaxa 1740:28-36.

DUCKHOUSE, D.A. 1966. Psychodidae (Diptera, Nematocera) of Southern Australia: subfamily Psychodinae. Trans. R. ent.Soc. Lond. 118(6):153-220.

DUCKHOUSE, D.A. 1990. The Australasian genera of Pericomoid Psychodidae (Diptera) and the status of related Enderlein genera in the Neotropics. Invertebr. Taxon. 3(6):721-746.

FRANK, J.H. & LOUNIBOS, L.P. 2009. Insects and allies associated with bromeliads: a review. Terrestrial Arthropod Reviews 1(2):125-153.

FRANK, J.H., SREENIVASAN, S., BENSHOFF, P.J., DEYRUP, M.A., EDWARDS, G.B., HALBERT, S.E., HAMON, A.B., LOWMAN, M.D., MOCKFORD, E.L., SCHEFFRAHN, R.H., STECK, G.J., THOMAS, M.C., WALKER, T.J. & WELBOURN, W.C. 2004. Invertebrate animals extracted from native *Tillandsia* (Bromeliales: Bromeliaceae) in Sarasota County, Florida. Florida Entomol. 87(2):176-185.

KITCHING, R.L. 2000. Food webs and container habitats: the natural history and ecology of Phytotelmata. Cambridge University Press, Cambridge.

KNAB, F. 1914. New moth-flies (Psychodidae) bred from Bromeliaceae and other plants. Proc. U. S. Natl. Mus. 46:103-106.

VIEIRA, C.M. 2006. *Quesnelia* Gaudich (Bromelioideae: Bromeliaceae) do estado do rio de Janeiro, Brasil. Pesqui. Bot. 57:7-102.

WAGNER, R. & HRIBAR, L.J. 2004. Moth flies (Diptera: Psychodidae) from the Florida Keys with the description of a new *Alepia* species. Stud. Dipterol. 11(2):505-511.

WAGNER, R. & SVENSSON, B.W. 2006. The exceptional discovery of a new Neotropical moth fly in Sweden (Diptera: Psychodidae). Stud. Dipterol. 13(1)99-102.

WAGNER, R., RICHARDSON, B.A. & RICHARDSON, M.J. 2008. A new psychodid species from Puerto Rico tank bromeliads. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 43(3):209-216.

Received 26/03/10
Revised 02/06/10
Accepted 23/06/10

Novos registros na distribuição geográfica de anuros na Floresta com Araucária e considerações sobre suas vocalizações

Carlos Eduardo Conte[1,7], Fausto Nomura[2], Reginaldo Assêncio Machado[3],

Axel Kwet[4], Rodrigo Lingnau[5] & Denise de Cerqueira Rossa-Feres[6]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
Rua Cristóvão Colombo, 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil
[2]Laboratório de Comportamento Animal e Herpetologia, Departamento de Ecologia,
Universidade Federal de Goiás – UFG,
Rod. Goiânia-Nerópolis, Km 5, CP 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO, Brasil
[3]Laboratório de Herpetologia, Centro Multidisciplinar, Campus Floresta,
Universidade Federal do Acre – UFAC,
CEP 69980-000, Cruzeiro do Sul, AC, Brasil
[4]Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart, Zoology, Rosenstein 1, D-70191 Stuttgart, Germany
[5]Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR,
Linha Santa Bárbara, s/n, CEP 85601-971, Francisco Beltrão, PR, Brasil
[6]Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista - UNESP,
Rua Cristóvão Colombo, 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil
[7]Autor para correspondência: Carlos Eduardo Conte, e-mail: kadu_conte@yahoo.com.br

CONTE, C.E., NOMURA, F., MACHADO, R.A., KWET, A., LINGNAU, R. & ROSSA-FERES, D.C. **New records in the geographic distribution range of the anurans of the Araucaria Forest and considerations on their vocalizations**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn01110022010.

Abstract: Studies involving bioacoustics analysis turned possible the identification of complex species groups, as well as the description and differentiation of cryptic species. In order to increase the knowledge on the species composition of amphibians in Araucaria Forests, we sampled eleven areas in the states of Paraná and Santa Catarina, which significantly increased the geographic distribution range of eight amphibian species: *Ischnocnema henselii*, *Dendropsophus anceps*, a currently classified as critically endangered in Paraná State, *D. nahdereri*, *Scinax granulatus*, *Trachycephalus dibernardoi*, *Pseudis cardosoi*, *Leptodactylus araucaria* and *L. nanus*. Some of the new records represent corrections of previous identifications for example: *Ischnocnema henselii* is a cryptic species with some populations in Paraná that have been previously mistaken to *I. guentheri*; *Trachycephalus dibernardoi* was mistaken for *T. imitatrix* and *Leptodactylus nanus* to *L. marmoratus*. We also characterize and describe the calls of all these species.
Keywords: *geographic distribution, Amphibia, Ischnocnema henselii, Dendropsophus anceps, Dendropsophus nahdereri, Pseudis cardosoi, Scinax granulatus, Trachycephalus dibernardoi, Leptodactylus araucaria, Leptodactylus nanus, Atlantic Forest, Paraná, Santa Catarina.*

CONTE, C.E., NOMURA, F., MACHADO, R.A., KWET, A., LINGNAU, R. & ROSSA-FERES, D.C. **Novos registros na distribuição geográfica de anuros na Floresta com Araucária e considerações sobre suas vocalizações**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+-bn01110022010.

Resumo: Estudos envolvendo análises bioacústicas têm possibilitado a identificação de espécies pertencentes a grupos complexos, bem como a descrição e diferenciação de espécies crípticas. Recorrendo a esta ferramenta e com o objetivo de aumentar o conhecimento sobre a composição de espécies de anfíbios em áreas de Floresta com Araucária, foram amostradas 11 áreas nos estados do Paraná e Santa Catarina. Os resultados ampliaram significativamente o conhecimento da distribuição geográfica de oito espécies de anfíbios anuros: *Ischnocnema henselii*, *Dendropsophus anceps*, atualmente classificada como criticamente ameaçada no Estado do Paraná, *D. nahdereri*, *Scinax granulatus*, *Trachycephalus dibernardoi*, *Pseudis cardosoi*, *Leptodactylus araucaria* e *L. nanus*. Alguns destes registros representam correções em identificações anteriores: *Ischnocnema henselii* é uma espécie críptica e algumas populações até o momento eram confundidas no Paraná com *I. guentheri*; *Trachycephalus dibernardoi* era identificada como *T. imitatrix* e *Leptodactylus nanus* como *L. marmoratus*. A caracterização e descrição dos cantos destas espécies também são apresentadas.
Palavras-chave: *distribuição geográfica, Amphibia, Ischnocnema henselii, Dendropsophus anceps, Dendropsophus nahdereri, Pseudis cardosoi, Scinax granulatus, Trachycephalus dibernardoi, Leptodactylus araucaria, Leptodactylus nanus, Floresta Atlântica, Paraná, Santa Catarina.*

Introdução

O Brasil é o país com a maior diversidade de anuros do planeta, com 877 espécies reconhecidas (Sociedade Brasileira de Herpetologia 2010). Como em muitas regiões tropicais, o principal fator de risco para essa diversidade é a perda de habitats, causada pelo crescimento das populações humanas (Silvano & Segalla 2005, Fonseca et al. 2008). A relevância do impacto é tamanha que das 16 espécies que se encontram em alguma categoria de ameaça no país – número provavelmente subestimado – 75% decorrem da destruição do ambiente (Haddad 2008). Como complicador, uma grande quantidade dessas espécies estão categorizadas como "dados insuficientes" em listas vermelhas regionais e/ou nacional, refletindo o estágio inicial em que se encontra o conhecimento sobre a anurofauna em grande parte do território brasileiro.

Historicamente, os esforços têm se concentrado nas regiões costeiras e ao longo dos grandes rios, sendo negligenciados para os planaltos interioranos (Haddad 1998). Embora um rápido e grande avanço nas pesquisas com anfíbios tenha ocorrido nos últimos anos em áreas pouco amostradas (e.g. Conte & Rossa-Feres 2006, Bastazini et al. 2007, Canelas & Bertoluci 2007, Menin et al. 2008, Santos et al. 2009, Lucas & Fortes 2008), ainda existem lacunas geográficas a serem preenchidas. A Mata Atlântica é, ainda, um dos biomas cuja anurofauna pode ser considerada pouco conhecida em alguns de seus ecossistemas (Haddad & Sazima 1992, Pombal Jr. & Gordo 2004, Silvano & Segalla 2005), como a Floresta com Araucária (= Floresta Ombrófila Mista), que carece de inventários, estudos ecológicos de médio e longo prazo (Conte & Machado 2005, Lucas & Fortes 2008) incluindo aqueles com bioacústica (Lingnau et al. 2004, Conte et al. 2005).

A atividade de vocalização dos anuros é uma característica típica do grupo (Duellman & Trueb 1986, Wells 2007) e muitos estudos demonstraram que ela atua como uma importante barreira para a troca de genes entre espécies distintas (Drewry & Randy 1983), podendo auxiliar na identificação e descrição de espécies crípticas (Channing et al. 2002). Assim, táxons morfologicamente similares podem ser distinguidos em função de características dos seus cantos como, por exemplo, *Eleutherodactylus coqui* e *E. portoricensis* (Porto Rico; Thomas 1966) e espécies crípticas dos gêneros *Breviceps* e *Hyperolius* (África; Minter 1997, Channing et al. 2002). No Brasil, o registro e a caracterização do canto de anuros também podem auxiliar na identificação de complexos de espécies crípticas (Heyer 1984) e na designação correta daquelas antes confundidas morfologicamente. Entretanto, os anuros não apresentam apenas um tipo de vocalização, emitindo sons distintos em contextos sociais e ecológicos diferentes (Duellman & Trueb 1986, Wells 2007). Entre os tipos de canto identificados, o de anúncio é geralmente considerado como um sinal de múltiplas mensagens, empregado em diferentes contextos sociais, enquanto que o canto territorial é utilizado apenas em encontros agonísticos entre machos (Wells 2007).

Este estudo tem como objetivo relatar ampliações e preenchimentos de lacunas na ocorrência de oito espécies de anfíbios em áreas de Floresta com Araucária do sul do país e apresentar uma síntese da distribuição conhecida no Brasil, juntamente com a descrição e análise de seus cantos de anúncio. Ainda, é apresentado o canto territorial de *Ischnocnema henselii*, *Dendropsophus anceps* e *Pseudis cardosoi.* Adicionalmente, para estas três espécies, nós comparamos o canto territorial e de anúncio de cada uma delas para identificar quais componentes do canto são modulados em função do contexto, a fim de testar a hipótese de que cantos de anúncio transmitem mensagens múltiplas enquanto que cantos territoriais apresentam informações redundantes.

Material e Métodos

Os dados aqui apresentados foram obtidos ao longo de sete anos (2003-2009) de incursões ao campo, nas quais os ambientes foram amostrados durante o período noturno, sendo as espécies registradas por busca visual e auditiva (Tabela 1). Foram realizadas amostragens em onze municípios localizados nas regiões sudeste e centro sul do Estado do Paraná e centro norte de Santa Catarina (Tabela 1). Além disso, foram realizadas novas incursões em localidades cuja anurofauna já havia sido inventariada, em Tijucas do Sul (Conte & Machado 2005), São José dos Pinhais (Conte & Rossa-Feres 2006) e Fazenda Rio Grande (Conte & Rossa-Feres 2007), para obtenção do registro do canto de algumas espécies, com o intuito de reavaliar suas identificações.

Exemplares-testemunho foram capturados manualmente, anestesiados e mortos em álcool fraco (10%). O comprimento rostro-cloacal (CRC) de todos os indivíduos foram medidos com paquímetro (0,05 mm) e depositados na Coleção Científica do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP, Campus de São José do Rio Preto (DZSJRP), São Paulo (licenças ICMbio números 02026.002574/2006-53 e 13282-1). As vocalizações das espécies foram registradas com microfone semi-direcional Sennheiser ME66 acoplado a um gravador Marantz PMD222 e a temperatura e umidade relativa do ar foram medidas com o auxílio de um termohigrômetro HT 7020. As vocalizações foram digitalizadas em frequência de amostragem de 44.100 Hz, com resolução de 16 bits, FFT, editadas e analisadas no

Tabela 1. Lista das localidades amostradas nos estados de Santa Catarina e Paraná, Brasil, durante o período de 2003 a 2009. Tipos de Unidades de Conservação: APA = Área de Proteção Ambiental; FLONA = Floresta Nacional; REVS = Refúgio da Vida Silvestre; PARMU = Parque Municipal; PARNA = Parque Nacional. Formação Vegetal: FOM = Floresta Ombrófila Mista e FES = Floresta Estacional Semidecidual.

Table 1. List of sampling sites in the states of Santa Catarina and Paraná, Brazil, during the period 2003 to 2009. APA = Área de Proteção Ambiental, FLONA = Floresta Nacional, REVS = Refúgio da Vida Silvestre, PARMU = Parque Municipal; PARNA = Parque Nacional; Vegetation types: FOM = Araucaria forest and FES = Semideciduous forest.

Localidade(s) estado	Unidade de conservação	Formação vegetal	Coordenadas	Esforço amostral - meses/horas
Candói, PR	-	FOM, FES e Campos	25° 38' S e 51° 58' O	12/125
Fernandes Pinheiro, PR	FLONA de Irati	FOM	25° 23' S e 50° 34' O	12/100
Figueira/Ibaiti, PR	-	FOM e FES	23° 51' S e 50° 23' O	12/78
General Carneiro, PR	-	FOM e Campos	26° 22' S e 51° 22' O	13/208
Guarapuava, PR	APA Serra da Esperança	FOM	25° 16' S e 51° 71' O	12/78
Palmas, PR	REVS dos Campos de Palmas	Campos e FOM	26° 31' S e 51° 38' O	12/100
Rio Negro, PR	PARMU São Luis de Tolosa	FOM	26° 05' S e 49° 48' O	12/100
Ponte Serrada/Passos Maia, SC	PARNA das Araucárias	FOM	26° 47' S e 51° 54' O	13/156
Vargem Bonita, SC	-	FOM e Campos	26° 53' S e 51° 48' O	13/156

programa Cool Edit, versão 96 (Syntryllium Software Corporation). Os parâmetros acústicos medidos seguiram Lingnau et al. (2004) e Martins et al. (2006): frequência máxima (Hz), frequência mínima (Hz), frequência dominante (Hz), duração da nota (s), número de pulsos, taxa de repetição (notas/s) e intervalo entre notas (s).

Os cantos de anúncio e territorial de *Ischnocnema henselii*, *Dendropsophus anceps* e *Pseudis cardosoi*, foram comparados por análise multivariada. A normalidade multivariada é uma premissa de muitos testes multivariados. Assim, os dados utilizados nas comparações entre os cantos foram testados quanto a essa premissa pelos testes de Mardia e Kurtosis para homogeneidade de variância (Mardia 1970) e o teste geral de Doornik & Hansen (2008). Quando pelo menos um destes testes apresentou um grande desvio da normalidade (diferença significativa de 5%) a distribuição foi considerada como significativamente não-normal e os conjuntos de dados foram então comparados por Análise de Similaridade (ANOSIM). A ANOSIM é um teste não paramétrico que mede a diferença entre dois ou mais grupos, a partir de qualquer medida de distância, que são convertidas em postos e comparadas dentro e entre grupos (Clarke 1993). Neste estudo, foi utilizada como medida de distância o índice de Bray-Curtis. O teste a posteriori é realizado por meio de uma comparação par-a-par utilizando a ANOSIM, com a correção de Bonferroni para múltiplas comparações



Figura 1. Distribuição geográfica para as espécies de anfíbios anuros estudadas e o respectivo local de coleta. A- Vista dorso-lateral de uma fêmea de *Ischnocnema henselii* registrada na FLONA de Irati, Paraná; B- Vista lateral de um macho de *Dendropsophus anceps* registrado em Figueira, Paraná; C- Vista dorso-lateral de um macho de *D. nahdereri* registrado em Vargem Bonita, Santa Catarina; D- Vista dorso-lateral de um macho de *Pseudis cardosoi* em atividade de vocalização, registrado no REVS dos Campos de Palmas, Paraná; E- Vista dorso-lateral de um macho de *Scinax granulatus* no REVS dos Campos de Palmas, Paraná; F- Vista lateral de um macho de *Trachycephalus dibernardoi* registrado em Telêmaco Borba, Paraná e G- Vista dorso-lateral de um macho de *T. dibernardoi* registrado no PARNA das Araucárias, Santa Catarina; H- Vista dorso-lateral de um macho de *Leptodactylus araucaria* registrado em Florianópolis, Santa Catarina; I- Vista dorso-lateral de um macho de *L. nanus* registrado no PARMU São Luis de Tolosa, Paraná. Fotos**:** A-G: C. E. Conte, H: A. Kwet e I: L. Scheuermann.

Figure 1. Anuran species, whose geographic distribution range has been expanded. A- Dorsolateral view of a female *Ischnocnema henselii* from Floresta Nacional de Irati, Paraná State; B- Lateral view of a male *Dendropsophus anceps* from Figueira, Paraná State; C- Dorsolateral view of a male *D. nahdereri* from Vargem Bonita, Santa Catarina State; D- Dorsolateral view of a male *Pseudis cardosoi* in calling activity, and E- Dorsalateral view of a male *Scinax granulatus* from Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná State; F- Lateral view of a male *Trachycephalus dibernardoi* from Telêmaco Borba, Paraná State and, G- Dorsolateral view of a male *T. dibernardoi* from Parque Nacional das Araucárias, Santa Catarina State; H- Dorsolateral view of a male of *Leptodactylus araucaria* from Florianópolis, Santa Catarina State and, I- Dorsolateral view of a male of *L. nanus* from Parque Municipal São Luis de Tolosa, Paraná State. Photos: A-G. C. E. Conte, H. A. Kwet e I. L. Scheuermann.

(Clarke 1993), sendo que as diferenças foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$. Para representar graficamente as diferenças entre os grupos, foi utilizada análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS - Clarke & Warwick 1994). O algoritmo usado para os cálculos computacionais é descrito por Kruskal (1964). O ponto inicial desta análise é a matriz de similaridade entre os grupos comparados, no caso, as matrizes de similaridade construídas a partir das características temporais e espectrais dos cantos de anúncio e territorial, utilizando o índice de Bray-Curtis. O mapeamento das variáveis explanatórias para a distribuição dos cantos no espaço bi-dimensional foi realizada por meio de uma análise de regressão linear simples entre os autovalores dos eixos 1 e 2 da NMDS com as características espectrais e temporais dos cantos.

No caso dos dados apresentarem uma distribuição normal, a comparação entre os cantos foi realizada por meio de análise de variância multivariada (MANOVA). A MANOVA é uma versão multivariada da ANOVA e compara a diferença entre médias de vários grupos (Hand & Taylor 1987). Para representar graficamente as diferenças entres os cantos de anúncio e territorial foi aplicada análise de covariância (CVA). Formalmente, a CVA é um caso especial de correlação na qual o conjunto de variáveis preditoras é resumido a uma única variável nominal definindo as classes (Ter Braak 1994). Para representar graficamente as diferenças entres os cantos de anúncio e territorial foi aplicada análise de covariância. Para verificar diferenças entre as notas de um mesmo tipo de canto, foi aplicado o teste T Student, sendo considerados significativos valores de $p \leq 0,05$ (Zar 1999).

Para confecção dos mapas de distribuição das espécies, além da revisão da literatura especializada, foi realizado o levantamento de material testemunho depositado nas seguintes coleções: coleção de Amphibia do Departamento de Zoologia e Botânica/UNESP - São José do Rio Preto (DZSJRP), Coleção de Amphibia do Museu Nacional/UFRJ – Rio de Janeiro (MNRJ), Coleção de Amphibia do Museu de Zoologia/USP – São Paulo (MZUSP), coleção de Amphibia Célio F. B. Haddad/UNESP – Rio Claro (CFBH) e Coleção de Amphibia do Museu de Ciências e Tecnologia/PUCRS - Porto Alegre (MCP). Essas coleções estão entre as mais importantes do país, com representativo número de espécimes de anuros de várias regiões do Brasil.

Resultados e Discussão

Foi possível registrar quatro novas ocorrências para o Estado do Paraná e quatro ampliações de distribuição geográfica para os estados do Paraná e Santa Catarina.

Ischnocnema henselii (Peters, 1870) – Figura 1a

Comentários taxonômicos. Descrita por Peters (1870) com o nome de "*Hylodes henselii*" com base em indivíduos coletados em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Heyer (1984) arbitrariamente designou o holótipo de *Eleutherodactylus guentheri* como o neótipo de *Hylodes henselii* por considerar o holótipo de *H. henselii* perdido. Entretanto o holótipo de *H. henselii* foi recentemente encontrado no museu de Berlim (Bauer et al. 1995) e revisto por Kwet & Solé (2005) que, após exame do exemplar tipo e análise do canto de populações de diversas localidades no Sul do Brasil e Argentina, redescreveram *Hylodes henselii* como *Eleutherodactylus henselii* (= *Ischnocnema henselii* - ver Heinicke et al. 2007).

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos 11 machos e cinco fêmeas provenientes do Paraná e Santa Catarina (Anexo 1) e o CRC foi: machos = 23,06 ± 1,95 mm (21,61-26,40 mm); fêmeas = 34,5 ± 1,83 mm (32,3-36,4 mm). Essa variação de tamanho está contida na registrada por Kwet & Solé (2005).

Distribuição geográfica. Kwet & Solé (2005) consideraram a ocorrência da espécie no Brasil restrita ao nordeste do Rio Grande do Sul e leste de Santa Catarina. Posteriormente, Lingnau (2008) ampliou a distribuição para a região central de Santa Catarina, no município de Lebon Régis.

Novos registros. Neste estudo, foram identificadas pela análise do canto de anúncio, quatro populações de *Ischnocnema henselii* no Estado do Paraná que estavam erroneamente identificadas como *I. guentheri*, nos municípios de Telêmaco Borba (Rocha et al. 2003), Tijucas do Sul (Conte & Machado 2005), São José dos Pinhais (Conte & Rossa-Feres 2006) e Fazenda Rio Grande (Conte & Rossa-Feres 2007). Além destes registros, outras quatro novas populações foram identificadas, duas em Santa Catarina (municípios de Vargem Bonita e no PARNA das Araucárias) e duas no Paraná (município de Candói e na FLONA de Irati) (Figura 2).

História natural. Machos foram observados em atividade de vocalização apenas nos meses de novembro e dezembro, sempre no interior de remanescentes florestais preservados, onde vocalizavam empoleirados sobre vegetação herbácea e arbustiva ou no solo.

Análise do canto. Foram obtidas dez gravações dos cantos de anúncio e territorial de cinco indivíduos provenientes de São José dos Pinhais, Telêmaco Borba, Candói, Estado do Paraná e Vargem Bonita e PARNA das Araucárias, Estado de Santa Catarina. O canto de anúncio é composto por uma longa seqüência de notas emitidas rapidamente, aumentando de intensidade do início para o fim, com uma diferença de 0,11 s [início: 0,22 ± 0,11 s

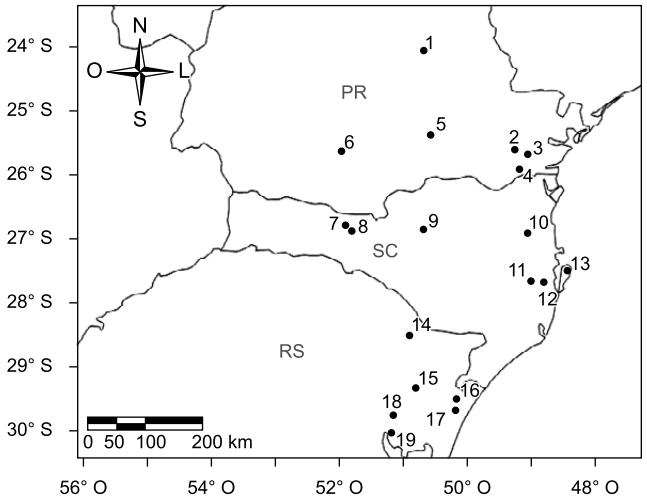


Figura 2. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Ischnocnema henselii*. 1. Telêmaco Borba 2. Fazenda Rio Grande, 3. São José dos Pinhais, 4. Tijucas do Sul, 5. FLONA de Irati, 6. Candói, 7. PARNA das Araucárias, 8. Vargem Bonita, 9. Lebon Régis, 10. Blumenau, 11. Rancho Queimado, 12. Águas Mornas, 13. Florianópolis, 14. Vacaria, 15. Canela, 16. São Francisco de Paula, 17. Maquiné, 18. São Leopoldo e 19. Porto Alegre. Dados extraídos de: 1-8. Presente estudo; 9. Lingnau (2008); 11-13 e 15-19. Kwet & Solé (2005); 10 e 14. Coleção MCP.

Figure 2. Map of the current geographic distribution of *Ischnocnema henselii*. 1. Telêmaco Borba 2. Fazenda Rio Grande, 3. São José dos Pinhais, 4. Tijucas do Sul, 5. Fernandes Pinheiro, 6. Candói, 7. Parque Nacional das Araucárias, 8. Vargem Bonita, 9. Lebon Régis, 10. Blumenau, 11. Rancho Queimado, 12. Águas Mornas, 13. Florianópolis, 14. Vacaria, 15. Canela, 16. São Francisco de Paula, 17. Maquiné, 18. São Leopoldo and 19. Porto Alegre. Data from: 1-8. Present study; 9. Lingnau (2008); 11-13 and 15-19. Kwet & Solé (2005); 10 and 14. MCP collection.

(0,127-0,643 s); final: 0,11 ± 0,01 s (0,078-0,155); t = 8,2; gl = 156, p = 0,00; n = 200 notas] (Figuras 3a, b). O canto de anúncio apresenta dois tipos de notas, definidas por características temporais: notas curtas com aproximadamente 0,012 s e notas longas com aproximadamente 0,027 s, sendo que as notas curtas são emitidas com maior frequência na metade inicial do canto e as notas longas na metade final (Figuras 3c, d). A diferença entre as notas curtas e longas é de 0,015 s (t = –24,1; gL = 208; p = 0,00). Já o canto territorial tem duração de aproximadamente 0,62 s, sendo formado por seis notas pulsionadas (Figuras 3e, f). Em ambos os tipos de canto houve uma variação no número de pulsos, com notas formadas com até cinco pulsos e, nesse caso, alguns pulsos sobrepostos.

As variáveis utilizadas para comparação do canto territorial e o de anúncio (Tabela 2) diferiram da distribuição normal (homogeneidade de variância = 15,93, GL = 56, p = 0,585; kurtosis = 42,71, p = 0,2276; Doornik & Hansen = 22,62, p = 0,031) e os cantos diferiram entre si especialmente quanto aos parâmetros de frequência máxima (r = 0,92), duração do canto (r = –0,87), número de notas (r = –0,85) e frequência dominante (r = 0,72), (ANOSIM: R = 0,85; p < 0,0001; Figura 4).

Kwet & Solé (2005) consideraram que o canto de *I. henselii* é composto por notas não pulsionadas. Em uma re-análise dos cantos gravados por Kwet & Solé (2005), empregando os mesmos critérios utilizados neste estudo, observa-se dois a três pulsos por nota. A variação no número de pulsos também ocorre para outras espécies do gênero, como *I. guentheri* (Heyer et al. 1990), que apresenta notas não pulsionadas (ou "fracamente pulsionadas") e/ou com dois pulsos. A definição de pulso ou da variação no número de pulsos por nota não é clara e, deste modo, pode-se considerar que a diferença encontrada entre o número de pulsos por nota na descrição

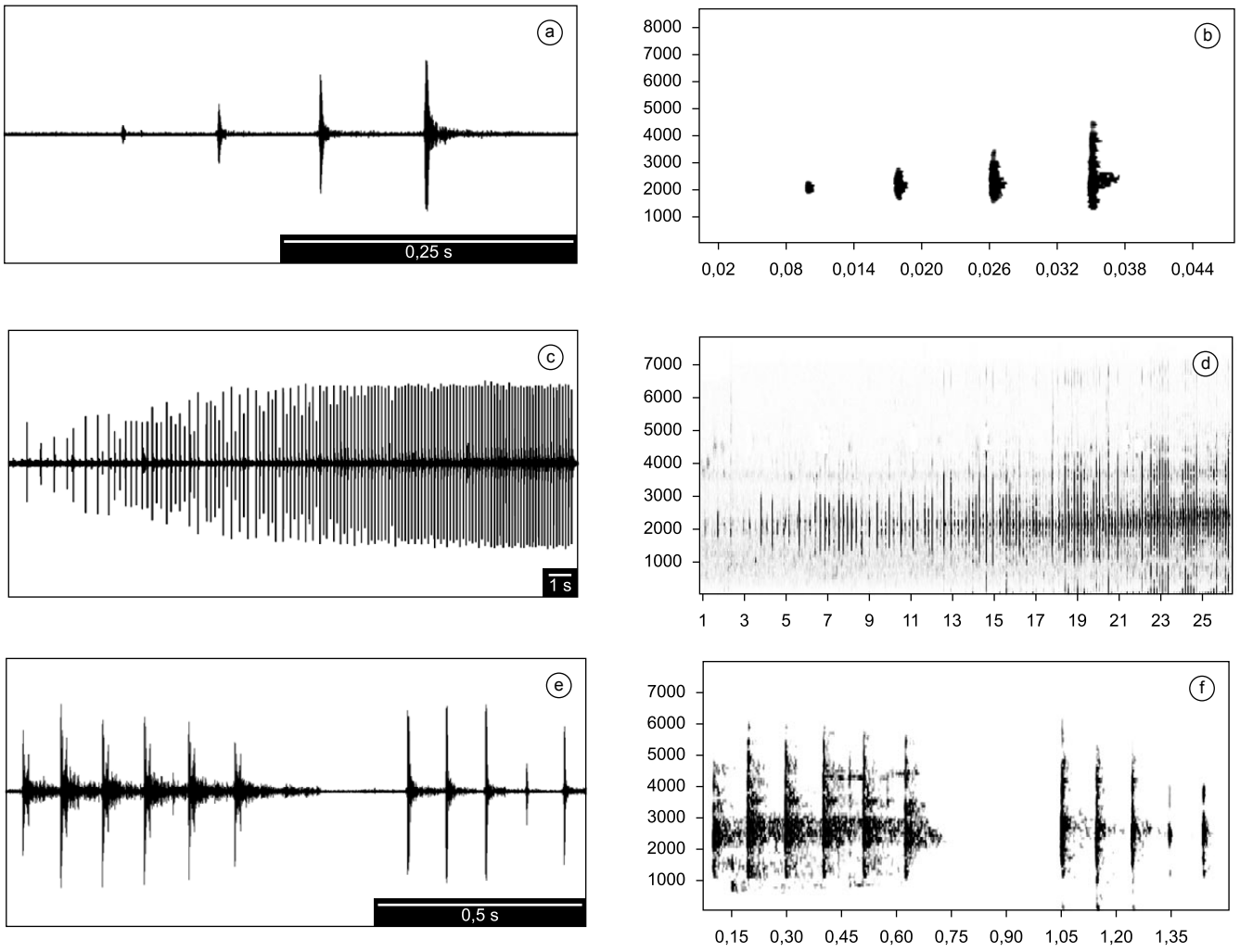


Figura 3. Canto de *Ischnocnema henselii*. a) Oscilograma, b) Sonograma de duas notas curtas e duas longas (1- nota curta com 0,008 s e frequência de 1.309 a 2.258 Hz; 2- nota curta com 0,012 s e frequência de 1.669 a 2.779 Hz; 3- nota longa com 0,020 s e frequência de 1.461 a 3.548 HZ; e 4- nota longa com 0,032 s e frequência de 1.195 a 4.800 Hz); c) Oscilograma e d) Sonograma do canto de anúncio; e) Oscilograma e f) Sonograma do canto territorial. São José dos Pinhais, Paraná. Temperatura do ar: 15 °C. Umidade relativa do ar: 84%.

Figure 3. Call of *Ischnocnema henselii*. a) Oscilogram, b) Sonogram of two short notes and two long notes (1- short note with 0,008 s and frequency of 1.309 to 2.258 Hz; 2- short note with 0,012 s and frequency of 1.669 to 2.779 Hz; 3- long note with 0,020 s and frequency of 1.461 to 3.548 Hz; and 4- Long note with 0,032 s and frequency of 1.195 to 4.800 Hz); c) Oscilogram and d) Sonogram of the advertisement call; e) Oscilogram and f) Sonogram of territorial call. São José dos Pinhais, Parana State. Air temperature: 15 °C. Relative air humidity: 84%.

Tabela 2. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Ischnocnema henselii* registrado em São José dos Pinhais e Telêmaco Borba, Paraná, Vargem Bonita e PARNA das Araucárias, Santa Catarina (Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos), e por Kwet & Sole (2005) para diversas localidades dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (amplitude).

Table 2. Bioacoustic parameters of the advertisement call of *Ischnocnema henselii*, recorded at São José dos Pinhais and Telêmaco Borba, Paraná State, Vargem Bonita and Parque Nacional das Araucárias, Santa Catarina State (Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed / number of individuas), and by Kwet & Solé (2005) at several localities in Santa Catarina and Rio Grande do Sul states (range).

Parâmetros	Canto de anúncio		Canto territorial (presente estudo)
	(Presente estudo)	(Kwet & Solé 2005)	
Duração do canto	24,9 ± 2,60 (20,57-26,5); 10/5	10-23	0,62 ± 0,08 (0,47-0,77); 10/2
Notas por canto	126,5 ± 24 (98-182); 10/5	86-170	6,2 ± 0,9 (5-7); 10/2
Número de pulsos	2,45 ± 1,08 (1-4)	-	3,43 ± 1,22 (1-5)
Duração da nota curta	0,012 ± 0,002 (0,006-0,019); 10/5	0,035-0,06*	0,08 ± 0,01 (0,052-0,137);10/2*
Duração da nota longa	0,027 ± 0,005 (0,02-0,047); 10/5	-	-
Frequência mínima	1.064,6 ± 138,7 (848,8-1.273); 10/5	-	927,6 ± 128,3 (645,1-1062); 10/2
Frequência máxima	4.809,4 ± 447,5 (4.282-5.671); 10/5	-	5.990 ± 362,9 (5.218-6.470); 10/2
Frequência dominante	2.287,9 ± 145,5 (2.128-2.501); 10/5	2.200-3.100	2.715 ± 273,2 (2.214,9-3.301); 10/2
Taxa de repetição	5,5 ± 2,12 (3-8,31); 11/2	5-9	0,10 ± 0,004 (0,09-0,11); 10/2
Intervalo entre notas,1/3 inicial	0,22 ± 0,11 (0,127-0,643); 200/5	0,13-0,23	0,015 ± 0,009* (0,002-0,061); 10/2
Intervalo entre notas, 1/3 final	0,11 ± 0,01 (0,078-0,155); 200/5	0,07-0,13	-

* Sem distinção entre as notas

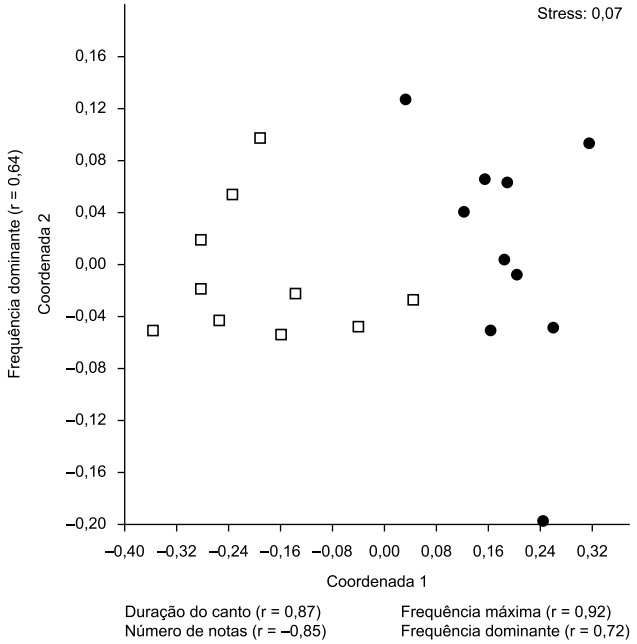


Figura 4. Análise escalonada multidimensional não-métrica para os cantos territoriais e de anúncio de *Ischnocnema henselii*. • = canto de anúncio e □ = canto territorial.

Figure 4. Non-metric multidimensional scaling analysis for the advertisement and territorial calls of *Ischnocnema henselii*. • = advertisement call and □ = territorial call.

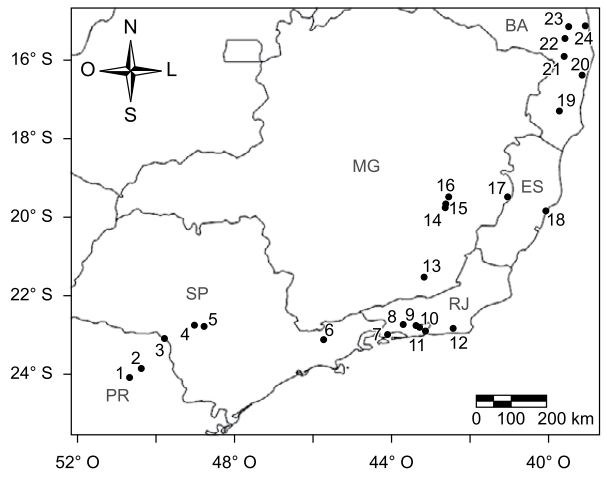


Figura 5. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Dendropsophus anceps*. 1.Telêmaco Borba, 2. Ibaiti e Figueira, 3. Ribeirão Claro, 4. Borebi, 5. Lençóis Paulista, 6. Caçapava, 7. Mangatiba, 8. Seropédica, 9. Duque de Caxias, 10. Belford Roxo, 11. Rio de Janeiro, 12. Saquarema, 13. Rio Novo, 14. Parque Estadual do Rio Doce, 15. Marliéia, 16. Ipatinga, 17. Aimorés, 18. Barra do Sahy, 19. Teixeira de Freitas, 20. Porto Seguro, 21. Itapebi, 22. Pau Brasil, 23. Jussari e 24. Una. Dados extraídos de: 1. Machado & Haddad (2001); 2. Presente estudo; 3. Conte et al. (2009); 4 e 5. Rolim et al. (2008); 6. Gomes & Martins (2006); 7. Carvalho-e-Silva et al. (2008); 8. Lutz (1973); 9. Lutz (1929); 10. Cochran (1955); 11. Lutz (1954), 12. Wogel et al. (2000); 13. Feio & Ferreira (2005); 14. Feio et al. (1998); 15-17. Nascimento & Feio (1999); 18. Haddad et al. (1995); 19-21, 23 e 25. Silvano & Pimenta (2003) e 22. Argôlo (2000).

Figure 5. Map of the current geographic distribution of *Dendropsophus anceps*: 1.Telêmaco Borba, 2. Ibaito and Figueira, 3. Ribeirão Claro, 4. Borebi, 5. Lençóis Paulista, 6. Caçapava, 7. Mangatiba, 8. Seropédica, 9. Duque de Caxias, 10. Belford Roxo, 11. Rio de Janeiro, 12. Saquarema, 13. Rio Novo, 14. Parque Estadual do Rio Doce, 15. Marliéia, 16. Ipatinga, 17. Aimorés, 18. Barra do Sahy, 19. Teixeira de Freitas, 20. Porto Seguro, 21. Itapebi, 22. Pau Brasil, 23. Jussari, and 24. Una. Data from: 1. Machado & Haddad (2001); 2. Present study; 3. Conte et al. (2009); 4 and 5. Rolim et al. (2008); 6. Gomes & Martins (2006); 7. Carvalho-e-Silva et al. (2008); 8. Lutz (1973); 9. Lutz (1929); 10. Cochran (1955); 11. Lutz (1954); 12. Wogel et al. (2000); 13. Feio & Ferreira (2005); 14. Feio et al. (1998); 15-17. Nascimento & Feio (1999); 18. Haddad et al. (1995); 19-21, 23 and 25. Silvano & Pimenta (2003); and 22. Argôlo (2000).

apresentada por Kwet & Solé (2005) para as localidades brasileiras de São Francisco de Paula (RS) e Ilha de Santa Catarina (SC) e, as das localidades presentemente estudadas, decorrem de diferenças na interpretação da estrutura do canto, confirmando assim a identidade de *I. henselii* em todas as populações analisadas.

Dendropsophus anceps (A. Lutz, 1929) - Figura 1b

Comentários taxonômicos. *Dendropsophus anceps* atualmente pertence ao grupo de *Dendropsophus leucophyllatus* que inclui

oito espécies (Faivovich et al. 2005). Foi descrita por A. Lutz (1929) com o nome de "*Hyla anceps*", com base em indivíduos coletados em Duque de Caxias, município do Rio de Janeiro.

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos oito machos provenientes do Paraná (Anexo 1) que apresentaram CRC = 39,44 ± 1,34 mm (36,20-42,79 mm). Essa variação de tamanho está contida na registrada por Lutz (1973). Apenas uma fêmea foi medida e apresentou CRC de 44,40 mm.

Distribuição geográfica. Até 1973 poucas localidades de ocorrência eram conhecidas, com apenas quatro registros no Estado do Rio de Janeiro (A. Lutz 1929, B. Lutz 1954, 1973, Cochran 1955). Entretanto, nos últimos anos, no período de 1995 a 2009, foram feitos 19 novos registros: um no Espírito Santo (Haddad et al. 1995), cinco em Minas Gerais (Feio et al. 1998, Nascimento & Feio 1999, Feio & Ferreira 2005), seis na Bahia (Argôlo 2000, Silvano & Pimenta 2003), dois no Rio de Janeiro (Wogel et al. 2000, Carvalho-e-Silva et al. 2008), três em São Paulo (Gomes & Martins 2006, Rolim et al. 2008) e dois no Paraná (Machado & Haddad 2001, Conte et al. 2009) (Figura 5).

Novos registros. Duas novas populações de *D. anceps* foram registradas no Estado do Paraná, nos municípios de Ibaiti e Figueira. Em Ibaiti a espécie foi registrada em um açude com taboal (120 × 60 m) localizado em matriz de pastagem, distante 20 m da mata ciliar do Rio Figueira (divisa dos municípios de Ibaiti e Figueira). No momento do registro foi possível observar 12 e 16 machos em atividade de vocalização nos meses de fevereiro e novembro de 2009, respectivamente. Já no município de Figueira a espécie foi registrada em um açude com densa vegetação aquática (45 × 30 m) localizado em matriz de pastagem, distante 2.500 m do rio Figueira. No momento do registro foi possível observar 3 e 8 machos em atividade de vocalização nos meses de fevereiro e novembro, respectivamente, e apenas uma fêmea com óvulos conspícuos em fevereiro.

História natural. O conhecimento atual sobre a ecologia de *D. anceps* é diferente do panorama encontrado em 2004, ano em que foi publicado o livro vermelho de espécies ameaçadas de extinção no Estado do Paraná (Mikich & Bérnils 2004). Na época, a espécie foi classificada como criticamente ameaçada, pois a única população até então conhecida, havia sido encontrada em um brejo com taboal em área aberta, cercado por plantios de espécies exóticas, estradas e linhas de transmissão (Segalla & Langone 2004). Sabe-se, porém, que as diversas populações de *D. anceps* ocorrem em áreas abertas, tanto em açudes e brejos com taboais (Lutz 1973, Machado & Haddad 2001, Gomes & Martins 2006, Conte et al. 2009), quanto em açudes com vegetação herbácea/arbustiva marginal (Rolim et al. 2008). Além disso, atualmente são conhecidas quatro populações no Paraná, as quais ocorrem em ambientes alterados por ações humanas como poças em monoculturas, e taboais que sofrem influência de usinas hidrelétricas e termoelétricas.

Análise do canto. Foram registrados os cantos de anúncio e territorial de dois exemplares provenientes de Ribeirão Claro e Telêmaco Borba, Estado do Paraná. Ambos são formados por uma nota introdutória seguida por um número variável de notas secundárias (Figuras 6a-h), apresentando duas faixas de frequências, H1 entre 1.100 a 2.000 Hz e H2 entre 2.200 a 3.500 Hz.

O canto de anúncio tem duração aproximada de 1,0 s, sendo constituído por uma nota introdutória pulsionada, seguida por uma série de aproximadamente seis notas secundárias pulsionadas. Em algumas ocasiões, a nota introdutória pode estar ausente ou duplicada. Em 94% (n = 17) das notas introdutórias analisadas, a frequência dominante está situada no primeiro harmônico (H1), aparecendo no segundo harmônico em apenas 6% (n = 1) das notas. Já o canto territorial tem duração de aproximadamente 1,4 s, sendo formado por uma nota introdutória pulsionada com uma leve modulação de frequência ascendente, seguida por uma série de aproximadamente sete notas secundárias pulsionadas. Em 53% (n = 9) das notas introdutórias analisadas, a frequência

Tabela 3. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio e territorial de *Dendropsophus anceps* registrado em Ribeirão Claro e Telêmaco Borba, Paraná. Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos.

Table 3. Bioacoustic parameters of the advertisement call and territorial call of *Dendropsophus anceps* recorded in Ribeirão Claro and Telêmaco Borba, Paraná. Mean ± standard deviation (range); number notes analyzed / number of individuals.

	Parâmetros	Canto de anúncio	Canto territorial
Nota introdutória	Duração do canto	1,06 ± 0,32 (0,74-1,88); 12/2	1,42 ± 0,29 (0,82-2); 17/2
	H1- Frequência mínima	1.263,4 ± 32,4 (1.200-1.329); 17/2	1.276,6 ± 50,8 (1.200-1.373); 8/2
	H1- Frequência máxima	1.961,4 ± 95,3 (1.710-2.074); 17/2	1.705,4 ± 71,1 (1.573-1.855); 8/2
	H1-Frequência dominante	1.526 ± 24,9 (1.453,1-1565,4); 17/2	1.452,3 ± 53,3 (1.320,4-1.473); 8/2
	H2- Frequência mínima	2.468 ± 44,9 (2.346-2.544); 17/2	2.413,4 ± 77,4 (2.237-2.574); 8/2
	H2- Frequência máxima	3.466,6 ± 104,3 (3.274-3584); 17/2	2.413,4 ± 77,4 (2.237-2.574); 8/2
	H2- Frequência dominante	2.829,2; 1/1	-
	Duração da nota	0,16 ± 0,04 (0,12-0,29); 17/2	0,27 ± 0,05 (0,11-0,354); 8/2
	Número de pulsos por nota	11,82 ± 1,78 (8-15), 17/2	14,05 ± 2,5 (10-22); 24/2
Nota secundária	H1- Frequência mínima	1.212,8 ± 35,2 (1.127-1255); 30/2	1.251,2 ± 37,1 (1.182-1.309); 30/2
	H1- Frequência máxima	2.000 ± 46,3 (1.928-2110); 30/2	1.991,6 ± 52,4 (1.873-2.074); 30/2
	H1-Frequência dominante	1.555 ±23,4 (1.497,4-1.574,4); 30/2	1.546 ± 21 (1.487,3-1.575,9); 27/2
	H2- Frequência mínima	2.410 ± 73,7 (2.219-2.492); 30/2	2.472 ± 74,7 (2.310-2.583); 30/2
	H2- Frequência máxima	3.463,7 ± 36,2 (3.383-3.511), 30/2	3.446,9 ± 47,6 (3.347-3529); 30/2
	H2- Frequência dominante	-	2.842 ± 18,4 (2.827,7-2.862,9); 3/1
	Duração da nota	0,07 ± 0,007 (0,06-0,09); 30/2	0,06 ± 0,006 (0,058-0,08); 30/2
	Número de pulsos por nota	5,4 ± 0,85 (4-7); 30/2	4,7 ± 0,9 (4-7); 30/2

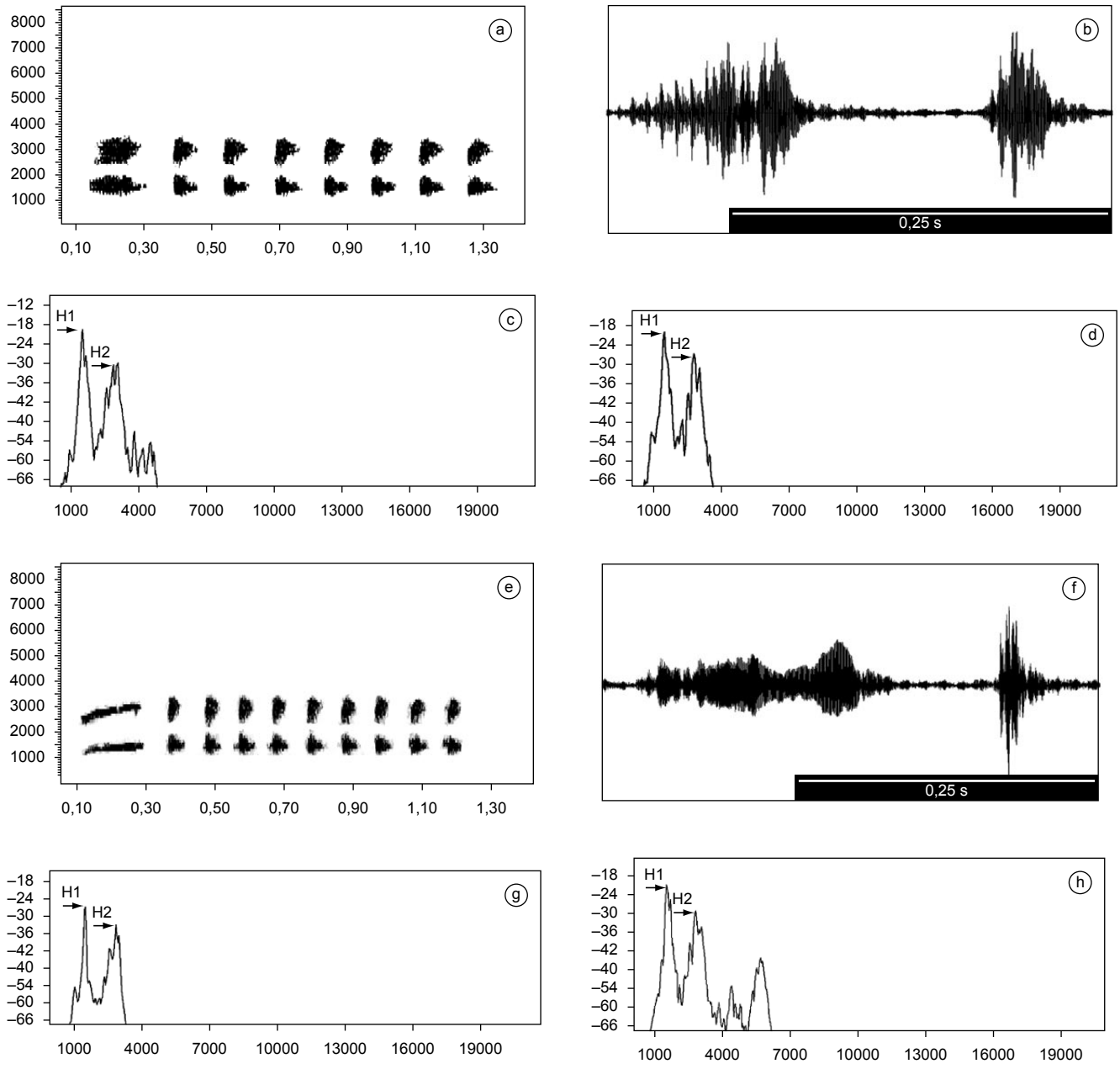


Figura 6. Canto de *Dendropsophus anceps*. a) Sonograma e b) Osciligrama da nota introdutória e nota secundária do canto de anúncio; c) Espectro de potência da nota introdutória e d) Espectro de potência da nota secundária do canto de anúncio; e) Sonograma e f) Oscilograma das notas introdutória e secundária do canto territorial; g) Espectro de potência da nota introdutória e h) Espectro de potência da nota secundária do canto territorial. Ribeirão Claro, Paraná. Temperatura do ar: 17 °C. Umidade relativa do ar: 82%.

Figure 6. Call of *Dendropsophus anceps.* a) Sonogram and b) Oscilogram of the introductory note and secondary note of the advertisement call, c) Power spectrum of the introdutory note; d) Power spectrum of the secundary note; e) Sonogram and f) Oscilogram of the introductory notes and secondary notes of territorial call; g) power spectrum of the note and H-power spectrum of the secondary note of the territorial call. Ribeirão Claro, Paraná state. Air temperature: 17 °C. Relative air humidity: 82%.

dominante aparece no segundo harmônico (H2) e em 47% (n = 8) no primeiro harmônico (H1) (Tabela 3).

As variáveis utilizadas para comparação entre as notas introdutórias e secundárias dos cantos de anúncio e territorial diferiram da distribuição normal (Homogeneidade de variância = 26,77, gl = 84, $p < 0,0001$; kurtosis = 88,02; $p < 0,0001$; teste geral de Doornik & Hansen = 227,9; $p < 0,0001$), e ambas diferiram entre si quanto à sua estrutura (ANOSIM: $R = 0,4648$; $p < 0,0001$; Figura 7; Tabela 4).

Não foram encontrados os harmônicos H3 e H4 descritos por Gomes & Martins (2006). Além disso, foram registradas outras diferenças em alguns dos parâmetros analisados: 1) a nota introdutória do canto de anúncio foi mais longa, 0,004 s, com menor amplitude de frequência, em torno de 1.200 a 3.440 (1500-3900 Hz - Gomes & Martins 2006); 2) Gomes e Martins (2006) consideraram a nota introdutória do canto territorial de *D. anceps* como multipulsionada possivelmente por não conseguirem identificar unidades discretas da nota

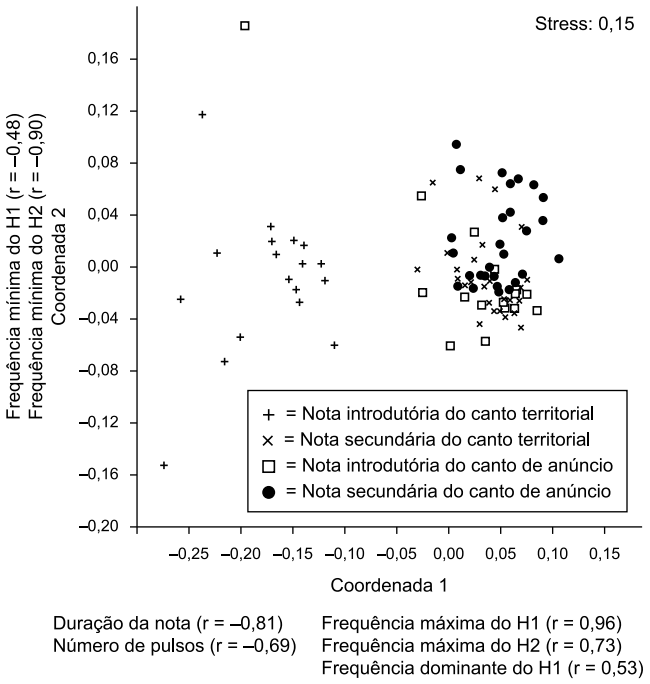


Figura 7. Análise escalonada multidimensional não-métrica para as notas territoriais introdutórias, territoriais secundárias, de anúncio introdutórias e de anúncio secundárias de *Dendropsophus anceps*.

Figure 7. Non-metric multidimensional scaling analysis for the introductory and secondary notes of the territorial call and the introductory and secondary notes of the advertisement call of *Dendropsophus anceps*.

Tabela 4. Valores de R para o teste *a-posteriori* da ANOSIM entre as notas introdutórias territoriais e de anúncio e entre as notas secundárias territoriais e de anúncio do canto de *Dendropsophus anceps*.

Table 4. Values of R for the *a-posteriori* test of ANOSIM between the introductory notes of the territorial and advertisement calls and between the secondary notes of the territorial and the advertisement calls of *Dendropsophus anceps.*

	Introdutória de anúncio	**Secundária territorial**	**Secundária de anúncio**
Introdutória territorial	0,7941 (0)	0,9561 (0)	0,9741 (0)
Introdutória de anúncio	-	0,1641 (0,0058)	0,3338 (0)
Secundária territorial	-	-	0,1006 (0,008)

no oscilograma ou sonograma. No presente estudo, a nota introdutória do canto territorial foi considerada pulsionada, sendo possível identificar unidades discretas formando a nota no sonograma; 3) a frequência dominante foi localizada no H1, em torno de 1.500 Hz, em 94% das notas analisadas, enquanto que em todos os cantos analisados por Gomes & Martins (2006) a frequência dominante foi localizada na H2, em torno de 3.200 Hz. A mesma diferença aparece na comparação entre os cantos territoriais, sendo que nos cantos de populações do Paraná, a frequência dominante está em torno de 1.500 Hz, enquanto que nos cantos analisados por Gomes & Martins (2006) está em torno de 3.100 Hz. Na análise do canto territorial, apresentada por Bokermann (1967), a frequência dominante da nota introdutória está em torno de 1.500 Hz, valor muito similar ao encontrado nos cantos registrados no Paraná.

Existem evidências de que, em determinadas situações sociais, os machos podem alterar as características espectrais do canto. Por exemplo, em algumas espécies os machos podem aumentar ou diminuir a frequência dominante do canto territorial durante interações agonísticas de competição (Lopez et al. 1988, Bee et al. 1999, 2000, Bee & Bowling 2002). Também é possível que machos possam ajustar a frequência fundamental do canto de anúncio em função da amplitude do espectro de frequência que é poluído por ruído ambiental (Nomura 2008). Entre as guildas estabelecidas em função das características espectrais do canto de anúncio, as espécies de banda larga (i.e., espécies cujo canto de anúncio ocupa uma ampla faixa do espectro de frequência, sensu Nomura 2008) podem ser mais aptas a este tipo de ajuste que espécies que são mais especializadas no uso do espaço acústico.

Dendropsophus nahdereri (B. Lutz & Bokermann, 1963) - Figura 1c.

Comentários taxonômicos. *Dendropsophus nahdereri* pertence ao grupo de *Dendropsophus marmoratus* que inclui oito espécies (Faivovich et al. 2005). Foi descrita por Lutz & Bokermann (1963) como "*Hyla nahdereri*", com base em exemplares coletados em São Bento do Sul, Santa Catarina.

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos 12 machos e apenas uma fêmea (Anexo 1): os machos apresentaram CRC = 42,9 ± 1,71 mm (39,3-45,1 mm), variação de tamanho semelhante às apresentadas por Lutz (1973). A fêmea apresentou CRC = 50,5 mm.

Distribuição geográfica. Apresenta distribuição restrita aos Estados de Santa Catarina e Paraná (Garcia & Vinciprova 1998, Haddad et al. 2008), sendo poucos os registros publicados (Peixoto & Gomes 1999, Ghizoni et al. 2000, Machado & Conte 2001, Conte & Rossa-Feres 2006).

Novos registros. Neste estudo, duas novas populações de *D. nahdereri* foram registradas, uma em Vargem Bonita, Santa Catarina e outra em General Carneiro, Paraná, sendo esta a segunda população encontrada no estado. Garcia et al. (2007) consideram a área de ocorrência de *D. nahdereri* somente para Floresta Ombrófila Densa, mas os registros atuais indicam que a distribuição se concentra mais em Floresta Ombrófila Mista (Figura 8).

História natural. Nas populações observadas neste estudo, os machos de *D. nahdereri* vocalizaram no período da tarde, no interior de floresta, sempre no alto de árvores, abrigados em frestas e interior de bromélias, a partir de agosto até meados de novembro. No crepúsculo vespertino, foram observados machos se deslocando para corpos d'água temporários, tanto na borda quanto no interior dos remanescentes florestais amostrados, utilizando como poleiros galhos e frestas em árvores e, eventualmente, vocalizando diretamente no solo. Suas vocalizações são de intensidade bastante alta, podendo ser ouvidas a longas distâncias. Girinos foram registrados nos meses de janeiro, setembro e dezembro de 2007.

Análise do canto. Foi registrado o canto de anúncio de dois exemplares no município de São José dos Pinhais, Estado do Paraná, o qual apresentou uma estrutura pulsionada, com duas faixas de frequência: H1 entre 900 e 1.800 Hz e H2 entre 2.000 e 3.300 Hz, com frequência dominante localizada no segundo harmônico (Figuras 9a-9c). Em alguns cantos os pulsos estão justapostos, dificultando sua distinção e, ocasionalmente ocorre a formação de grupos de pulsos, principalmente no final do canto, semelhante ao registrado por Orrico et al. (2009) (Tabela 5). Apesar disso, a frequência dominante dos exemplares gravados

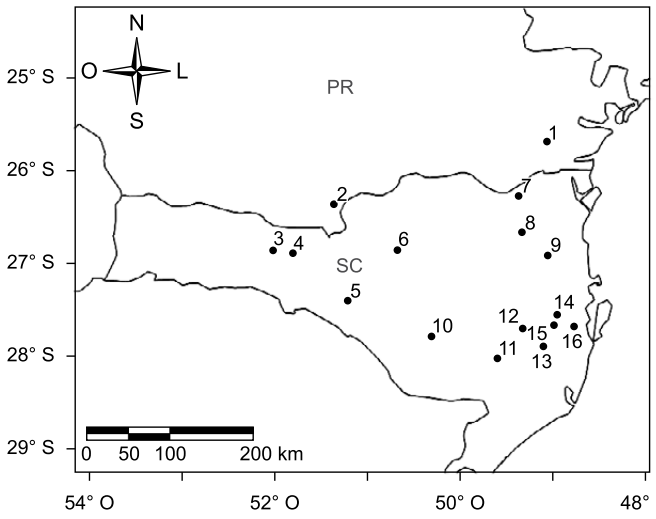


Figura 8. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Dendropsophus nahdereri.* 1. São José dos Pinhais, 2. General Carneiro, 3. PARNA das Araucárias, 4. Vargem Bonita, 5. Campos Novos, 6. Lebon Régis, 7. São Bento do Sul, 8. Rio dos Cedros, 9. Blumenau, 10. Lages, 11. Urubici, 12. Alfredo Wagner, 13. Anitápolis, 14. Angelina, 15. Rancho Queimado e 16. Santo Amaro da Imperatriz. Dados extraídos de: 1. Machado & Conte (2001); 2 e 4. Presente estudo; 3,5,9,10,11,12 e 13. Lucas (2008); 6. Lingnau (2008); 8. Ghizoni et al. (2000); 7. Coleção MZUSP e 16. Coleção CFBH.

Figure 8. Map of the current geographic distribution of *Dendropsophus nahdereri.* 1. São José dos Pinhais, 2. General Carneiro, 3. Parque Nacional das Araucárias, 4. Vargem Bonita, 5. Campos Novos, 6. Lebon Régis, 7. São Bento do Sul, 8. Rio dos Cedros, 9. Blumenau, 10. Lages, 11. Urubici, 12. Alfredo Wagner, 13. Anitápolis, 14. Angelina, 15. Rancho Queimado and 16. Santo Amaro da Imperatriz. Data from: 1. Machado & Conte (2001); 2 and 4. Present study estudo; 3,5,9,10,11,12 e 13. Lucas (2008); 6. Lingnau (2008); 8. Ghizoni et al. (2000); 7. MZUSP collection and 16. CFBH collection.

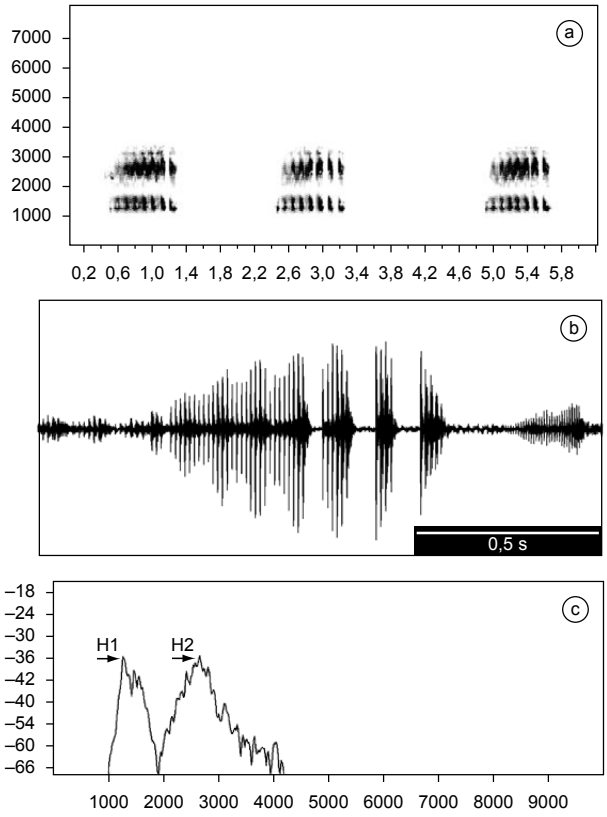


Figura 9. Canto de anúncio de *D. nahdereri*. a) Sonograma (três cantos), b) Oscilograma e c) espectro de potência (um canto). São José dos Pinhais, Paraná. Temperatura do ar: 14 °C. Umidade relativa do ar: 85%.

Figure 9. Advertisement call of *D. nahdereri*. a) Sonogram (three calls), b) Oscilogram and c) Power spectrum (one call). São José dos Pinhais State. Air temperature: 14 °C. Relative air humidity: 85%.

Tabela 5. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Dendropsophus nahdereri* registrado em São José dos Pinhais, Paraná, e por Orrico et al. 2009 em Lebon Régis e Anitápolis, Santa Catarina. Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos.

Table 5. Bioacoustic parameters of the advertisement call and territorial call of *Dendropsophus nahdereri*, recorded in São José dos Pinhais, Paraná State, and by Orrico et al. (2009) at Lebon Régis and Anitápolis, Santa Catarina State. Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed/ number of individuals.

Parâmetros	**Canto de anúncio**	
	(Presente estudo)	**(Orrico et al. 2009)**
H1 - Frequência mínima	1.061,1 ± 76,9 (925,9-1137); 11/2	1.018,3 ± 69,6 (895,2-1.169,5); 60/5
H1 - Frequência máxima	1.770,6 ± 45,9 (1.688-1.828); 11/2	1.814,2 ± 84,5 (1.625,5-1.949); 60/5
H2 - Frequência mínima	2.129 ± 75,7 (2.025-2.283); 11/2	-
H2 - Frequência máxima	3.244,9 ± 75,1 (3.086-3.375); 11/2	-
Frequência dominante	2.587 ± 109 (2.396-2.691,1); 11/2	1.392,4 ± 27 (1.378-1.464,3); 60/5
Duração da nota	0,75 ± 0,10 (0,589-0,909) ;11/2	0,699 ± 0,148 (0,443-0,982); 60/5
Número de pulsos	57 ± 10 (47-76); 11/2	48,1 ± 8,2 (31-66); 60/5
Taxa de repetição (notas/s)	1,29 ± 0,3 (0,9-1,7); 5/2	-

em São José dos Pinhais, Paraná difere da descrição de Orrico et al. (2009), para populações de Lebon Régis e Anitápolis, Santa Catarina, que consideraram o primeiro harmônico dominante. Nos espécimes de São José dos Pinhais, o segundo harmônico concentra a maior parte da energia do canto. Tais diferenças podem decorrer da dificuldade de interpretação que acontece quando a energia em dois harmônicos é muito semelhante, tornando-se difícil discernir qual dos harmônicos representa a frequência dominante (Lingnau et al. 2008).

Pseudis cardosoi Kwet (2000) - Figura 1d.

Comentários taxonômicos. *Pseudis cardosoi* foi descrito por Kwet (2000) a partir de exemplares coletados em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, havendo poucos registros

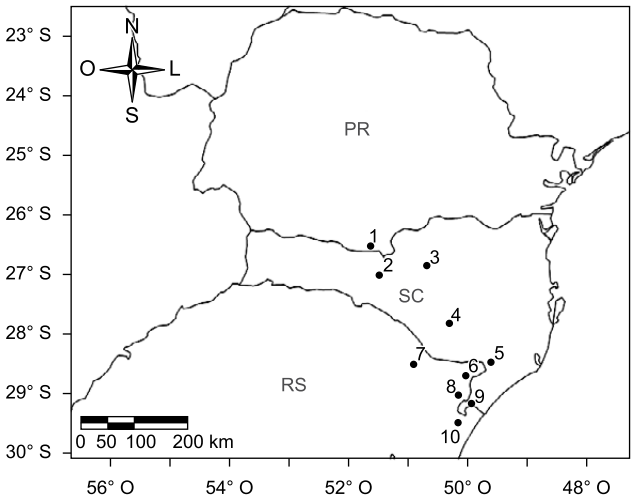


Figura 10. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Pseudis cardosoi*. 1. Palmas, 2. Água Doce, 3. Lebon Régis, 4. Lages, 5. Bom Jardim da Serra, 6. São José dos Ausentes, 7. Vacaria, 8. Cambará do Sul, 9. Praia Grande e 10. São Francisco de Paula. Dados extraídos de: 1. Presente estudo; 2,4 e 9. Lucas (2008); 3. Lingnau & Di-Bernardo (2006); 7, 8 e 10. Kwet (2000); 5. Coleções CFBH e MZUSP e 6. Coleção MCP.

Figure 10. Map of the current geographic distribution of *Pseudis cardosoi*. 1. Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas, 2. Água Doce, 3. Lebon Régis, 4. Lages, 5. Bom Jardim da Serra, 6. São José dos Ausentes, 7. Vacaria, 8. Cambará do Sul, 9. Praia Grande and 10. São Francisco de Paula. Date from: 1. Present study; 2,4 and 9. Lucas (2008); 3. Lingnau & Di-Bernardo (2006); 7, 8 and 10. Kwet (2000); 5. CFBH and MZUSP collections and 6. MCP collection.

além da localidade tipo (e.g. Lingnau & Di-Bernardo 2006, Lucas 2008).

Comprimento rostro-cloacal. Foram coletados quatro machos e apenas uma fêmea (Anexo 1): os machos apresentaram CRC = 41,80 ± 2,56 mm (38-44.60 mm). Essa variação de tamanho está contida na registrada por Kwet (2000). A fêmea apresentou CRC = 53,90 mm.

Distribuição geográfica. Além das localidades citadas na descrição da espécie, existe o registro para Lebon Régis (Lingnau & Di-Bernardo 2006), e registros para outras quatro localidades no Estado de Santa Catarina e três no Rio Grande do Sul foram obtidos em museus (Figura 10).

Novos registros. Neste estudo, o primeiro registro de *Pseudis cardosoi* para o Paraná provém do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas. A região é formada por campos naturais chamados Campos de Palmas que possuem uma delimitação nítida entre campo e capões de mata (Maack 1981). A população registrada no Estado do Paraná foi encontrada em uma unidade de conservação que é formada por terras particulares e não prevê desapropriação. Várias atividades antropogênicas colaboraram com a descaracterização dos campos e capões de mata da região, tais como agricultura, pecuária, exploração madeireira, queimadas (incluindo para renovação de pastagens) e a introdução de espécies exóticas de árvores como pinus e eucaliptos (Medeiros et al. 2005, Roderjan et al. 2002). Essas atividades provocam impactos negativos que são particularmente evidentes em ecossistemas de campo, com a redução da vazão e do lençol freático (GISP 2005), podendo afetar a dinâmica dos corpos d'água encontrados na região.

História natural. Foram registrados adultos de *Pseudis cardosoi* em três corpos d'água temporários em área de campo, sendo que machos em atividade de vocalização foram observados de agosto a novembro de 2009. Os machos vocalizavam flutuando na parte mais profunda dos corpos d'água, parcialmente submersos, geralmente apoiados em vegetação herbácea aquática, como as demais espécies do gênero (Rossa-Feres & Jim 2001, Brandão et al. 2003, Zank et al. 2008).

Análise do canto. Foi registrada a vocalização de três indivíduos, sendo identificados dois tipos de canto: de anúncio (sensu Wells 1977) e territorial (sensu Littlejohn 2001) (Figuras 11a-f). Ambos são compostos por notas pulsionadas, sendo que o canto de anúncio é emitido em série e o territorial é emitido de modo intermitente entre os cantos de anúncio. O canto de anúncio tem duração aproximada de 0,15 s, sendo constituído por uma série de aproximadamente 11 notas com frequência dominante em torno de 1.700 Hz. Já o canto territorial tem duração aproximada de 0,04 s, sendo constituído por uma série de aproximadamente cinco notas com frequência dominante em torno de 1.100 Hz. O canto territorial foi observado somente quando o coro de machos era superior a 50 indivíduos. Os cantos territorial e de anúncio (Tabela 6) não diferiram da distribuição normal (homogeneidade de variância = 12,18; GL = 35, p = 0,7768; kurtosis = 27,57; p = 0,10; Doornik & Hansen = 8,323, p = 0,60) e diferiram quanto à sua estrutura (MANOVA: Pillai trace = 0,97; df1 = 4; df2 = 9, F = 80,55, p < 0,0001). A análise de covariância permitiu identificar quais aspectos estruturais (espectrais ou temporais) são modulados para a produção de cantos territoriais e de anúncio (Figura 12). Assim os cantos territorial e de anúncio diferem principalmente em função da frequência máxima, frequência mínima e número de pulsos. Os dois tipos de canto diferem pouco em relação à frequência dominante, que se comportou como uma co-variável da frequência mínima, por isso foi removida da análise. Usualmente, a comunicação multimodal é definida como a exibição complexa de diversos componentes, que contêm sinais ou elementos de diferentes modalidades sensoriais, como químicas, visuais ou mecânicas (Partan & Marler 1999, 2005, Candolin 2003, Hebets & Papaj 2005). Estudos recentes de comunicação multimodal têm procurado responder se a "mensagem" transmitida pelos diferentes modos de sinalização representa informações redundantes ou distintas (Hebets & Papaj 2005, Partan & Marler 2005). As diferenças encontradas entre os cantos territorial e de anúncio de *P. cardosoi* permitem uma nova interpretação para a comunicação multimodal: sinais complexos, como a vocalização de anfíbios, podem transmitir mais de uma mensagem entre o emissor e o receptor. Por exemplo, o canto de anúncio de *P. cardosoi* representa um sistema redundante de comunicação "multimodal", uma vez que é composto apenas por sinais acústicos, fornecendo informações utilizadas pelas fêmeas para avaliar tanto o tamanho quanto a condição reprodutiva dos machos (Wells 2007). Por outro lado, o canto territorial apresenta variação nas frequências mínimas e máximas e no número de pulsos, mas não na frequência dominante. Em anfíbios, a frequência dominante do canto de anúncio é considerada como a principal característica utilizada pelas fêmeas para seleção do parceiro sexual (Wells 2007). Desta maneira, a variação nos componentes do canto territorial carrega informação destinada às interações agonísticas, enquanto que a frequência dominante fornece informações destinadas à reprodução, representando assim um sistema que transmite informações distintas de comunicação "multimodal".

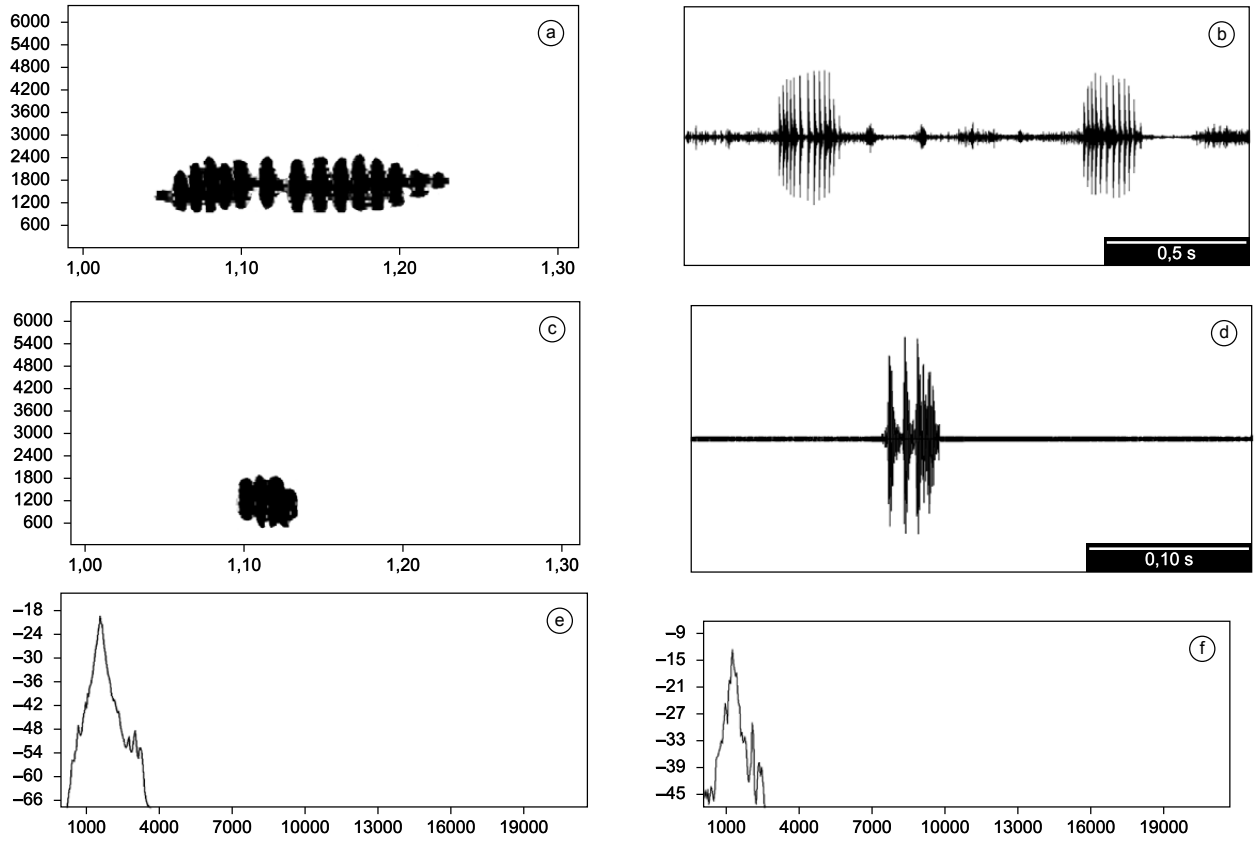


Figura 11. Canto de *Pseudis cardosoi.* a) Sonograma (um canto) e b) Oscilograma do canto de anúncio (dois cantos); c) sonograma e d) Oscilograma do canto territorial; e) espectro de potência do canto de anúncio e f) espectro de potencia do canto territorial. REVS dos Campos de Palmas, Paraná. Temperatura do ar: 14 °C. Umidade relativa do ar: 85%.

Figure 11. Call of *Pseudis cardosoi*. a) Sonogram (one call) and b) Oscilogram of the advertisement call (two calls); c) Sonogram and d) Oscilogram of the territorial call; e) Power spectrum of the advertisement call and f) Power spectrum of the territorial call. Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná state. Air temperature: 14 °C. Relative air humidity: 85%.

Tabela 6. Parâmetros bioacústicos do canto de *Pseudis cardosoi* registrado REVS dos Campos de Palmas, Paraná (Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos), e por Kwet (2000) em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul (temperatura do ar: 10/19 °C).

Table 6. Bioacoustic parameters of the advertisement call and territorial call of *Pseudis cardosoi*, recorded in Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná State (Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed /number of individuals), and by Kwet (2000) at São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul State (air tempereture: 10/19 °C).

Parâmetros	Canto de anúncio		Canto territorial (presente estudo)
	(presente estudo)	(Kwet 2000)	
Duração do canto	0,15 ± 0,01 (0,131-0,186); 47/3	0,23/0,38	0,04 ± 0,009 (0,038-0,056); 7/1
Frequência mínima	838,03 ± 52,07 (757,1-1.038); 47/3	-	466,9 ± 62,3 (403,3-537,8); 7/1
Frequência máxima	2.615,93 ± 195,29 (2.316-3.170); 47/3	-	1.807 ± 108,3 (1.703-1.948); 7/1
Frequência dominante	1.741,1 ± 127,2 (1.610,8-1.958,6); 47/3	1.700-2.300/1.500-2.300	1.137 ± 298,3 (794,2-1.703); 7/1
Número de notas por canto	11,97 ± 0,74 (11-13); 47/3	11-22/13-20	5,14 ± 2,03 (3-7); 7/1
Taxa de repetição	62,3 ± 6 (55,55-72,58); 10/3	70-80/30-60	-
Intervalo entre as notas	0,95 ± 0,23 (0,714-1,56); 47/3	-	-

O canto de anúncio analisado é muito similar ao descrito por Kwet (2000) na localidade tipo da espécie e todos os parâmetros estão contidos na variação registrada por esse autor. O canto territorial de *P. cardosoi* tem estrutura temporal similar aos cantos agressivos ou territoriais de *Pseudis bolbodactylus* e *P. minutus* (Vaz-Silva et al. 2007, Zank et al. 2008). Nas três espécies de *Pseudis*, os cantos agressivos ou territoriais são de duração mais curta que o canto de anúncio.

Scinax granulatus (Peters, 1871) - Figura 1e.

Comentários taxonômicos. Atualmente está alocada no clado de *Scinax ruber*, cujas espécies não estão associadas a um grupo especifico (Faivovich et al. 2005). Foi descrita por Peters (1871) como "*Hyla eringiophila*" com base em exemplares coletados em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Kwet (2001a) sinonimizou *Scinax eringiophilus* com *S. granulatus* através de comparações

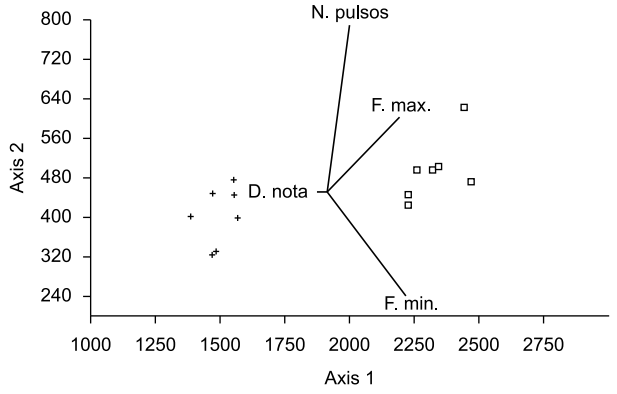


Figura 12. CVA scatter plot demonstrando os principais parâmetros que diferenciam os cantos de *P. cardosoi.* + = canto territorial e □ = canto de anúncio.

Figure 12. CVA scatter plot showing the main parameters that differentiate the calls of *P. cardosoi*. + = territorial call and □ = advertisement call.

morfológicas entre o holótipo de *S. granulatus* (ZMB 7253) e exemplares recentemente coletados perto da localidade tipo (Bela Vista, província de Buenos Aires) e em vários municípios do Rio Grande do Sul (e.g. Candiota, Rio Grande, Caçapava do Sul, Porto Alegre, Viamão, Cambará do Sul, entre outras). Análises bioacústicas do canto de espécimes provenientes de diferentes localidades no Uruguai e no Rio Grande do Sul suportam a sinonímia (A. Kwet, com. pess.).

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos 26 machos (Anexo 1), que apresentaram CRC = 33,54 ± 1,59 mm (29,45-36,8 mm), medidas estas contidas dentro da variação registrada por Kwet (2001a, b).

Distribuição geográfica. Além da ocorrência na Argentina e Uruguai (Frost 2009), *Scinax granulatus* está amplamente distribuída no sul do Brasil, nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Braun, P.C. & Braun, C.A.S. 1980, Frost 2009), tendo apenas um registro no Estado do Paraná (Moresco et al. 2009).

Novos registros. Neste estudo, quatro novas populações foram identificadas, sendo duas no Estado do Paraná, no município de General Carneiro e no REVS dos campos de Palmas, e duas em Santa Catarina, no município de Vargem Bonita e no PARNA das Araucárias (Figura 13). A atual distribuição geográfica de *S. granulatus* difere da apresentada por Moresco et al. (2009), que considera apenas seis localidades de ocorrência dessa espécie no Brasil.

História natural. Adultos e girinos de *S. granulatus* foram registrados em diversos corpos d'água temporários em área aberta, na borda e no interior de remanescentes florestais. Machos em atividade de vocalização foram observados nos períodos de janeiro e fevereiro de 2007, e de agosto a dezembro de 2007. Girinos foram registrados ao longo de 2007 com exceção dos meses de junho e agosto. Foram registradas vocalizações nos abrigos diurnos no período da tarde, porém, o maior número de machos vocalizando foi registrado no entorno de corpos d'água, por volta das 21:00 h. Os machos vocalizavam empoleirados sobre galhos, troncos de vegetação arbórea e arbustiva, entre as folhas e talos de vegetação herbácea, em frestas de árvores ou rochas e diretamente no solo.

Análise do canto. Foram analisados cantos de quatro machos provenientes de General Carneiro e REVS dos Campos de Palmas, Paraná e Vargem Bonita, Santa Catarina. O canto de anúncio tem duração aproximada de 0,2 s, sendo composto por notas simples pulsionadas com duração aproximada de 0,02 s emitidas em série (Figuras 14a-14c). Dentre os pulsos que compõem o canto de anúncio, o primeiro difere dos demais em 0,01 s (0,22-0,25 s; t = –3,19; gl= 42; p = 0,001) e 1.136 Hz na frequência máxima (2.866-4.000 Hz; t = –12,8; gl = 42; p = 0,00) (Tabela 7). Os cantos aqui descritos são muito similares ao apresentado por Kwet (2001a, b) para populações de diversas localidades de Santa Catarina e todos os parâmetros estão contidos na variação registrada por esse autor.

Trachycephalus dibernardoi Kwet & Solé (2008) - Figuras 1f-g.

Comentários taxonômicos. Exemplares de *Trachycephalus dibernardoi*, provenientes de São Francisco de Paula, (RS), foram preliminarmente identificados como *Phrynohyas imitatrix* (= *Trachycephalus imitatrix*, ver Faivovich et al. 2005), com base somente em morfologia (Kwet & Di-Bernardo 1999). Posteriormente, com o aumento no número de exemplares coletados, provenientes de Machadinho, Rio Grande do Sul, e Seara, Santa Catarina, Kwet & Solé (2008) encontram diferenças significativas entre os exempalres coletados e exemplares de *T. imitatrix*, descrevendo então *Trachycephalus dibernardoi.*

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos 22 machos e apenas uma fêmea (Anexo 1): os machos apresentaram CRC = 63,96 ± 2,52 mm (63,1-67,05 mm). Essa variação de tamanho está contida na registrada por Kwet & Solé (2008). A fêmea apresentou CRC = 77,50 mm.

Distribuição geográfica. Além dos exemplares da série tipo (Kwet & Solé 2008), existem mais quatro registros considerados, até então, como de *Trachycephalus imitatrix*: São Bento do Sul, Santa Catarina, e Marumbi (Lutz 1973), Telêmaco Borba (Machado 2004) e Fazenda Rio Grande (Conte & Rossa-Feres 2007), no Estado do Paraná. Lutz (1973) mencionou que os exemplares de *T. imitatrix* provenientes do sul do Brasil (Marumbi, Paraná, e São Bento do Sul, Santa Catarina apresentavam maior tamanho e padrão distinto de íris ("southern forms"), características que conferem com a descrição de *T. dibernardoi*. A análise do material proveniente de Telêmaco Borba evidenciou que os exemplares apresentam o mesmo padrão de manchas dorsais e maior tamanho, conferindo com a descrição de *T. dibernardoi*. A citação de *T. dibernardoi* para uma região próxima à Curitiba (Kwet & Solé 2008), refere-se a um exemplar testemunho de um estudo realizado no município de Fazenda Rio Grande (DZSJRP 8810; Conte & Rossa-Feres 2007).

Novos registros. Populações de *T. dibernardoi* foram registradas em mais três localidades: no PARNA das Araucárias, Santa Catarina, e por meio do registro de girinos (descrição em preparação; Conte, C.E. com. pess.) em São José dos Pinhais e Rio Negro, Paraná (Figura 15).

História natural. A espécie apresenta padrão reprodutivo explosivo (sensu Wells 1977), tendo sido registrado um evento de reprodução em agosto de 2007. Durante duas noites consecutivas, em uma aglomeração com mais de 230 indivíduos foram observados machos em atividade de vocalização e/ou se deslocando no interior da poça com movimentos aleatórios, provavelmente à procura de fêmeas. Os machos utilizavam toda a lâmina d'água e vocalizavam flutuando. Sua vocalização é de intensidade bastante alta, podendo ser ouvida a longas distâncias. Atualmente a espécie está na categoria "least concern" (preocupação menor) da (The International Union for Conservation of Nature 2009) e, no Rio Grande do Sul está classificada como espécie com "dados insuficientes" (Garcia & Vinciprova 2003).

Análise do canto. Foi analisado o canto de três indivíduos provenientes de Telêmaco Borba, Paraná e PARNA das

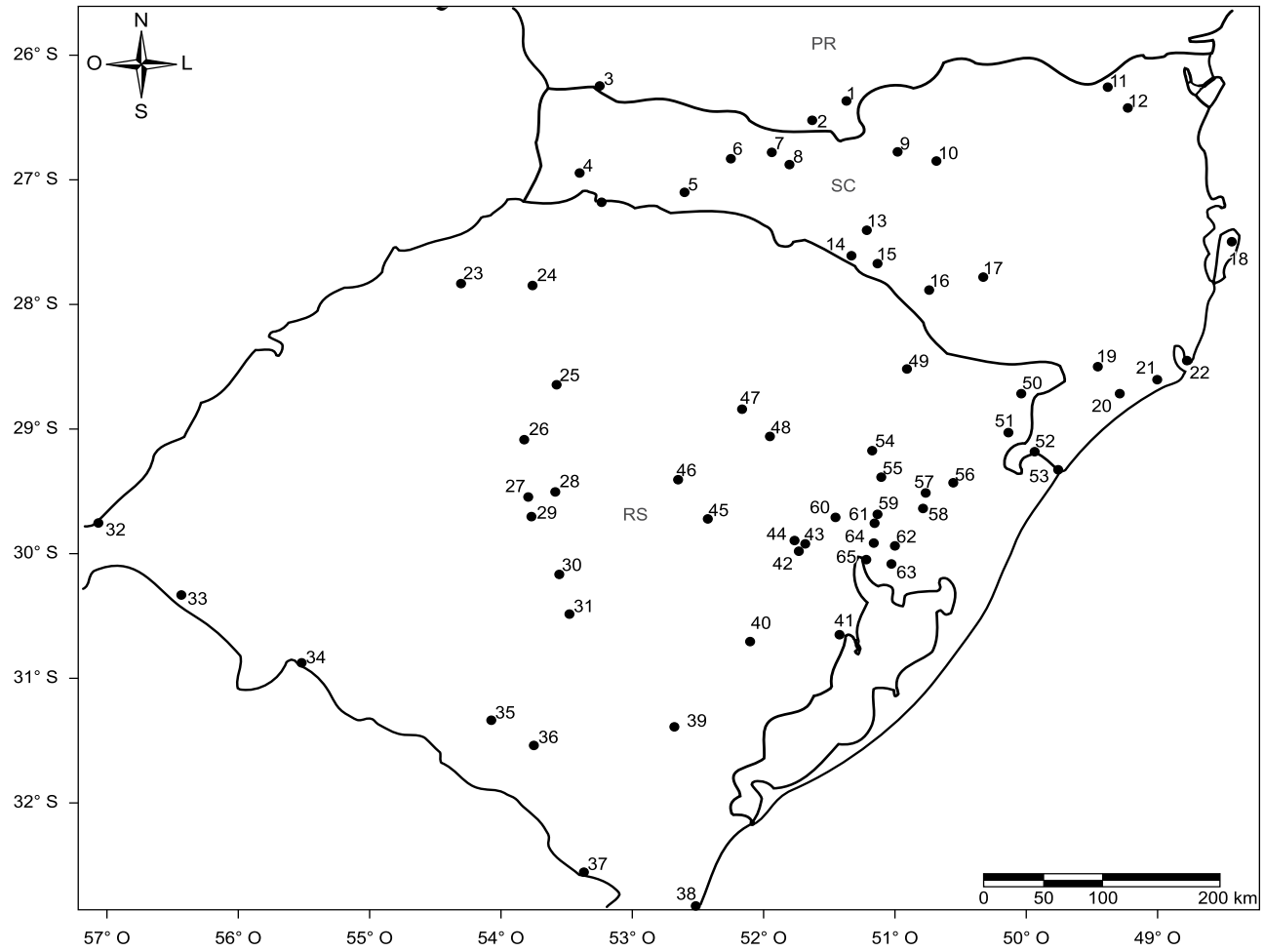


Figura 13. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Scinax granulatus*: 1. General Carneiro, 2. Palmas, 3. Marmeleiro, 4. São Domingos, 5. Chapecó, 6. Faxinal dos Guedes, 7. Ponte Serrada, 8. Vargem Bonita, 9. Caçador, 10. Lebon Régis, 11. São Bento do Sul, 12. Corupá, 13. Campos Novos, 14. Celso Ramos, 15. Anita Garibaldi, 16. Campo Belo do Sul, 17. Lages, 18. Florianópolis, 19. Treviso, 20. Içara, 21. Jaguaruna, 22. Laguna, 23. São Valentim, 24. Santo Antônio, 25. Cruz Alta, 26. Tupancirentã, 27. Itaara, 28. Ivorá, 29. Santa Maria, 30. São Sipé, 31. Caçapava, 32. Uruguaiana, 33. Quarai, 34. Santana do Livramento, 35. Bagé, 36. Candiota, 37. Jaguarão, 38. Estação Ecológica do Taim, 39. Canguçu, 40. Dom Feliciano, 41. Tapes, 42. São Jerônimo, 43. Triunfo, 44. General Câmara, 45. Santa Cruz do Sul, 46. Herveiras, 47. Arvorezinha, 48. Estrela, 49. Vacaria, 50. São José dos Ausentes, 51. Cambará, 52. Praia Grande, 53. Torres, 54. Caxias do Sul, 55. Nova Petrópolis, 56. São Francisco de Paula, 57. Três Coroas, 58. Taquara, 59. Novo Hamburgo, 60. Monte Negro, 61. São Leopoldo, 62. Gravataí, 63. Viamão, 64. Canoas e 65. Porto Alegre. Dados extraídos de: 1,2 e 8. Presente estudo; 3, 11, 13, 28, 30. Moresco et al. (2009); 6-11,17 e 19. Lucas (2008); 23-26, 28, 29,31,33-35, 37, 39, 41, 43, 45, 48, 49, 51-56, 58-63 e 65. Braun, P.C. & Braun, C.A.S. (1980); 27. Both et al. (2008); 38. Gayer et al. (1988); 5. Coleção CFBH e 9, 10, 13, 14, 16, 15, 18, 22, 32, 36, 40, 42, 44, 46, 47, 50, 57, 64. Coleção MCP.

Figure 13. Map of the current geographic distribution of *Scinax granulatus*: 1. General Carneiro, 2. Palmas, 3. Marmeleiro, 4. São Domingos, 5. Chapecó, 6. Faxinal dos Guedes, 7. Ponte Serrada, 8. Vargem Bonita, 9. Caçador, 10. Lebon Régis, 11. São Bento do Sul, 12. Corupá, 13. Campos Novos, 14. Celso Ramos, 15. Anita Garibaldi, 16. Campo Belo do Sul, 17. Lages, 18. Florianópolis, 19. Treviso, 20. Içara, 21. Jaguaruna, 22. Laguna, 23. São Valentim, 24. Santo Antônio, 25. Cruz Alta, 26. Tupancirentã, 27. Itaara, 28. Ivorá, 29. Santa Maria, 30. São Sipé, 31. Caçapava, 32. Uruguaiana, 33. Quarai, 34. Santana do Livramento, 35. Bagé, 36. Candiota, 37. Jaguarão, 38. Estação Ecológica do Taim, 39. Canguçu, 40. Dom Feliciano, 41. Tapes, 42. São Jerônimo, 43. Triunfo, 44. General Câmara, 45. Santa Cruz do Sul, 46. Herveiras, 47. Arvorezinha, 48. Estrela, 49. Vacaria, 50. São José dos Ausentes, 51. Cambará, 52. Praia Grande, 53. Torres, 54. Caxias do Sul, 55. Nova Petrópolis, 56. São Francisco de Paula, 57. Três Coroas, 58. Taquara, 59. Novo Hamburgo, 60. Monte Negro, 61. São Leopoldo, 62. Gravataí, 63. Viamão, 64. Canoas and 65. Porto Alegre. Data from: 1, 2 and 8. Present study; 3, 11, 13, 28, 30. Moresco et al. (2009); 6-11,17 and 19. Lucas (2008); 23-26, 28, 29,31,33-35, 37,39,41, 43,45,48,49,51-56, 58-63 and 65. Braun, P.C. & Braun, C.A.S. (1980); 27. Both et al. (2008); 38. Gayer et al. (1988); 5. CFBH collection and 9, 10, 13, 14, 16, 15, 18, 22, 32, 36, 40, 42, 44, 46, 47, 50, 57 and 64. MCP collection.

Araucárias, Santa Catarina. O canto de anúncio consiste de uma longa série de notas pulsionadas emitidas em série, com duração aproximada de 0,9 s. A amplitude das frequências está entre aproximadamente 210 e 2.000 Hz, com frequência dominante em torno de 1.180 Hz (Figuras 16a-c, Tabela 8).

O canto de anúncio dos exemplares do Paraná apresenta nota mais longa (0,817-1,213 s) e taxa de repetição consideravelmente mais baixa (0,23-0,44 notas/s) que as registradas por Kwet & Solé (2008), as quais têm duração variando entre 0,47-0,76 s, intervalos entre notas variando entre 0,8-3,0 s e taxa de repetição entre 0,4-0,6 notas/s. Esta variação, nas características temporais, pode ocorrer devido a diferenças na temperatura do ar no momento em que os cantos foram gravados (13 °C no Paraná e 19,2 °C no Rio Grande do Sul). Já a frequência dominante é semelhante entre as populações dos diferentes estados, o que reforça a identidade da espécie.

Leptodactylus araucaria (Kwet & Angulo 2002) – Figura 1h

Comentários taxonômicos. Descrita por Kwet & Angulo (2002) sob o nome de *Adenomera araucaria* com base em exemplares coletados em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul.

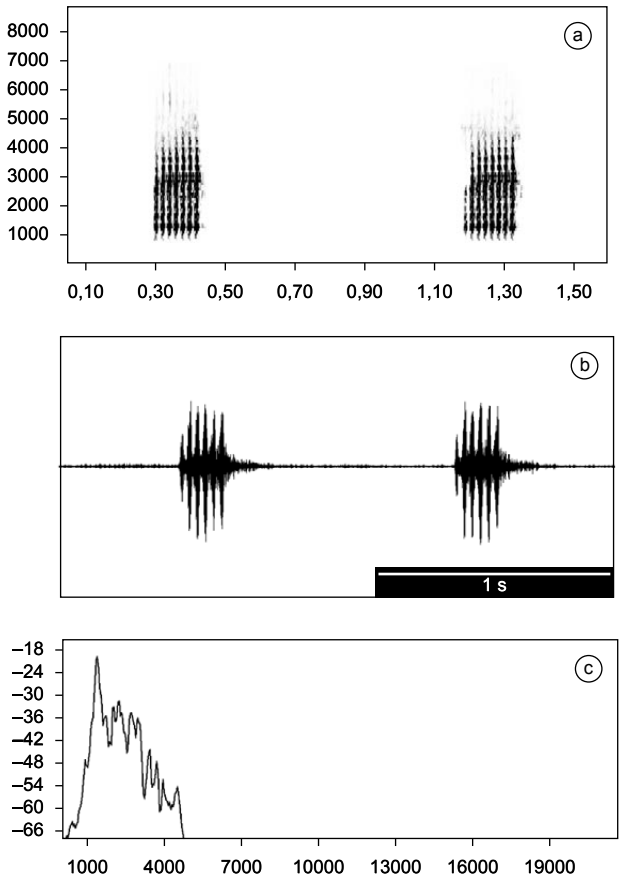


Figura 14. Canto de anúncio de *Scinax granulatus*. a) Sonograma e b) Oscilograma de dois cantos e c) espectro de potência de um canto. Vargem Bonita, Santa Catarina. Temperatura do ar: 16 °C. Umidade relativa do ar: 80%.

Figure 14. Advertisement call of *Scinax granulatus*. a) Sonogram and b) Oscilogram of two calls and c) Power spectrum of one call. Vargem Bonita, Santa Catarina State. Air temperature: 16 °C. Relative air humidity: 80%.

Distribuição geográfica. Além da localidade tipo a espécie é conhecida para outras sete localidades no Estado de Santa Catarina (Kwet 2007).

Novos registros. Os primeiros registros de *L. araucaria* no Estado do Paraná são para os municípios de General Carneiro e para a APA Serra da Esperança (Figura 17).

História natural. A região onde a espécie foi registrada no Paraná, abriga formações de Floresta com Araucária e pequenas manchas de campos (Castella & Britez 2007). Machos de *L. araucaria* foram observados em atividade de vocalização nos meses de novembro e dezembro de 2008, tanto em áreas preservadas quanto alteradas, com densa cobertura de taquara ou com plantios de pinus, em locais com grande quantidade de serapilheira.

Análise do canto. Foram registrados os cantos de anúncio de quatro indivíduos provenientes de General Carneiro e da APA Serra da Esperança, Paraná. O canto de anúncio de *L. araucaria* é formado por uma única nota com aproximadamente 15 pulsos e duração média de 0,15 s. Apresenta estrutura harmônica com modulação ascendente e frequência dominante entre 4.028 e 5.622 Hz. A frequência fundamental também é modulada (Figuras 18a-18c, Tabela 9). A estrutura do canto registrada para exemplares do Paraná não difere da descrita por Kwet (2007).

Leptodactylus nanus Müller, 1922- Figura 1i.

Comentários taxonômicos. Descrita por Müller (1922) com base em indivíduos coletados em Corupá, Santa Catarina, e recentemente revalidada por Kwet (2007) como *Adenomera nana*, que até então estava sinonimizada com *L. marmoratus* (Heyer 1973). É provável que o nome *L. marmoratus* (*Adenomera marmorata*) esteja sendo aplicado a um complexo de espécies crípticas (CFB Haddad, com. pess.). No trabalho de redescrição, Kwet (2007) registrou *L. nanus* em nove localidades no Estado de Santa Catarina.

Comprimento rostro-cloacal. Foram medidos três machos (Anexo 1), que apresentaram CRC = 18,30 ± 0,79 mm (17,40-18,90 mm). Essa variação de tamanho está contida na registrada por Kwet (2007).

Tabela 7. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Scinax granulatus* registrado em Vargem Bonita, Santa Catarina, General Carneiro e REVS dos Campos de Palmas, Paraná (Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos), e por Kwet (2001a, b) em diversas localidades de Santa Catarina (amplitude).

Table 7. Bioacoustic parameters of the advertisement call of *Scinax granulatus*, recorded in Vargem Bonita, Santa Catarina State, General Carneiro and Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná State (Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed /number of individuals), and by at several localities in Santa Catarina State (range).

Parâmetros	Canto de anúncio	
	(Presente estudo)	(Kwet 2001a, b)
Duração do canto	0,24 ± 0,04 (0,21-0,29); 43/4	0,08-0,26
Frequência mínima	876 ±138 (819,8-948,3); 43/4	800
Frequência máxima da primeira nota	2.866 ± 399 (2.050-3.871), 22/3	-
Frequência máxima das demais notas	4.012,3 ± 636,3 (3.905-4.401); 43/4	4.200
Frequência dominante	1.277 ± 73 (1.124,6-1.571,7); 43/4	980-1.480
Duração do primeiro pulso	0,02 ± 0,001 (0,018-0,026); 22/3	-
Duração dos demais pulsos	0,02 ± 0,001 (0,021-0,029); 82/4	0,08-0,26
Número de pulsos por nota	9,2 ± 1,6 (7-11); 43/4	5-10
Taxa de repetição (canto/s)	0,61 ± 0,15 (0,6-1,1); 43/4	-
Intervalo entre as notas	1,26 ± 0,3 (0,8-2); 43/4	0,3-2
Pulsos/s	47,3 ± 4,2 (39-54); 43/4	40-50

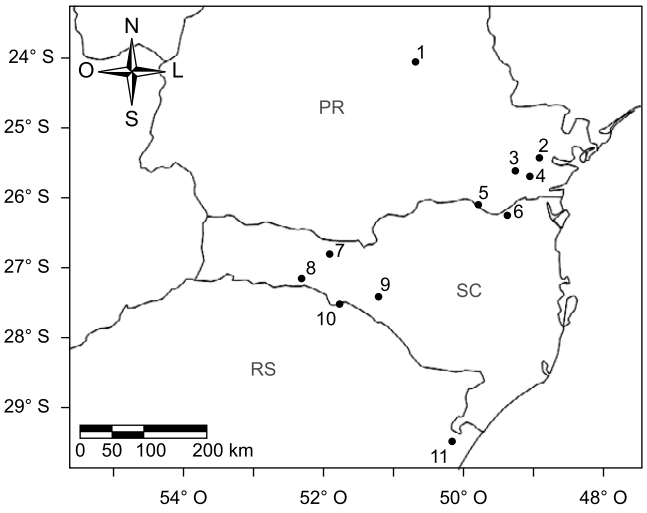


Figura 15. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Trachycephalus dibernardoi*. 1. Telêmaco Borba, 2. Marumbi, 3. Fazenda Rio Grande, 4. São José dos Pinhais, 5. PARMU São Luis de Tolosa, 6. São Bento do Sul, 7. PARNA das Araucárias, 8. Seara, 9. Campos Novos, 10. Machadinho e 11. São Francisco de Paula. Dados extraídos de: 1,3-5 e 7. Presente estudo; 2 e 6. Lutz (1973); 8,9 e 11. Kwet & Sole (2008) e 9. Coleção MCP.

Figure 15. Map of the current geographic distribution of *Trachycephalus dibernardoi*. 1. Telêmaco Borba, 2. Marumbi, 3. Fazenda Rio Grande, 4. São José dos Pinhais, 5. Parque Municipal São Luis de Tolosa, 6. São Bento do Sul, 7. Parque Nacional das Araucárias, 8. Seara, 9. Campos Novos, 10. Machadinho e 11. São Francisco de Paula. Data from: 1,3-5 and 7. Present study; 2 and 6. Lutz (1973); 8,9 and 11. Kwet & Sole (2008) and 9. MCP colection.

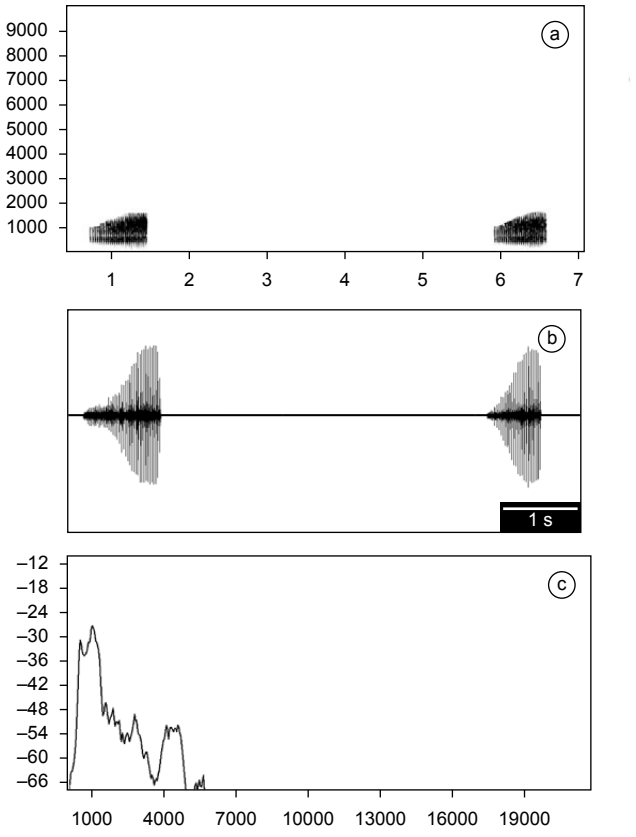


Figura 16. Canto de anúncio de *Trachycephalus dibernardoi*. a) Sonograma, b) Oscilograma e c) espectro de potência. Telêmaco Borba, Paraná. Temperatura do ar: 13 °C. Umidade relativa do ar: 90%.

Figure 16. Advertisement call of *Trachycephalus dibernardoi.* a) Sonogram, b) Oscilogram and c) Power spectrum. Telêmaco Borba, Paraná state. Air temperature: 13 °C. Relative air humidity: 90%.

Distribuição geográfica. Até o momento, as duas populações no Estado do Paraná, consideradas pelos autores como *L. marmoratus*, nos municípios de Tijucas do Sul (Conte & Machado 2005) e em São José dos Pinhais (Conte & Rossa-Feres 2006), através das análises do canto de anúncio, são reconhecidas como *L. nanus*.

Novos registros. *Leptodactylus nanus* também foi registrada no PARMU de São Luiz de Tolosa, Estado do Paraná (Figura 19).

História natural. Machos em atividade de vocalização foram registrados entre outubro e fevereiro, sobre a serapilheira ou empoleirados sobre a vegetação rasteira, com pico de atividade durante o crepúsculo vespertino. Foram observados vocalizando tanto no interior quanto na borda de fragmentos florestais.

Análise do canto. O canto de anúncio de *Leptodactylus nanus* é formado por uma única nota com duração média de 0,10 s. Apresenta estrutura harmônica com frequência fundamental entre 2.146 Hz e 2.450 Hz e frequência dominante de aproximadamente 4.646 Hz (Figuras 20a-20c, Tabela 10). O canto proveniente de exemplares do Estado do Paraná é muito similar ao encontrado por Kwet (2000) Kwet et al. (2009) em diversas localidades de Santa Catarina e todos os parâmetros acústicos estão contidos na variação registrada por esse autor.

Considerações Finais

Muitas espécies têm sido revalidadas nos últimos anos com base em análises morfológicas e/ou bioacústicas (Haddad & Pombal 1998, Kwet & Solé 2005, Kwet 2007, Izecksohn & Carvalho-e-Silva 2008). A análise da vocalização dos anuros tem possibilitado a identificação de espécies pertencentes a grupos complexos, bem como a descrição e diferenciação de espécies crípticas como, por exemplo, as dos complexos de *Leptodactylus marmoratus* (ver revisão em Kwet et al. 2009), de *Scinax perspusillus* (ver revisão em Silva & Alves-Silva 2008) e de *Physalaemus signifer* (ver comentários em Pimenta et al. 2005, Weber et al. 2005). Ainda, nos últimos anos, tem-se detectado com base em análises moleculares que espécies consideradas cosmopolitas são, na verdade, espécies crípticas (Wynn & Heyer 2001, Heyer & Reid 2003, Camargo et al. 2006). Considerando que muitos grupos de anfíbios carecem de revisão taxonômica (Faivovich et al. 2005), descrições minuciosas da vocalização são importantes, pois a análise bioacústica é uma importante ferramenta para identificação de espécies (Cocroft & Ryan 1995, Haddad & Pombal 1998).

A falta de reconhecimento de muitos táxons contidas em complexos de espécies, além de subestimar a diversidade de anuros no Brasil, resulta numa interpretação errônea sobre os padrões ecológicos e distribuição geográfica. Por exemplo, não há concordância entre a distribuição das espécies apresentadas neste estudo com os mapas elaborados pela The International Union for Conservation of Nature 2009: algumas distribuições são disjuntas (*Ischnocnema henselii*), superestimadas (*Scinax granulatus* e *Leptodactylus marmoratus*) ou subestimadas (*Dendropsophus anceps*, *D. nahdereri*, *Pseudis cardosoi* e *L. araucaria*). Tal efeito é ainda mais preocupante, considerando-se que a distribuição geográfica é um dos principais critérios utilizados para a definição do status de ameaça de uma espécie. Por exemplo, no Paraná,

Tabela 8. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Trachycephalus dibernardoi* registrado no PARNA das Araucárias, Santa Catarina e Telêmaco Borba, Paraná, e por Kwet & Solé (2008) em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul. Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/ número de indivíduos.

Table 8. Bioacoustic parameters of the advertisement call of *Trachycephalus dibernardoi*, recorded in Parque Nacional das Araucárias, Santa Catarina State, and Telêmaco Borba, Paraná State, and by Kwet & Solé (2008) at São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul State. Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed /number of inivividuals.

Parâmetros	Canto de anúncio	
	(Presente estudo)	(Kwet & Solé 2008)
Duração do canto	0,93 ± 0,12 (0,817-1,213); 20/3	0,604 (0,47-0,76); 25/1
Frequência mínima (Hz)	212 ± 30,67 (209,5-344); 20/3	-
Frequência máxima (Hz)	2.016,1 ± 140,7 (1.746-2.221); 20/3	-
Frequência dominante (Hz)	1.181,1 ± 194,52 (1.016,7-1.979); 20/3	1.550 (1.100-1.800); 25/1
Número de notas por canto	33,95 ± 4,01 (28-42); 20/3	37,6 (31-49); 25/1
Taxa de repetição (notas/s)	0,33 ± 0,7 (0,23-0,44); 20/3	0,4-0,6; 25/1

Tabela 9. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Leptodactylus araucaria* registrado na APA Serra da Esperança e General Carneiro, Paraná [Média ± desvio padrão (amplitude); número de notas analisadas/número de indivíduos], e por Kwet (2007) em diversas localidades de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (valor mínimo e máximo registrado; número de cantos analisados/ número de indivíduos).

Table 9. Bioacoustic parameters of the advertisement call of *Leptodactylus araucaria*, recorded in APA Serra da Esperança and General Carneiro, Paraná State [Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed /number of individuals], and by Kwet (2007) at several localities in Santa Catarina and Rio Grande do Sul states (value minimum and maximum recorded; number of notes analysed/ number of individuals).

Parâmetros	Canto de anúncio	
	(Presente estudo)	(Kwet 2007)
Duração do canto	0,157 ± 0,03 (0,107-0,268); 65/4	75,7-189,9; 120/12
Número de pulsos	15,2 ± 3,4 (10-21); 65/4	6-18; 120/12
Frequência fundamental – início do canto	2.151,2 ± 83,23 (1.973-2.334); 65/4	2.200-2.500; 120/12
Frequência fundamental – final do canto	2.819 ± 99 (2.634-3.041); 65/4	2.640-2.980; 120/4
Frequência dominante	5.070,6 ± 192,3 (4.630,9-5.321); 65/4	4.620-5.650; 120/12
Frequência máxima atingida	4.028,5 ± 143,7 (3.677-4.438); 65/4	6.990-7.960; 120/12
Frequência mínima atingida (fora harmônico)	5.622,4 ± 257,6 (5.216-6.206); 65/4	-
Taxa de repetição	0,93 ± 0,2 (0,45-1,49); 19/4	0,43-1,2; 120/12
Intervalo entre notas	1,22 ± 0,53 (0,715-2,982); 65/4	-

D. anceps é considerada como criticamente ameaçada por ter uma distribuição restrita e por ser associada com áreas antropizadas (Mikich & Bérnils 2004). Entretanto, o encontro de três populações nesse estado (Ribeirão Claro – Conte et al. 2009; Ibaiti e Figueira presente estudo), indica que *D. anceps* tem uma distribuição mais ampla e que pode utilizar áreas modificadas por ação humana para reprodução. Assim, os registros aqui apresentados fundamentam a revisão do grau de ameaça sobre esta espécie numa próxima revisão da lista estadual de animais ameaçados. Por outro lado, o registro de *Pseudis cardosoi* é o primeiro para o território paranaense e, embora a população tenha sido registrada em uma unidade de conservação, pode estar ameaçada pelo uso inadequado do solo e alteração de habitat (Weirich Neto & Rocha 2007, Overbeck et al. 2007), o que permite considerar sua inclusão na lista estadual de espécies ameaçadas.

Nos últimos anos, diversos estudos resultaram no registro de espécies antes desconhecidas para os Estados do Paraná (Bernarde 1998 & 1999, Lingnau 2000, Lingnau & Bastos 2002, Machado & Conte 2001, Machado & Haddad 2001, Conte et al. 2005, Lima et al. 2005, Conte et al. 2009, Moresco et al. 2009) e para Santa Catarina (Braun 1978, Garcia & Vinciprova 1998, Giasson et al. 2001, Kwet 2004, Langone 1997, Lingnau & Di-Bernardo 2006). Esses resultados, juntamente com descrições de novos táxons (Castanho & Haddad 2000, Caramaschi & Cruz 2002, Baldissera et al. 2004, Ribeiro et al. 2005, Alves et al. 2006, Caramaschi & Pombal 2006, Cruz et al. 2008, Garcia et al. 2008, Langone et al. 2008, Lingnau et al. 2008, Steinbach-Padilha 2008) ampliaram a riqueza de anfíbios no Paraná de 120 (Mikich & Bérnils 2004) para 142 espécies. Já Santa Catarina destaca-se pela grande quantidade

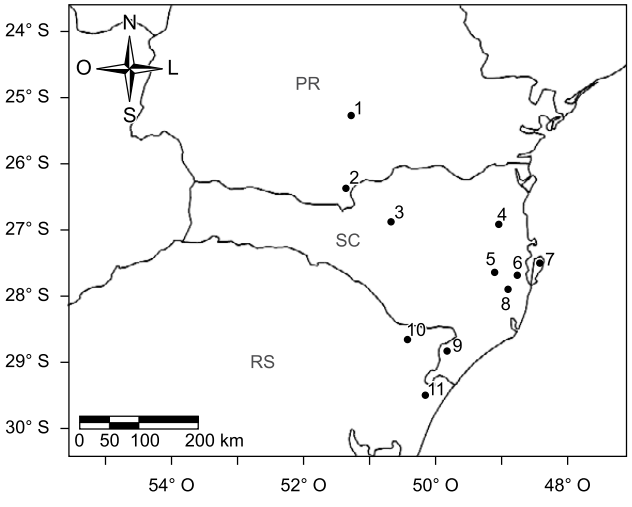


Figura 17. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Leptodactylus araucaria*. 1. APA Serra da Esperança, 2. General Carneiro, 3. Lebon Régis, 4. Blumenau, 5. Taquaras, 6. Santo Amaro da Imperatriz, 7. Florianópolis, 8. São Bonifácio, 9. Timbé do Sul, 10. Bom Jesus e 11. São Francisco de Paula (localidade tipo). Dados extraídos de: 1 e 2. Presente estudo; 3-9. Kwet (2007) e 7,11 e 12. Kwet & Angulo (2002).

Figure 17. Map of the current geographic distribution of *Leptodactylus araucaria*. 1. Área de proteção Ambiental Serra da Esperança, 2. General Carneiro, 3. Lebon Régis, 4. Blumenau, 5. Taquaras, 6. Santo Amaro da Imperatriz, 7. Florianópolis, 8. São Bonifácio, 9. Timbé do Sul, 10. Bom Jesus and 11. São Francisco de Paula (localit type). Data from: 1 and 2. Present study; 3-9. Kwet (2007) and 7,11 and 12. Kwet & Angulo (2002).

Tabela 10. Parâmetros bioacústicos do canto de anúncio de *Leptodactylus nanus*, registrado em São José dos Pinhais e PARMU São Luis de Tolosa, Paraná [Média ± desvio padrão (amplitude); notas analisadas/número de indivíduos], e por Kwet (2007) em diversas localidades de Santa Catarina (valor mínimo e máximo registrado; número de cantos analisados/ número de indivíduos).

Table 10. Bioacoustic parameters of the advertisement call of *Leptodactylus nanus*, recorded in São José dos Pinhais and Parque Municipal São Luis de Tolosa, Paraná State [Mean ± standard deviation (range); number of notes analyzed /number of individuals], and by Kwet (2007) at several localities in Santa Catarina State (value minimum and maximum recorded; number of notes analysed/ number of individuals).

Parâmetros	Canto de anúncio	
	(Presente estudo)	(Kwet 2007)
Duração do canto	0,102 ± 0,02 (0,069-0,157); 52/3	75,9-110,7; 108/11
Número de pulsos	1; 52/3	1; 108/11
Frequência fundamental – mínimo	2.146,2 ± 65,99 (2.033-2.351); 52/3	2.300-2.600; 108/11
Frequência fundamental – máximo	2.450,1 ± 59,2 (2.334-2.599); 52/3	2.600-2.800; 108/11
Frequência dominante	4.646 ± 120,3 (4.516,6-4.897); 52/3	4.800-5.440; 108/11
Frequência máxima atingida	6.983 ± 157,9 (6.648-7.249); 52/3	6.900-7.800; 108/11
Frequência mínima atingida (fora harmônico)	2.683,4 ± 158,2 (2.510-3.129); 52/3	-
Taxa de repetição	0,58 ± 0,3 (1,172-5,347); 28/3	0,3-0,61; 108/11
Intervalo entre notas	2,48 ± 1,3 (1,72-5,34); 52/3	-

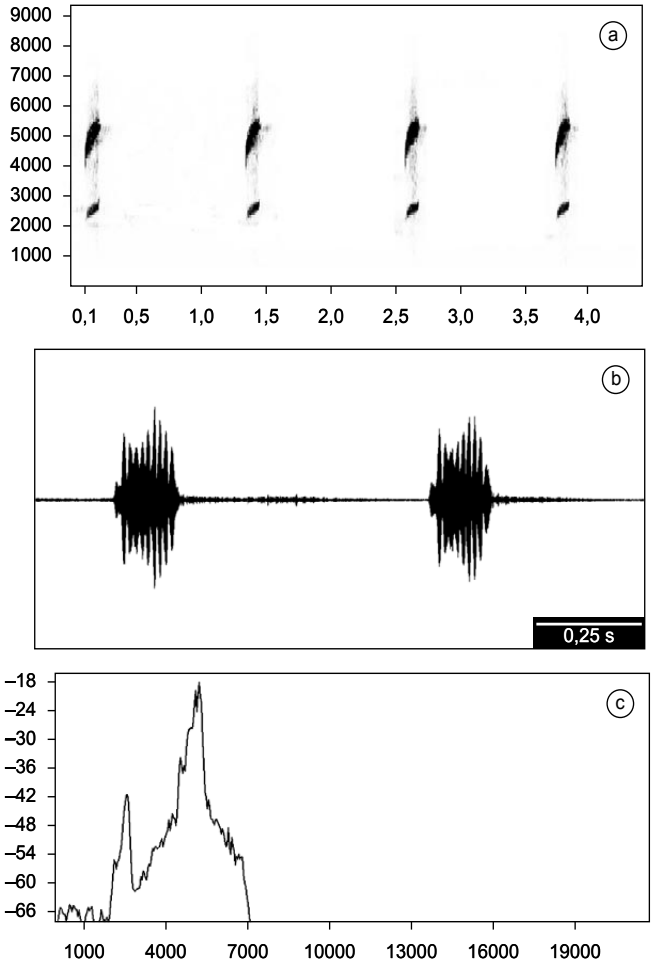


Figura 18. Canto de anúncio de *Leptodactylus araucaria.* a) Sonograma, b) Oscilograma e c) espectro de potência. General Carneiro, Paraná. Temperatura do ar: 23 °C. Umidade relativa do ar: 80%.

Figure 18. Advertisement call of *Leptodactylus araucaria.* a) Sonogram, b) Oscilogram and c) Power spectrum. General Carneiro, Paraná State. Air temperature: 23 °C. Relative air humidity: 80%.

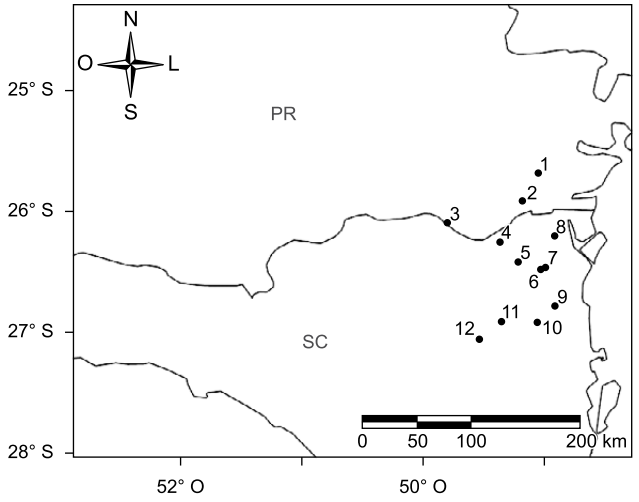


Figura 19. Mapa atualizado da distribuição geográfica de *Leptodactylus nanus*. 1. São José dos Pinhais, 2. Tijucas do Sul, 3. PARMU São Luis de Tolosa, 4. São Bento do Sul, 5. Corupá, 6. Jaraguá do Sul, 7. Guaramirim, 8. Pirabeiraba, 9. Morro do Baú, 10. Blumenau, 11. Rodeio e 12. Ibirama. Dados extraídos de: 1-3. Presente estudo e 4-12. Kwet (2007).

Figure 19. Map of the current geographic distribution of *Leptodactylus nanus*. 1. São José dos Pinhais, 2. Tijucas do Sul, 3. Parque Municipal São Luis de Tolosa, 4. São Bento do Sul, 5. Corupá, 6. Jaraguá do Sul, 7. Guaramirim, 8. Pirabeiraba, 9. Morro do Baú, 10. Blumenau, 11. Rodeio and 12. Ibirama. Data from: 1-3. Present study and 4-12. Kwet (2007).

de espécies descritas a partir de material tipo coletado (n = 33, Frost 2009). Atualmente são conhecidas 110 espécies, número muito superior à lista apresentada por Müller (1922) (n = 38, Lucas 2008). Apesar do Brasil deter a maior riqueza de anfíbios do mundo, com 877 espécies (Sociedade Brasileira de Herpetologia 2010), a real diversidade está muito aquém de um conhecimento minimamente satisfatório e o número de espécies reconhecidas para esses dois estados deve aumentar com o incremento no número de estudos e com o uso de novas abordagens, como análises bioacústicas e moleculares (Kwet & Solé 2005, Kwet 2007, Kwet et al. 2009).

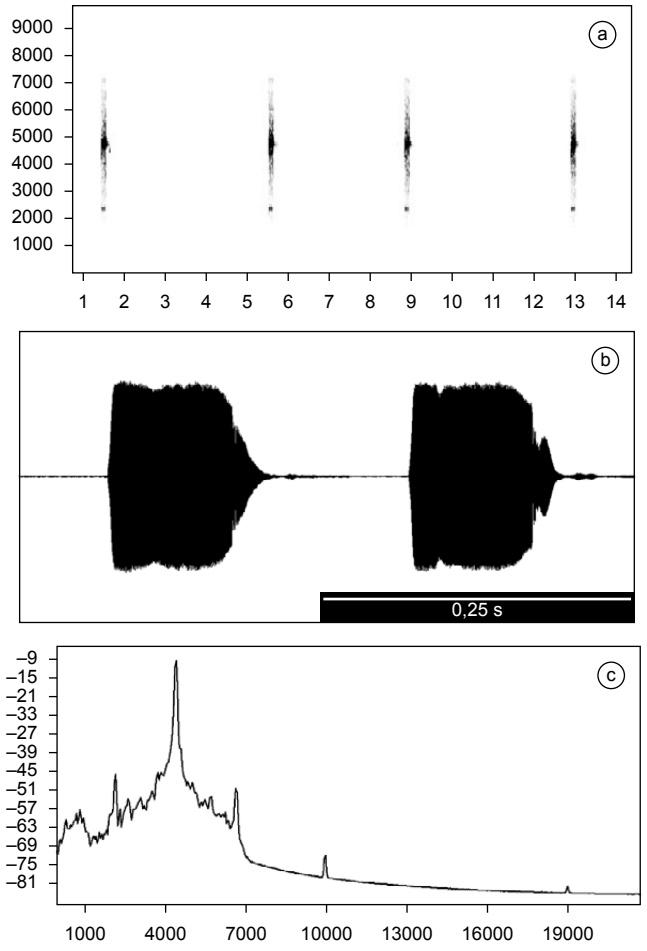


Figura 20. Canto de anúncio de *Leptodactylus nanus*. a) Sonograma, b) Oscilograma e c) espectro de potência (C). São José dos Pinhais, Paraná. Temperatura do ar: 23 °C. Umidade relativa do ar: 80%.

Figure 20. Advertisement call of *Leptodactylus nanus*. a) Sonogram, b) Oscilogram and c) Power spectrum. São José dos Pinhais, Paraná State. Air temperature: 18 °C. Relative air humidity: 80%.

Agradecimentos

A Janael Ricetti, Darlene da Silva Gonçalves e Eduardo José dos Santos pelo auxílio nas fases de campo em Palmas e Rio Negro. A Gledson Vigiano Bianconi, Janael Ricetti e Alberto Urben Filho pelas críticas e contribuições na versão preliminar. A Hori Consultoria Ambiental, a Companhia Paranaense de Energia (COPEL) e Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC) pelo suporte logístico no município de Figueira. A Celulose Irani pelo suporte logístico em Vargem Bonita. A Indústrias Pedro Pizzatto pelo suporte logístico em General Carneiro. A Indústria de Madeiras Tozzo Ltda pelo suporte logístico no Parque Nacional das Araucárias. Ao Senhor Joaquim Osório Ribas pelo apoio logístico no Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas. A prefeitura de Rio Negro pela autorização do desenvolvimento do projeto "Riqueza e distribuição temporal da anurofauna em uma localidade do sudeste do Estado do Paraná, Brasil", no Parque Municipal São Luis de Tolosa. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade pela autorização de coleta em Unidades de Conservação (Licença nº. 13282-5). À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida a C.E.C.

Referências Bibliográficas

ALVES, A.C.R., RIBEIRO, L.F., HADDAD, C.F.B. & REIS, S.F. 2006. Two new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from the Atlantic forest in Paraná state, Southern Brazil. Herpetologica 62(2):221-233.

ARGÔLO, A.J.S. 2000. Geographic distribution: *Hyla anceps*. Herpetol. Rev. 31(2):109.

BALDISSERA, Jr., F.A., CARAMASCHI, U. & HADDAD, C.F.B. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arq. Mus. Nac. Rio J. 62(3):255-282.

BASTAZINI, C.V., MUNDURUCA, J.F.V., ROCHA, P.L.B & NAPOLI, M.F. 2007. Amphibians from the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil: which environmental variables are associated with the anuran composition? Herpetologica 63(4):459-471.

BAUER, A.M.R., GÜNTHER, R. & KLIPFEL, M. 1995. The Herpetological Contributions of Wilhelm C. H. Peters (1815-1883). Thomson-Shore, Ithaca.

BEE, M.A. & BOWLING, A.C. 2002. Socially Mediated Pitch Alteration by Territorial Male Bullfrogs, *Rana catesbeiana*. J. Herpetol. 36(1):140-143.

BEE, M.A., PERRIL, S.A. & OWEN, P. 1999. Size assessment in simulated territorial encounters between male green frogs (*Rana clamitans*). Behav. Ecol. Sociobiol. 45:177-184.

BEE, M.A., PERRILL S.A. & OWEN P.C. 2000. Male green frogs lower the pitch of acoustical signal in defense of territories: a possible dishonest signal of size? Behav. Ecol. 11(2):169-177.

BERNARDE, P.S. 1998. Geographic distribution: *Hyla punctata* (NCN). Herpetol. Rev. 29(4):246.

BERNARDE, P.S. 1999. Geographic distribution: *Hyla uruguaya*. Herpetol. Rev. 30(4):230.

BOKERMANN, W.C.A. 1967. Notas sobre cantos nupciais de anfíbios brasileiros I. (Anura). An. Acad. Bras. Cienc. 39(3-4):441-443.

BOTH, C., KAEFER, I.L., SANTOS, T.G. & CECHIN, S.T.Z. 2008. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. J. Nat. Hist. 42(3-4):205-222.

BRANDÃO, R.A., GARDA, A., BRAZ, V. & FONSECA, B. 2003. Observations on the ecology of *Pseudis bolbodactyla* (Anura, Pseudidae) in central Brazil. Phyllomedusa 2(1):3-8.

BRAUN, P.C. & BRAUN, C.A.S. 1980. Lista prévia dos anfíbios do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia Ser. Zool. 56:121-146.

BRAUN, P.C. 1978. Ocorrência de *Melanophryniscus stelzneri dorsalis* (Mertens, 1933) no estado de Santa Catarina, Brasil (Anura, Bufonidae). Iheringia Ser. Zool. 51:39-41.

CAMARGO, A., SÁ, R.O. & HEYER, W.R. 2006. Phylogenetic analyses of mtDNA sequences reveal three cryptic lineages in the widespread Neotropical frog *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799) (Anura, Leptodactylidae). Biol. J. Linn. Soc. 87:325-341.

CANDOLIN, U. 2003. The use of multiple cues in mate choice. Biol. Rev. 78(4):575-595.

CANELAS, A.S. & BERTOLUCI, J. 2007. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. Iheringia Ser. Zool. 97(1):21-16.

CARAMASCHI, U. & CRUZ, C.A.G. 2002. Taxonomic status of *Atelopus pachrhrynus* Miranda-Ribeiro, 1920, redescription of *Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905), and descriptions of two new species of *Melanophryniscus* from the state of Santa Catarina, Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arq. Mus. Nac. Rio J. 60(4):303-314.

CARAMASCHI, U. & POMBAL, Jr., J.P. 2006. A new species of *Rhinella* Fitzinger, 1826 from the Atlantic rain forest, eastern Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). Pap. Avulsos Zool. 46(23):251-259.

CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T., SILVA, G.R. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2008. Anuros da Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil.

Biota Neotrop. 8(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract ?inventory+bn02608012008 (último acesso em 05/02/2010).

CASTANHO, L. & HADDAD, C.F.B. 2000. New species of *Eleutherodactylus* (Amphibia: Leptodactylidae) from Guaraqueçaba, Atlantic Forest of Brazil. Copeia 33(3):777-781.

CASTELLA, P.R. & BRITEZ, R.M. 2004. A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.

CHANNING, A., MOYER, D. & BURGER, M. 2002. Cryptic species of sharp-nosed reed frogs in the *Hyperolius nasutus* complex: advertisement calls differences. Afr. Zool. 37:91-99.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1994. Chance in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Bournemouth, Bourne Press.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18:117-143.

COCHRAN, D.M. 1955. Frogs of south-Eastern Brazil. Bull. U. S. Natl. Mus. 201:1-423.

COCROFT, R.B. & RYAN, M.J. 1995. Patterns of advertisement call evolution in toads and chorus frogs. Anim. Behav. 49(2):283-303.

CONTE, C.E. & MACHADO, R.A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade do Município de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zoo. 22(4):940-948.

CONTE, C.E. & ROSSA-FERES, D. de C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta com Araucária no sudeste do Paraná. Rev. Bras. Zoo. 24:1025-1037.

CONTE, C.E., GAREY, M.V., LINGNAU, R., SILVA, M.X., ARMSTRONG, CG. & HARTMANN, M.T. 2009. Amphibia, Anura, *Limnomedusa macroglossa, Dendropsophus anceps, D. berthalutzae, D. seniculus, Scinax littoralis*: new state records, distribution extension and filling gaps. Check List 5:154-172.

CONTE, C.E., LINGNAU, R. & KWET, A. 2005. Description of the advertisement call of *Hyla ehrhardti* Müller, 1924 and new distribution records (Anura: Hylidae). Salamandra 41(3):147-151.

CONTE, E.C. & ROSSA-FERES, D. de C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Brasil. Rev. Bras. Zoo. 23(1):162-175.

CRUZ, C.A.G., FEIO, R.N. & NASCIMENTO, L.B. 2008. A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the Atlantic Rain Forest of the States of Minas Gerais and Bahia, Brazil. Amphib-Reptilia 29:311-318.

DOORNIK, J.A. & HANSEN, H. 2008. An omnibus test for univariate and multivariate normality. Oxford Bulletin of Economics and Statistics 70:927-939.

DREWRY, G.E. & RAND, A.S. 1983. Characteristics of an acoustic community: Puerto Rican frogs of the genus *Eleutherodactylus*. Copeia 1983:941-953

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1986. Biology of amphibians. McGraw-Hill Book Company, New York, 670p.

FAIVOVICH, J., HADDAD, C.F.B., GARCIA, P.C.A., FROST, D.R., CAMPBELL, J.A. & WHEELER, W.C. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to the Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 294:1-240.

FEIO, R.N. & FERREIRA, P.L. 2005. Anfíbios de dois fragmentos de Mata Atlântica na Zona da Mata de Minas Gerais. Rev. Bras. Zoociências 7(1):121-128.

FEIO, R.N., BRAGA U.M.L, WIEDERHECKER, H. & SANTOS, P.S. 1998. Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais). Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, Viçosa.

FONSECA, C.R., BECKER, C.G., HADDAD, C.F.B. & PRADO, P.I. 2008. Metamorfose. Scientific American Brasil 72:88-93.

FROST, D.R. 2009. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.3. American Museum of Natural History, New York, USA http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/ (ultimo acesso em 20/09/2009).

GARCIA, P.C.A. & VINCIPROVA, G. 1998. Range extensions of some anuran species for Santa Catarina and Rio Grande do Sul States. Brazil. Herpetol. Rev. 29(2):117-118.

GARCIA, P.C.A. & VINCIPROVA, G. 2003. Anfíbios. **In** Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis, orgs.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.147-164.

GARCIA, P.C.A., LAVILLA, E., LANGONE, J.A. & SEGALLA, M.V. 2007. Anfíbios da Região Subtropical da América do Sul: padrões de distribuição. Ciência & Ambiente 35:65-100.

GARCIA, P.C.A., PEIXOTO, O.L. & HADDAD, C.F.B. 2008. A new species of *Hypsiboas* (Anura: Hylidae) from the Atlantic Forest of Santa Catarina, Southern Brazil, with comments on its conservation status. South Am. J. of Herpetol. 3(1):27-35.

GAYER, S.M.P., KRAUSE, L. & GOMES, N. 1988. Lista preliminar dos anfíbios da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 5(3):419-425.

GHIZONI-Jr., I.R., AZEVEDO, M.A.G. & PORT-CARVALHO, M. 2000. Predação de *Hyla nahdereri* (Anura: Hylidae) por *Cyclarhis gujanensis* (Aves: Vireonidae) em Santa Catarina. Melopsittacus 3(3):137-139.

GIASSON, L.O.M., HARTMANN, P.A. & GARCIA, P.C.A. 2001. Geographic distribution. *Proceratophrys avelinoi*. Herpetol. Rev. 32(4):272.

GISP – Programa Global de Espécies Invasoras. América do Sul invadida:a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. 2005. Secretaria do Gisp.

GOMES, F.B.R. & MARTINS, I.A. 2006. Anura, Hylidae, *Dendropsophus anceps*: Filling gap, geographic distribution map and vocalization. Check List 2(3):22-25.

HADDAD, C.F.B. & POMBAL Jr., J.P. 1998. Redescription of *Physalaemus spiniger* (Anura: Leptodactylidae) and description of two new reproductive modes. J. Herpetol. 32:557-565.

HADDAD, C.F.B. & SAZIMA, I. 1992. Anfíbios Anuros da Serra do Japi. **In** História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. Morellato, ed.). Unicamp, FAPESP, Campinas, p.188-211.

HADDAD, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. **In** Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, org.). Editora FAPESP, São Paulo, p.15-26.

HADDAD, C.F.B. 2008. Anfíbios: uma análise da Lista Brasileira de Anfíbios Ameaçados de Extinção. **In** Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, & A.P. Paglia, eds.) Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.

HADDAD, C.F.B., GASPARINI, J.L. & POMBAL Jr., J.P. 1995. Geographic distribution: *Hyla anceps*. Herpetol. Rev. 26(4):207.

HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F. & PRADO, C.P.A. 2008. Anfíbios da Mata Atlântica/Atlantic Forest Amphibians. Neotrópica, São Paulo.

HAND, D.J. & TAYLOR, C.C. 1987. Multivariate analysis of variance and repeated measures. London, Chapman and Hall.

HEBETS, E.A. & PAPAJ, D.R. 2005. Complex signal function: developing a framework of testable hypotheses. Behav. Ecol. Sociobiol. 57:197-214.

HEINICKE, M.P., DUELLMAN, W.E. & HEDGES, S.B. 2007. Major Caribbean and Central American frog faunas originated by ancient oceanic dispersal. Proc. Natl. Acad. Sci. 104:10092-10097.

HEYER, W.R. & REID, Y.R. 2003. Does advertisement call variation coincide with genetic variation in the genetically diverse frog taxon currently known as *Leptodactylus fuscus* (Amphibia: Leptodactylidae)? An. Acad. Bras. Cienc. 75:39-54.

HEYER, W.R. 1973. Systematics of the marmoratus group of the frog genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). Nat. Hist. Mus. Los Angel. Cty Sci. Ser. 251:1-50.

HEYER, W.R. 1984. Variation, systematics, and zoogeography of *Eleutherodactylus guentheri* and closely related species (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). Smithsonian Contr. Zool. 402:1-42.

HEYER, W.R., RAND, A.S., CRUZ, C.A.G., PEIXOTO, O.L. & NELSON, C.E. 1990. Frogs of Boracéia. Arq. Zool. 31(4):231-410.

IZECKSOHN, E. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2008. As espécies de *Gastrotheca* Fitzinger na Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Amphibia: Anura: Amphignathodontidae). Rev. Bras. Zool. 25(1):110.

KRUSKAL, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. Pscychometrica 2:115-121.

KWET, A. & ANGULO, A. 2002. A new species of *Adenomera* (Anura, Leptodactylidae) from the Araucaria forest of Rio Grande do Sul (Brazil), with comments on the systematic status of southern populations of the genus. Alytes 20(1-2):28-43.

KWET, A. & DI-BERNARDO, M. 1999. Pró-Mata – Anfíbios-Amphibien-Amphibians. EDIPUCRS, Porto Alegre.

KWET, A. & SOLÉ, M. 2005. Validation of *Hylodes henselii* Peters, 1870, from Southern Brazil and Description of Acoustic Variation in *Eleutherodactylus guentheri* (Anura: Leptodactylidae). J. Herpetol. 39(4):521-532.

KWET, A. & SOLÉ, M. 2008. A new species of *Trachycephalus* (Anura: Hylidae) from the Atlantic Rain Forest in southern Brazil. Zootaxa 1947:53-67.

KWET, A. 2000. The genus *Pseudis* (Anura: Pseudidae) in Rio Grande do Sul, southern Brazil, with description of a new species. Amphib-Reptilia 21(1):39-55.

KWET, A. 2001a. Frösche im Brasilianischen Araukarienwald. Anurengemeinschaft des Araukarienwaldes von Rio Grande do Sul: Diversität, Reproduktion und Ressourcenaufteilung. Münster. Natur und Tier Verlag. 192p.

KWET, A. 2001b. Südbrasilianische Laubfrösche der Gattung *Scinax* mit Bemerkungen zum Geschlecht des Gattungsnamens und zum taxonomischen Status von *Hyla granulata* Peters, 1871. Salamandra 37:211-238.

KWET, A. 2004. Artenvielfalt in den Subtropen - Frösche im brasilianischen Araukarienwald. Biologie in unserer Zeit 34(6):170-178.

KWET, A. 2007. Bioacoustic variation in the genus *Adenomera* in southern Brazil, with revalidation of *Leptodactylus nanus* Müller, 1922 (Anura: Leptodactylidae). Mus. Nat. kd. Berl. Zool. 83:56-68.

KWET, A., STEINER, J. & ZILLIKENS, A. 2009. A new species of *Adenomera* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) from the Atlantic rain forest in Santa Catarina, southern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 44(2):93-107.

LANGONE, J.A. 1997. Caraterización de *Hyla guentheri* Boulenger, 1886 (Amphibia, Anura, Hylidae). Cuadernos de Herpetologia 11:13-20.

LANGONE, J.A., SEGALLA, M.V., BORNSCHEIN, M. & DE SÁ, R.O. 2008. A new reproductive mode in the genus *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae) with description of a new species from the State of Paraná, Brazil. South Am. J. Herpetol. 3(1):1-9.

LIMA, A.M.X., RODRIGUES, R.G., BITTENCOURT, S., CONDRATI, L.H. & MACHADO, R.A. 2005. Geographic distribution: *Bufo henseli*. Herpetol. Rev. 36(2):198.

LINGNAU, R. & BASTOS, R.P. 2002. Geographic distribution: *Hyla elegans*. Herpetol. Rev. 33:316-317.

LINGNAU, R. & DI-BERNARDO, M. 2006. Geographic distribution: *Pseudis cardosoi*. Herpetol. Rev. 37(2):238-239.

LINGNAU, R. 2000. Geographic Distribution: *Hylodes heyeri*. Herpetol. Rev. 31(3):251.

LINGNAU, R. 2008. Distribuição temporal, atividade reprodutiva e vocalizações em uma assembleia de anfíbios anuros de uma Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina, sul do Brasil. Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LINGNAU, R., CANEDO, C.C. & POMBAL Jr., J.P. 2008. A new species of *Hylodes* (Anura: Hylodidae) from the Brazilian Atlantic Forest. Copeia, 2008(3):595-602.

LINGNAU, R., GUIMARÃES, L.D. & BASTOS, R.P. 2004. Vocalizações de *Hyla werneri* (Anura, Hylidae) no Sul do Brasil. Phyllomedusa 3(2):115-120.

LITTLEJOHN, N.J. 2001. Patterns of differentiation in temporal properties of acoustic signals of anurans. **In** Anuran Communication. (M.J. Ryan, ed.). Oxford University Press, New York, p. 102-120.

LOPEZ, P.T., NARINS P.M., LEWIS, E.R. & S.W. MOORE. 1988. Acoustically-induced call modification in the white-lipped frog, *Leptodactylus albilabris*. Anim. Behav. 36:1295-1308.

LUCAS, E.M. & FORTES, V.B. 2008. Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of southern Brazil. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/fullpaper?bn00508032008+en. (ultimo acesso em 20/01/2010).

LUCAS, E.M. 2008. Diversidade e conservação de anfíbios anuros no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LUTZ, A. 1929. Une nouvelle spèce de *Hyla* (*Hyla anceps*). Comptes Rendus de la Société de Biologie de Paris 101(24):943-944.

LUTZ, B. & BOKERMANN, W.C.A. 1963. A new tree frog from Santa Catarina, Brasil. Copeia 1:558-561.

LUTZ, B. 1954. Anfíbios do Distrito Federal. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 52(1):155-238.

LUTZ, B. 1973. Brazilian Species of *Hyla*. University of Texas Press, Austin.

MAACK, R. 1981. Geografia Física do Estado do Paraná. José Olympio Editora, Rio de Janeiro.

MACHADO, R.A. & CONTE, C.E. 2001. Geograhic Distribution. *Hyla nahdereri*. Herpetol. Rev. 32(2):114.

MACHADO, R.A. & HADDAD. C.F.B. 2001. Geographic distribution. *Hyla anceps*. Herpetol. Rev. 32(2):113.

MACHADO, R.A. 2004. Ecologia de assembléias de anfíbios anuros no município de Telêmaco Borba, Paraná, Sul do Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MARDIA, K.V. 1970. Measures of multivariate skewness and kurtosis. Biometrika 57(3):519-530.

MARTINS, I.A., ALMEIDA, S.C. & JIM, J. 2006. Calling sites and acoustic partitioning in species of the *Hyla nana* and *rubicundula* groups (Anura, Hylidae). Herpetological Journal 16:239-247.

MEDEIROS, J.D., SAVI, M. & BRITO, B.F.A. 2005. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. Biotemas 18(2):33-50.

MENIN, M., WALDEZ, F. & LIMA, A.P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10.000 ha of a forest in central amazonia, Brazil. South Am. J. Herpetol. 3(1):68-81.

MIKICH, S.B. & BÉRNILS, R.S. 2004. Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. http://www.pr.gov.br/iap (último acesso em 29/08/2009).

MINTER, L.R. 1997. Advertisement call structure and morphology of *Breviceps mossambicus* Peters and *B. poweri* Parker (Anura: Microhylidae) from northern Mozambique. Ann. Natal Mus. 38:5-19.

MORESCO, R.M., MARGARIDO, V.P., NAZARIO, P.D., SCHMIT, R.A. & TRECO, F.R. 2009. Amphibia, Anura, Hylidae, *Scinax granulatus*: Distribution extension. Check List 5(1):86-88.

MÜLLER, L. 1922. Über eine Sammlung Froschlurche von Sta. Catharina nebst Beschreibung zweier neuer Arten. Bl. Aquar. Terrarkde. 33:167-171.

NASCIMENTO, L.B. & FEIO, R.N. 1999. *Hyla anceps*. Geographic distribution. Herpetol. Rev. 30(1):49-50.

NOMURA, F. Análise em multi-escala espacial da biodiversidade: padrões de diversidade e estrutura de taxocenoses de anfíbios anuros. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

ORRICO, V.G.D., LINGNAU, R. & GIASSON, L.O.M. 2009. The advertisement call of *Dendropsophus nahdereri* (Anura, Hylidae, Dendropsophini). South Am. J. Herpetol. 4(3):295-299.

OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., FIDELIS, A. PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., BOLDRINI, I., BOTH, R. & FORNECK, E.D. 2007. Brazil's negleted biome: the South Brazilian Campos. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. (9):101-116.

PARTAN, S. & MARLER, P. 1999. Communication goes multimodal. Science 283:1272-1273.

PARTAN, S. & MARLER, P. 2005. Issues in the classification of multimodal communication signals. Am. Nat. 166:231-245.

PEIXOTO, O.L. & GOMES, M.R. 1999. The tadpole of *Hyla nahdereri* Lutz and Bokermann, 1973. J. Herpetol. 33(3):447-479.

PETERS, W. 1870. Über neue Amphibien des Königlich zoologischen Museums. Monatsberichte der Berliner Akademie der Wissenschaften 1870:641-652.

PETERS, W. 1871. Über einige Arten der herpetologischen Sammlung des Berliner zoologischen Museums. Monatsberichte der königlich Akademie der Wissenschaften zu Berlin 1871: 644-652.

PIMENTA, B.V.S, CRUZ, C.A.G. & SILVANO, D.L. 2005. A new species of the genus *Physalaemus* Fitzinger, 1826 (Anura, Leptodactylidae) from the Atlantic Rain Forest of southern Bahia, Brazil. Amphib-Reptilia 26(2005):201-210.

POMBAL Jr. & GORDO, M. 2004. Anfíbios anuros da Juréia. **In** Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna. (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Ribeirão Preto, Holos, p.243-256.

POMBAL Jr., J.P. & GORDO, M. 1991. Duas novas espécies de *Hyla* da Floresta Atlântica do estado de São Paulo (Amphibia, Anura). Mem. Inst. Butantan 53(11):135-144.

RIBEIRO, L.F., ALVES, A.C.R, HADDAD, C.F.B. & DOS REIS, S.F. 2005. Two new species of *Brachycephalus* Günther, 1858 from the state of Paraná, Southern Brazil (Amphibia, Anura, Brachycephalidae). Bol. Mus. Nac. Rio J. Zool. 519:1-18.

ROCHA, V. J., MACHADO, R.A., FILIPAKI, S.A., FIER, I.S.N. & PUCCI, J.A.L. 2003. A biodiversidade da Fazenda Monte Alegre da Klabin S.A. no Estado do Paraná. In VIII Congresso Florestal Brasileiro, São Paulo. 1 CD room.

RODERJAN, C.V., GALVÃO, F., KUNIYOSHI, Y.S., & HATSCHBACK, G. 2002. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. Ciência & Ambiente 24:75-92.

ROLIM, D.C., MAFFEI, F., SENE, R.K., MEDOLAGO, C.A.B., VERNINI, T.H., UBAID, F.K. & JIM, J. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus anceps*: Distribution extension in state of São Paulo, Brazil. Check List 4(3):358-361.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(2):439-454.

SANTOS, T.G., VASCONCELOS, T.S., ROSSA-FERES, D.C. & HADDAD, C.F.B. 2009. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo State, Brazil. J. Nat. Hist. 43:973-993.

SEGALLA, M.V. & LANGONE, J.A. 2004. Anfibios. **In** Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná (S.B. Mikich & R.S. Bérnils, eds.). Instituto Ambiental do Paraná - IAP, Curitiba, p.539-577.

SILVA, H.R. & ALVES-SILVA, R. 2008. New coastal and insular species of the bromeligenous *Scinax perpusillus* group, from the State of Rio de Janeiro, Brazil (Anura, Hylidae). Zootaxa 1914:34-44.

SILVANO, D.L. & PIMENTA, B.V.S. 2003. Diversidade de anfíbios na Mata Atlântica do Sul da Bahia. **In** Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia (P. I. Prado, E. C. Landau, R. T. Moura, L. P. S. Pinto, G. A. B. Fonseca & K. Alger, orgs.). IESB,CI,CABS,UFMG,UNICAMP, Ilhéus, CD-ROM.

SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de Anfíbios no Brasil. Megadiversidade 1(1):79-86.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA - SBH 2010. Lista de espécies de anfíbios do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH) http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm (último acesso em 30/06/2010).

STEINBACH-PADILHA, G.C. 2008. A new species of *Melanophryniscus* (Anura, Bufonidae) from the Campos Gerais region of southern Brazil. Phyllomedusa 7(2):99-108.

TER BRAAK, C.J.F. 1994. Canonical community ordination. Part 1: basic theory and linear methods. Ecoscience (1):127-140.

THOMAS, R. 1966. New species of Antillean *Eleutherodactylus*. Q. J. Florida Acad. Sci. 28:375-391.

THE INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. IUCN, Gland, Switzerland. www.iucnredlist.org (último acesso em 29/08/2009).

VAZ-SILVA, W., DI-BERNARDO, M., GUIMARÃES, L.D. & BASTOS, R.P. 2007. Territoriality, agonistic behaviour, and vocalization in *Pseudis bolbodactylus* A. Lutz, 1925 (Anura: Hylidae) from Central Brazil. Salamandra 43(1):35-42.

WEBER, L.N., GONZAGA, L.P. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2005. Uma nova espécie de *Physalaemus* Fitzinger, 1826 da Mata Atlântica de baixada do Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Arq. Mus. Nac. Rio J. 63(4):677-684.

WEIRICH NETO, P.H. & ROCHA, C.H. 2007. Caracterização da produção agropecuária e implicações ambientais nos Campos Gerais. **In** Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná. Ponta Grossa (M.S. Melo, R.S. Moro & G.C. Burigo, eds.). Editora UEPG, Ponta Preta, p.181-190.

WELLS, K.D. 1977. The social behaviour of anuran amphibians. Anim. Behav. 25:666-693.

WELLS, K.D. 2007. The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago.

WOGEL, H., ABRUNHOSA, P.A. & POMBAL Jr., J.P. 2000. Girinos de cinco espécies de anuros do Sudeste do Brasil (Amphibia: Hylidae, Leptodactylidae, Microhylidae). Bol. Mus. Nac. Rio J. Zool. 427:1-16.

WYNN, A. & HEYER, W.R. 2001. Do geographically widespread species of tropical amphibians exist? An estimate of genetic relatedness within the Neotropical frog *Leptodactylus fuscus* (Schneider 1799) (Anura: Leptodactylidae). Trop. Zool. (Florence) 14:255–285.

ZANK, C., DI-BERNARDO, M., LINGNAU, R., COLOMBO, P., FUSINATTO, L.A. & FONTE, L.F.M. 2008. Calling activity and agonistic behavior of *Pseudis minuta* Günther, 1858 (Anura, Hylidae, Hylinae) in the Reserva Biológica do Lami, Porto Alegre, Brazil. South American Journal of Herpetology 3(1):51-57.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4 ed. Prentice-Hall, New Jersey, 663p.

Recebido em 06/11/09
Versão reformulada recebida em 08/03/10
Publicado em 18/04/10

Anexo 1

Anexo 1. Lista dos exemplares examinados, com indicação do sexo e CRC (comprimento-rostro cloacal em mm) dos exemplares, e detalhes do número de tombamento na coleção (sigla da coleção e número de tombo do exemplar).

Annex 1. List of specimens examined. SVL = snout-vent length, ♂ = male, ♀ = female.

Espécie	CRC	Localidade	Data de coleta	Coleção/Número
I. henselii ♂	22,49	Fazenda Rio Grande, PR	10/05/2002	DZSJRP 8860
I. henselii ♂	10,58	Fazenda Rio Grande, PR	01/10/2002	DZSJRP 8885
I. henselii ♂	24,40	Fazenda Rio Grande, PR	22/01/2002	DZSJRP 8889
I. henselii ♂	23,79	São José dos Pinhais, PR	26/10/2001	DZSJRP 6199
I. henselii ♂	14,20	São José dos Pinhais, PR	31/10/1999	DZSJRP 6198
I. henselii ♂	23,70	São José dos Pinhais, PR	01/02/2003	DZSJRP 6183
I. henselii ♂	36,31	São José dos Pinhais, PR	01/11/2004	DZSJRP 6184
I. henselii ♂	33,21	São José dos Pinhais, PR	01/11/2004	DZSJRP 6185
I. henselii ♂	32,30	São José dos Pinhais, PR	04/07/2003	DZSJRP 6188
I. henselii ♂	34,32	São José dos Pinhais, PR	21/09/2003	DZSJRP 6224
I. henselii ♂	21,61	São José dos Pinhais, PR	24/08/2002	DZSJRP 6225
I. henselii ♂	19,01	São José dos Pinhais, PR	13/05/2003	DZSJRP 6304
I. henselii ♂	22,10	Vargem Bonita, SC	30/11/2008	DZSJRP 13506
I. henselii ♂	22,30	São José dos Pinhais, PR	09/01/2008	DZSJRP 13507
I. henselii ♀	36,40	FLONA de Irati, PR	02/12/2008	DZSJRP 13513
I. henselii ♂	22,90	Vargem Bonita, SC	30/11/2008	DZSJRP 13351
I. henselii ♂	26,40	PARNA das Araucárias, SC	22/09/2007	DZSJRP 13191
I. henselii ♂	25,10	PARNA das Araucárias, SC	22/09/2007	DZSJRP 13192
D. anceps ♂	40,43	Ribeirão Claro, PR	18/02/2006	DZSJRP 10804
D. anceps ♂	39,09	Ribeirão Claro, PR	18/02/2006	DZSJRP 10805
D. anceps ♂	42,70	Ribeirão Claro, PR	11/02/2007	DZSJRP 11610
D. anceps ♂	40,57	Ribeirão Claro, PR	11/02/2007	DZSJRP 11616
D. anceps ♂	41,25	Ibaiti, PR	13/02/2009	DZSJRP 13543
D. anceps ♀	44,40	Ibaiti, PR	14/02/2009	DZSJRP 13556
D. anceps ♀	39,20	Ibaiti, PR	13/11/2009	DZSJRP 13904
D. anceps ♀	36,80	Ibaiti, PR	13/11/2009	DZSJRP 13905
D. anceps ♀	37,20	Figueira, PR	13/11/2009	DZSJRP 13906
D. nahdereri ♂	43,47	São José dos Pinhais, PR	02/03/2003	DZSJRP 6164
D. nahdereri ♂	44,63	São José dos Pinhais, PR	31/09/2001	DZSJRP 6165
D. nahdereri ♂	44,37	São José dos Pinhais, PR	19/09/2003	DZSJRP 6166
D. nahdereri ♂	40,23	São José dos Pinhais, PR	19/01/2004	DZSJRP 6289
D. nahdereri ♂	42,30	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13136
D. nahdereri ♂	44,00	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13137
D. nahdereri ♂	39,30	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13138
D. nahdereri ♂	43,30	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13139
D. nahdereri ♂	45,10	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13140
D. nahdereri ♂	42,80	Vargem Bonita, SC	02/09/2007	DZSJRP 13141
D. nahdereri ♂	43,15	General Carneiro, PR	17/10/2007	DZSJRP 13235
D. nahdereri ♂	42,80	General Carneiro, PR	17/10/2007	DZSJRP 13236
D. nahdereri ♂	40,50	Vargem Bonita, SC	23/10/2008	DZSJRP 13484
D. nahdereri ♀	50,15	Vargem Bonita, SC	23/10/2008	DZSJRP 13483
P. cardosoi ♂	38,00	REVS dos Campos de Palmas, PR	09/09/2008	DZSJRP 13384
P. cardosoi ♂	42,80	REVS dos Campos de Palmas, PR	09/09/2008	DZSJRP 13385
P. cardosoi ♂	42,80	REVS dos Campos de Palmas, PR	10/09/2008	DZSJRP 13391
P. cardosoi ♂	43,60	REVS dos Campos de Palmas, PR	10/09/2008	DZSJRP 13393
P. cardosoi ♀	53,90	REVS dos Campos de Palmas, PR	10/09/2008	DZSJRP 13392
S. granulatus ♂	35,65	Vergem Bonita, SC	28/11/2006	DZSJRP 13009
S. granulatus ♂	31,35	General Carneiro, PR	03/12/2006	DZSJRP 13028
S. granulatus ♂	32,25	Vergem Bonita, SC	28/01/2008	DZSJRP 13187

Anexo 1. Continuação...

Espécie	CRC	Localidade	Data de coleta	Coleção/Número
S. granulatus ♂	29,45	General Carneiro, PR	22/02/2008	DZSJRP 13091
S. granulatus ♂	33,40	Vergem Bonita, SC	02/11/2007	DZSJRP 13152
S. granulatus ♂	34,60	General Carneiro, PR	20/09/2007	DZSJRP 13184
S. granulatus ♂	33,00	General Carneiro, PR	20/09/2007	DZSJRP 13185
S. granulatus ♂	31,55	General Carneiro, PR	20/09/2007	DZSJRP 13186
S. granulatus ♂	33,85	PARNA das Araucárias, SC	22/09/2007	DZSJRP 13219
S. granulatus ♂	35,65	PARNA das Araucárias, SC	22/09/2007	DZSJRP 13220
S. granulatus ♂	32,50	Vargem Bonita, SC	03/12/2007	DZSJRP 13386
S. granulatus ♂	32,90	PARNA das Araucárias, SC	20/10/2007	DZSJRP 13256
S. granulatus ♂	32,00 32,50	REVS dos Campos de Palmas, PR	09/09/2008	DZSJRP 13306
S. granulatus ♂	33,45	REVS dos Campos de Palmas, PR	10/09/2008	DZSJRP 13389
S. granulatus ♂	36,40	General Carneiro, PR	26/09/2008	DZSJRP 13407
S. granulatus ♂	34,80	General Carneiro, PR	26/09/2008	DZSJRP 13408
S. granulatus ♂	34,40	Vargem Bonita, SC	28/09/2008	DZSJRP 13413
S. granulatus ♂	34,00	REVS dos Campos de Palmas, PR	30/09/2008	DZSJRP 13419
S. granulatus ♂	33,10	REVS dos Campos de Palmas, PR	30/09/2008	DZSJRP 13422
S. granulatus ♂	31,95	REVS dos Campos de Palmas, PR	30/09/2008	DZSJRP 13423
S. granulatus ♂	33,50	REVS dos Campos de Palmas, PR	30/09/2008	DZSJRP 13426
S. granulatus ♂	32,70	REVS dos Campos de Palmas, PR	30/09/2008	DZSJRP 13428
S. granulatus ♂	33,45	REVS dos Campos de Palmas, PR	21/10/2008	DZSJRP 13474
S. granulatus ♂	34,45	REVS dos Campos de Palmas, PR	21/10/2008	DZSJRP 13477
S. granulatus ♂	36,80	Vargem Bonita, SC	23/10/2008	DZSJRP 13485
S. granulatus ♂	33,80	Vargem Bonita, SC	30/11/2008	DZSJRP 13503
T. dibernardoi ♂	62,94	Fazenda Rio Grande, PR	24/09/2002	DZSJRP 8810
T. dibernardoi ♂	66,46	Fazenda Rio Grande, PR	24/09/2002	DZSJRP 8811
T. dibernardoi ♂	62,83	Fazenda Rio Grande, PR	27/09/2002	DZSJRP 8812
T. dibernardoi ♂	64,34	Fazenda Rio Grande, PR	27/09/2002	DZSJRP 8813
T. dibernardoi ♂	60,85	Fazenda Rio Grande, PR	24/09/2002	DZSJRP 8821
T. dibernardoi ♂	62,40	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13162
T. dibernardoi ♂	63,10	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13163
T. dibernardoi ♂	61,30	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13164
T. dibernardoi ♂	64,40	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13165
T. dibernardoi ♂	66,55	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13166
T. dibernardoi ♂	66,20	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13167
T. dibernardoi ♂	62,50	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13168
T. dibernardoi ♂	70,60	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13169
T. dibernardoi ♂	63,80	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13170
T. dibernardoi ♂	67,05	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13171
T. dibernardoi ♂	59,70	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13172
T. dibernardoi ♂	66,25	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13173
T. dibernardoi ♂	62,45	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13174
T. dibernardoi ♀	77,50	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13175
T. dibernardoi ♂	62,15	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13259
T. dibernardoi ♂	64,40	PARNA das Araucárias, SC	02/11/2007	DZSJRP 13161
T. dibernardoi ♂	60,80	Fazenda Rio Grande	16/12/2007	DZSJRP 13320
L. nanus ♂	18,60	PARMU São Luis de Tolosa, PR	11/10/2008	DZSJRP 13446
L. nanus ♂	18,90	PARMU São Luis de Tolosa, PR	11/10/2008	DZSJRP 13447
L. nanus ♂	17,40	PARMU São Luis de Tolosa, PR	14/11/2008	DZSJRP 13495

Répteis em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica no Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil

Bernadete Maria de Sousa[1,2,5], Ana Elisa Resgalla do Nascimento[1,2], Samuel Campos Gomides[1,2],

Celso Henrique Varela Rios[1,2], Alexandre de Assis Hudson[4] & Iara Alves Novelli[1,3]

[1]Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia,
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF,
Campus Universitário, s/n, CEP 36036-900, Martelos, Juiz de Fora, MG, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Biologia e Comportamento Animal, Instituto de Ciências Biológicas,
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, CEP 36036-900, Juiz de Fora, MG, Brasil
[3]Laboratório de Zoologia, Centro Universitário de Lavras – UNILAVRAS,
Rua Padre José Poggel, 506, CEP 37200-000, Lavras, MG, Brasil
[4]Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios – RAN,
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio,
Rua 229, 95, CEP 74605-090, Setor Leste Universitário, Goiânia, GO, Brasil
[5]Autor para correspondência: Bernadete Maria de Sousa, e-mail: bernadete.sousa@ufjf.edu.br

SOUSA, B.M., NASCIMENTO, A.E.R., GOMIDES, S.C., VARELA RIOS, C.H., HUDSON, A.H. & NOVELLI, I.A. **Reptiles in fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerais State, Southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03510022010.

Abstract: Data on reptile fauna in the state of Minas Gerais are punctual and show the need of information about this group, mainly in transition regions between the Atlantic Forest and the Cerrado. The study area is located in Ritápolis municipality (21° 01' 37.07" S and 44° 19' 11.84" W), micro-region Campo das Vertentes, State of Minas Gerais, Southeastern Brazil. The aim of this study was to study the composition of the local reptile fauna. The observations, captures and collections were performed every two weeks, during two consecutive days, from August 2005 to July 2006. The captures were made using pitfall traps with drift fences, divided in eight sites: four in the gallery forest area and four in open areas, totalizing 6.912 hours-bucket of sampling effort. We also performed active captures, used photographs to register occasional encounters and in some cases we also obtained snake specimens that were delivered by local people when found dead. We recorded a total of 31 reptile species, two turtle species; nine lizards; two amphisbaenians and 18 snakes. Only the lizards *Cercosaura ocellata*, *Enyalius bilineatus* and *Tupinambis merianae* and the snakes *Leptodeira annulata* and *Apostolepis assimilis* were captured by pitfall traps. The most common lizards were *Ameiva ameiva* and *Mabuya frenata* and the most abundant snakes were *Oxyrhophus guibei* and *Sibynomorphus mikanii*. Lizards are very well represented in the area, with species typical of the forest, as *Enyalius bilineatus*, and from Cerrado open areas, as *Ameiva ameiva* and *Mabuya frenata*. The snake assemblage contains species typical of Cerrado open areas (e. g. *O. guibei* and *Micrurus frontalis*), and of forests, as *Liophis poecilogyrus* and *Philodryas olfersii*. The diversity of reptile species and the previous record of *Amphisbaena dubia* and *Hydromedusa tectifera* in the state of Minas Gerais indicate the great potential of the Campo das Vertentes to reveal the occurrence of new species or to extend the distribution of other species.
Keywords: *Testudines, Squamata, Ritápolis, Cerrado, Atlantic Forest.*

SOUSA, B.M., NASCIMENTO, A.E.R., GOMIDES, S.C., VARELA RIOS, C.H., HUDSON, A.H. & NOVELLI, I.A. **Répteis em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica do Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03510022010.

Resumo: Os dados sobre a fauna reptiliana em Minas Gerais são pontuais e revelam carência de informações sobre esse grupo, principalmente em regiões de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. A área do estudo está situada no município de Ritápolis (21° 01' 37.07" S e 44° 19' 11.84" O), microrregião Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Pretendeu-se com a presente pesquisa conhecer a composição da fauna de répteis local. As observações, capturas e coletas foram realizadas quinzenalmente, durante dois dias consecutivos, de agosto de 2005 a julho de 2006. As capturas foram realizadas por meio de armadilhas de interceptação e queda, distribuídas em oito sítios, sendo quatro em área de mata de galeria e quatro em área aberta, perfazendo um esforço amostral de 6.912 horas-balde. Foi também realizada procura ativa e encontros ocasionais com registros fotográficos dos espécimes, e, no caso de serpentes, alguns exemplares foram entregues por terceiros quando encontradas mortos. Registrou-se a presença de 31 espécies de répteis, sendo duas espécies de cágados, nove de lagartos, duas de anfisbenas e 18 de serpentes. Apenas os lagartos *Cercosaura ocellata*, *Enyalius*

bilineatus e *Tupinambis merianae* e as serpentes *Leptodeira annulata* e *Apostolepis assimilis* foram capturados nas armadilhas de queda. Os lagartos mais comuns foram *Ameiva ameiva* e *Mabuya frenata*, e as serpentes mais abundantes foram *Oxyrhophus guibei* e *Sibynomorphus mikanii*. Os lagartos estão bem representados na área, com espécies típicas de mata, como *Enyalius bilineatus*, e de áreas aberta de cerrado, como *Ameiva ameiva* e *Mabuya frenata*. A fauna de serpentes possui representantes típicos de áreas abertas do Cerrado, como *O. guibei* e *Micrurus frontalis*, e de regiões florestadas, como *Liophis poecilogyrus* e *Philodryas olfersii*. A diversidade de espécies de répteis e o registro prévio de *Amphisbaena dubia* e *Hydromedusa tectifera* para o Estado de Minas Gerais indicam a grande potencialidade do Campo das Vertentes em revelar a ocorrência de espécies novas ou a ampliação na distribuição de outras.

Palavras-chave: *Testudines, Squamata, Ritápolis, Cerrado, Mata Atlântica.*

Introdução

Os répteis formam um grupo proeminente em quase todas as taxocenoses terrestres, sendo conhecidas atualmente 9.084 espécies (Uetz & Hallermann 2010). O Brasil ocupa atualmente a segunda posição em número de espécies (721; Bérnils 2010). No entanto, nos últimos anos, as populações de répteis têm sido vítimas de um declínio global tão sério quanto o de anfíbios. Tal declínio pode ser explicado por vários fatores, mas a perda e/ou degradação de hábitat adequado é a principal causa (Gibbons et al. 2000).

Entre os três biomas brasileiros com maior diversidade de répteis, a Amazônia abriga a maioria das espécies de serpentes, lagartos e anfisbenas, e o Cerrado e a Mata Atlântica se alternam em segundo lugar: o Cerrado tem a maior diversidade de lagartos e anfisbenídeos e a Mata Atlântica a maior diversidade de serpentes (Rodrigues 2005). Estudos visando determinar a composição da fauna de répteis de diferentes biomas do Brasil têm sido feitos, destacando-se os de Sazima & Haddad (1992), Feio & Caramaschi (2002), Marques & Sazima (2004), Bertoluci et al. (2009), Palmuti et al. (2009) e Hartmann et al. (2009a, b) na Floresta Atlântica; Strüssmann & Sazima (1993) no Pantanal; Colli et al. (2002), Vitt et al. (2002), Recoder & Nogueira (2007) e Nogueira et al. (2009) no Cerrado, Vanzolini et al. (1980) na Caatinga, e Di-Bernardo (1998), Cechin (1999) e Zanella (2004) na Floresta de Araucária, Floresta Ombrófila Submontanhosa e nos campos da região Sul, respectivamente.

No Estado de Minas Gerais são encontrados os biomas Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga, o que proporciona grande diversidade de anfíbios e répteis, favorecidos pela variedade de ambientes com diferentes formações vegetais e rochosas e sistemas hídricos, resultando também em um grande número de espécies endêmicas (Drummond et al. 2005). Mesmo com a riqueza de répteis existentes em Minas Gerais (31% do total existente no Brasil), o nível de conhecimento sobre a fauna reptiliana no Estado é ainda insatisfatório e muito fragmentado (Drummond et al. 2005).

Embora a Mata Atlântica e o Cerrado sejam considerados os biomas mais ameaçados do planeta (Mittermeier et al. 2004), os estudos que caracterizam a composição da fauna reptiliana nestes biomas no Estado de Minas Gerais são escassos, e poucas são as informações sobre a biologia e o estado atual de conservação desse grupo, exceto pelos inventários realizados por Brites & Bauab (1988), Assis (1999), Feio & Caramaschi (2002), Recoder & Nogueira (2007), Bertoluci et al. (2009), Costa et al. (2009), Palmuti et al. (2009) e São Pedro & Pires (2009). A carência de informações sobre este grupo no estado dificulta a definição de áreas de preservação de maior interesse específico para a herpetofauna (Drummond et al. 2005).

Pretendeu-se com a presente pesquisa conhecer a composição da fauna de répteis do município de Ritápolis e ampliar o conhecimento sobre a herpetofauna em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica de Minas Gerais.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no Município de Ritápolis (21° 01' 37.07" S e 44° 19' 11.84" O), localizado na região Sudeste de Minas Gerais e Bacia do Rio Grande, mesorregião Campo das Vertentes e Serra das Vertentes. Trata-se de uma área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, situada entre as regiões mineiras da Zona da Mata, Sul de Minas e Centro-Oeste, com altitudes variando de 800 a 1300 m e temperatura média anual de 20 °C. A topografia, constituída por planaltos ondulados, é cortada por algumas elevações, tais como o Morro Grande e a Serra da Bandeira (PMR, 2006).

O bioma Cerrado foi considerado no sentido amplo, incluindo além das áreas abertas (desde campo limpo a cerradão e campos rupestres), formações florestais características (veredas, matas de galeria, matas mesofíticas). A área urbana do município está situada neste tipo de vegetação (Figura 1).

As armadilhas de interceptação e queda com uso de cerca guia foram instaladas em uma área de Cerrado e em uma mata de galeria da área de estudo, situada na área rural denominada Serra



Figura 1. a) Vista da aérea urbana; b): fisionomia da área de estudo, localizada na Serra da Bandeira, no município de Ritápolis, Minas Gerais.

Figure 1. a) View of the urban area; b) the area of study (down), located in the Serra da Bandeira on the municipality of Ritápolis, Minas Gerais.

(21° 00' 02.42" S e 44° 18' 16.09" O), localizada no município de Ritápolis, na Serra da Bandeira (Figura 2).

2. Coleta de dados

Os trabalhos de campo foram realizados mensalmente, no período de agosto de 2005 a julho de 2006, em excursões com duração de dois dias, totalizando 48 dias de campo. Para as capturas foram utilizados diferentes métodos de amostragem, conforme listados a seguir:

Armadilhas de interceptação e queda: Foram instalados quatro conjuntos de armadilhas de interceptação e queda com uso de cerca guia (pitfall traps with drift fences) como em Cechin & Martins (2000), Sawaya et al. (2008) e Hartmann et al. (2009a, b). Nas áreas de cerrado e de mata foram instaladas quatro estações de coleta, cada uma composta de três linhas paralelas distantes 3 m uma da outra, com cinco baldes de 20 L em cada, sendo que as armadilhas de cada linha foram interligadas por uma cerca direcionadora de lona plástica preta com 50 cm de altura e enterradas 10 cm no chão. Em cada área, os sítios de coleta ficaram 40 m distantes um do outro, e cada conjunto distante 100 m do correspondente no outro trecho. Assim, foram instaladas 60 armadilhas em cada fitofisionomia, totalizando 120 armadilhas.

As armadilhas ficaram abertas durante quatro dias por mês, sendo vistoriadas no terceiro e no quarto dia. As inspeções foram sempre realizadas por, no mínimo, três pessoas. Caixas de plástico rígido com fechamento por trava foram utilizadas para o devido acondicionamento e transporte dos animais coletados a serem identificados.

Busca ativa: A busca ativa de répteis foi realizada quinzenalmente, durante dois dias consecutivos, com duração de 12 meses e preferencialmente nos períodos matutino (das 6:00 às 10:00) e vespertino (das 16:00 às 19:00). Os animais foram procurados em fendas de rochas, moitas de capim, embaixo de folhas, sobre pedras ao longo de córregos (Figura 3), ribeirões e brejos, em formigueiros e cupinzeiros, tocas no solo e galerias de roedores. O material utilizado para a procura constou de gancho, ancinho, palanca e puçá.

Além disso, foram considerados registros fotográficos decorrentes de encontros ocasionais e, no caso de serpentes, entrega por terceiros quando encontradas mortas. Dados de levantamentos da herpetofauna realizados entre os períodos de 04 a 08 de dezembro de 2002 e de 13 a 15 de dezembro de 2003 (B.M. Sousa, dados não publicados) também foram considerados neste inventário.

3. Trabalho de laboratório

No máximo três exemplares de cada espécie foram coletados e mortos com pentobarbital sódico, injetado na cavidade peritoneal. Sempre que possível, os indivíduos foram fotografados, pesados e medidos. Todos os indivíduos coletados foram depositados na Coleção Herpetológica da UFJF.

Para verificar a qualidade dos dados coletados e avaliar o esforço de coleta foram construídas curvas de acumulação de espécies a partir da média de 1.000 aleatorizações dos dias de coleta com o programa EstimateS V. 8.2.0, através do estimador Jackknife 2 (Colwell 2006).

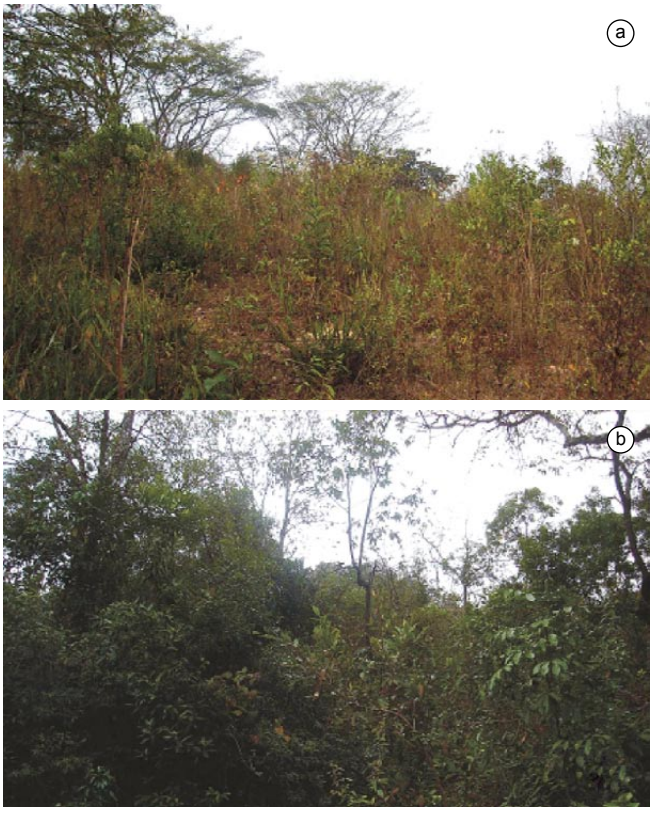


Figura 2. Áreas onde foram instaladas as armadilhas de interceptação e queda com uso de cerca guia; a) campo cerrado, b) borda da mata de galeria.

Figure 2. Areas where the pitfall traps with drift fences were installed: a) Cerrado field, b) Gallery forest.



Figura 3. a-b) Ambientes aquáticos onde os espécimes de Testudines foram capturados.

Figure 3. a-b) Aquatic environments where the Testudines specimens were captured.

O presente trabalho foi desenvolvido em consonância com os princípios adotados pelo COBEA (Colégio Brasileiro de Experimentação Animal) e aprovado pelo Comitê de Ética na Experimentação Animal da Pró-Reitoria de Pesquisa/UFJF e sob a licença do IBAMA.

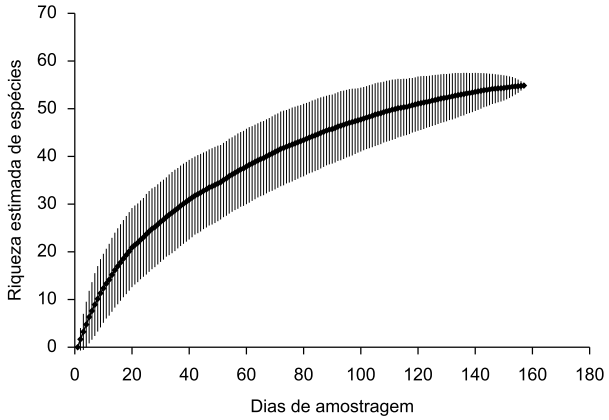


Figura 4. Curva de acumulação das espécies de répteis amostradas no Município de Ritápolis, Estado de Minas Gerais. As barras verticais representam os desvios padrão para os valores estimados.

Figure 4. Accumulation curve of the reptile species registered in Ritápolis municipality, state of Minas Gerais. Vertical bars represent standard deviation of the estimated values.

Resultados

Com um esforço amostral de 6.912 horas-balde e 384 horas-homem foi registrada a presença de 31 espécies de répteis. A curva de acumulação de riqueza estimada de espécies mostrou um rápido incremento no número de espécies conforme esforço amostral. Embora a curva se desloque em tendência à assíntota, pelo seu grau de inclinação, provavelmente mais espécies possam ser encontradas na área, uma vez que a assíntota plena não foi atingida (Figura 4). Com base no estimador Jackknife de segunda ordem, a riqueza estimada para a área de estudo é de aproximadamente 55 espécies.

Foram registradas duas espécies de quelônios da família Chelidae (Figura 5a-b), nove espécies de lagartos, distribuídas em oito famílias (Figuras 5c-h; 6a-d), duas espécies de anfisbenas da família Amphisbaenidae (Figura 6e-f) e 18 espécies de serpentes, incluídas em quatro famílias (Figuras 6g-h; 7a-h; 8a, b): Boidae (1 espécie), Dipsadidae (13), Elapidae (1) e Viperidae (3). Todas as espécies registradas, bem como os ambientes amostrados e a sua distribuição no Brasil estão na Tabela 1. Nenhuma das espécies se encontra nas listas de espécies ameaçadas de extinção do Brasil (Machado et al. 2008) ou de Minas Gerais (COPAM 2008).

As duas espécies de quelônios, o cágado-pescoço-de-cobra *Hydromedusa tectifera* (Figura 5a) e o cágado amarelo *Acanthochelys radiolata* (Figura 5b), foram encontradas nos ambientes aquáticos da área de estudo, em áreas de remanso e áreas brejosas, respectivamente, durante a busca ativa.



Figura 5. Algumas espécies de répteis registradas em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica do Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. a) *Hydromedusa tectifera*; b) *Acanthochelys radiolata*; c) *Ophiodes striatus*; d) *Hemidactylus mabouia*; e) *Cercosaura ocellata*; f) *Polychrus acutirostris*; g) *Enyalius bilineatus* fêmea; e h) *Enyalius bilineatus* macho.

Figure 5. Some species of reptiles recorded in the fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerail State, Southeastern Brazil. a) *Hydromedusa tectifera*; b) *Acanthochelys radiolata*; c) *Ophiodes striatus*; d) *Hemidactylus mabouia*; e) *Cercosaura ocellata*; f) *Polychrus acutirostris*; g) *Enyalius bilineatus* female; and h) *Enyalius bilineatus* male.



Figura 6. Algumas espécies de répteis registradas em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica do Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. a) *Mabuya frenata*; b) *Ameiva ameiva*; c) *Tupinambis merianae*; d) *Tropidurus itambere*; e) *Amphisbaena dubia*; f) *Amphisbaena microcephala*; g) *Epicrates crassus*; e h) *Apostolepis assimilis*.

Figure 6. Some species of reptiles recorded in the fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerail State, Southeastern Brazil. a) *Mabuya frenata*; b) *Ameiva ameiva*; c) *Tupinambis merianae*; d) *Tropidurus itambere*; e) *Amphisbaena dubia*; f) *Amphisbaena microcephala*; g) *Epicrates crassus*; and h) *Apostolepis assimilis*.



Figura 7. Algumas espécies de répteis registradas em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica do Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. a) *Leptodeira annulata*; b) *Liophis poecilogyrus*; c) *Liophis typhlus*; d) *Oxyrhopus guibei*; e) *Sibynomorphus mikanii*; f) *Atractus pantostictus*; g) *Pseudoboa nigra;* e h) *Pseudoboa serrana*.

Figure 7. Some species of reptiles recorded in the fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerail State, Southeastern Brazil. a) *Leptodeira annulata*; b) *Liophis poecilogyrus*; c) *Liophis typhlus*; d) *Oxyrhopus guibei*; e) *Sibynomorphus mikanii*; f) *Atractus pantostictus*; g) *Pseudoboa nigra;* and h) *Pseudoboa serrana*.



Figura 8. Algumas espécies de répteis registradas em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica do Campo das Vertentes, Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. a) *Bothropoides neuwiedi*; e b) *Caudisona durissa*.

Figure 8. Some species of reptiles recorded in the fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerail State, Southeastern Brazil. a) *Bothropoides neuwiedi*; and b) *Caudisona durissa*.

Apenas os lagartos *Cercosaura ocellata* (Figura 5e), *Enyalius bilineatus* (Figura 5g-h) e *Tupinambis merianae* (Figura 6c) foram capturados exclusivamente nas armadilhas de queda. Os lagartos mais comuns nas armadilhas foram *Enyalius bilineatus* e *Ameiva ameiva* (Figura 6b), e os encontrados mais comumente por procura visual foram *A. ameiva* e *Mabuya frenata* (Figura 6a). A busca ativa possibilitou captura de indivíduos de seis (67%) espécies de lagartos.

Com exceção de um espécime de *Leptodeira annulata* (Figura 7a) e um de *Apostolepis assimilis* (Figura 6h), que foram capturados em armadilhas, todos os outros exemplares de *Atractus pantostictus* (Figura 7f), *L. annulata, Oxyrhopus guibei* (Figura 7d), *Sibynomorphus mikanii* (Figura 7e) e *Xenodon merremii* foram coletados de forma ativa. Os demais espécimes destas e de outras espécies foram encontrados mortos, principalmente atropelados na via de acesso principal ao município. As serpentes mais abundantes foram *O. guibei* e *S. mikanii.*

Três exemplares de *Epicrates crassus* (Figura 6g) foram registrados para o município, sendo que um foi registrado por foto em uma área de Cerrado associado a matas de galeria da área de estudo, e dois outros foram encontrados mortos: um próximo à área de estudo e o outro na área urbana a aproximadamente 8 km da área de estudo.

Discussão

O número de espécies registradas no presente trabalho representa cerca de 15% do total de répteis estimado para o Estado de Minas Gerais segundo os dados de Bertoluci (1998) e 14% em relação aos dados de Bérnils et al. (2009), embora deva estar subestimado, uma vez que muitas espécies esperadas para a região não foram encontradas. Muito provavelmente seja necessária a utilização de métodos mais eficientes e maior esforço de coleta para amostrar toda a fauna de répteis da região. Foi possível, contudo, a partir dos dados obtidos, estimar a composição da comunidade de répteis local, assim como seus hábitats preferenciais.

Os cágados das espécies *H. tectifera* e *A. radiolata* são espécies brasileiras de Chelidae, com distribuição na Mata Atlântica, exceto relato de Sousa & Novelli (2009), que registraram essa espécie pela primeira vez no bioma Cerrado com esse espécime capturado nesse estudo. *Acanthochelys radiolata,* também conhecida como cágado-amarelo, distribui-se desde São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia e Sergipe até Alagoas (Ernst & Barbour 1989, Rodrigues 2005, Souza 2005, Fritz & Havas 2007, Römpp 2008). É uma espécie que vive em pequenos lagos e lagoas de movimento lento e abundante vegetação aquática, com fundo macio onde pode se enterrar (Ernst & Barbour 1989, Bonin et al. 2006).

Entre os anfisbenídeos, *Amphisbaena microcephala* (Figura 6f), foi registrada no presente estudo e relatada anteriormente em área de Cerrado em Brasília, DF (Nogueira 2001) e em área de Mata Atlântica no município de Viçosa, MG (Costa et al. 2009), sendo uma espécie de ampla distribuição no Sudeste do Brasil (Perez & Ribeiro 2008). A ampliação na distribuição de *Amphisbaena dubia* (Figura 6e) para Minas Gerais foi registrada por Barros Filho et al. (2005), a qual anteriormente estava limitada aos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Até o presente momento, este continua sendo o único registro dessa espécie em Minas Gerais.

Com exceção de *Hemidactylus mabouia* (Figura 5d) e *Tupinambis merianae*, os demais lagartos também foram registrados para áreas do Cerrado no Brasil Central por Nogueira et al. (2009), incluindo o Parque Nacional Serra da Canastra, em Delfinópolis, Minas Gerais. Entre as espécies de lagarto registradas, *Ameiva ameiva*, *Mabuya frenata, Tropidurus itambere, T. torquatus* e *Tupinambis merianae* ocorrem em áreas abertas. Os espécimes de *A. ameiva* foram registrados nos diferentes hábitats em áreas cultivadas na área rural, e os de *M. frenata* predominaram em edificações humanas na área urbana.

O primeiro registro de *Mabuya frenata* para o Estado de Minas foi feito por Recoder & Nogueira (2007) na porção sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas e, posteriormente, Costa et al. (2008) ampliaram sua distribuição para várias regiões do Estado, registrando sua ocorrência em áreas abertas do Cerrado, Mata Atlântica e zonas de transição. Costa et al. (2009), a partir de dados de coleção, também registraram a presença de várias espécies de lagartos para o município de Viçosa, incluindo *Mabuya frenata*, *Hemidactylus mabouia* e *Tupinambis merianae* e o anfisbenídeo *Amphisbaena microcephala*.

Ameiva ameiva é uma espécie de ampla distribuição na América do Sul, habitando desde ambientes xéricos como na Caatinga até ambientes extremamente úmidos na Amazônia (Vitt & Colli 1994).

Tabela 1. Número e porcentagem total de espécies de répteis registradas nas diferentes fisionomias do município de Ritápolis, Estado de Minas Gerais: Área antrópica (ARA); Área brejosa (ABA); Borda da mata (BMA); Campo cerrado (CCO); Campo rupestre (CRE); Mata de galeria (MGA).

Table 1. Number and percentage of reptile species recorded in the different areas of Ritápolis municipality, State of Minas Gerais: Anthropogenic area (ARA); Swamp area (ABA); Forest border (BMA); Cerrado field (CCO); Rocky field (CRE); Gallery forest (MGA).

Táxon	Número	%	Hábitat
TESTUDINES			
Família Chelidae (2)			
Acanthochelys radiolata (Mikan, 1820)	1	0,8	ABA
Hydromedusa tectifera Cope, 1869	1	0,8	ABA
SQUAMATA: SAURIA			
Família Anguidae (1)			
Ophiodes striatus (Spix, 1824)	4	3,1	ARA
Familia Gekkonidae (1)			
Hemidactylus mabouia (Moreau de Jonnès, 1818)	2	1,6	ARA
Família Gymnophthalmidae(1)			
Cercosaura ocellata Wagler, 1830	1	0,8	CCO
Família Leiosauridae (1)			
Enyalius bilineatus Duméril & Bibron, 1837	16	12,4	CCO, MGA
Familia Polychrotidae (1)			
Polychrus acutirostris Spix, 1825	2	1,6	MGA
Família Scincidae (1)			
Mabuya frenata (Cope, 1862)	3	2,3	ARA, CRE
Familia Teiidae (2)			
*Ameiva ameiva (*Linnaeus, 1758)	10	7,8	CCO, ARA
Tupinambis merianae (Duméril & Bibron, 1839)	1	0,8	CCO
Família Tropiduridae (1)			
Tropidurus itambere Rodrigues, 1987	2	1,6	ARA, CRE
SQUAMATA: AMPHISBAENIA			
Familia Amphisbaenidae (2)			
Amphisbaena dubia L. Müller, 1924	1	0,8	MGA
Amphisbaena microcephala (Wagler, 1824)	8	6,2	CCO, MGA
SQUAMATA: SERPENTES			
Familia Boidae (1)			
Epicrates crassus Cope, 1862	3	2,3	MGA, ARA
Familia Dipsadidae (13)			
Apostolepis assimilis (Reinhardt, 1861)	1	0,8	BMA
Atractus pantostictus Fernandes & Puorto, 1993	16	12,4	ARA
Erythrolamprus aesculapii (Linnaeus, 1766)	1	0,8	CCO
Leptodeira annulata (Linnaeus, 1758)	2	1,6	CCO, ARA
Liophis poecilogyrus (Wied, 1825)	2	1,6	MGA
Liophis typhlus (Linnaeus, 1758)	1	0,8	MGA
Oxyrhopus guibei Hoge & Romano, 1978	7	5,4	ARA, BMA
Philodryas olfersii (Lichtenstein, 1823)	3	2,3	ARA, BMA
Pseudoboa nigra (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	1	0,8	ARA, BMA
Pseudoboa serrana Morato, Moura-Leite, Prudente & Bérnils, 1995	1	0,8	ARA
Sibynomorphus mikanii (Schlegel, 1837)	23	17,8	ARA, BMA
Sibynomorphus neuwiedi (Ihering, 1911)	2	1,6	BMA
Xenodon merremii (Wagler, 1824)	5	3,9	ARA, BMA
Familia Elapidae (1)			
Micrurus frontalis (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	1	0,8	CCO
Familia Viperidae (3)			
Bothropoides jararaca (Wied, 1824)	2	1,6	ARA, MGA
Bothropoides neuwiedi (Wagler, 1824)	3	2,3	CCO
Caudisona durissa (Linnaeus, 1758)	3	2,3	ARA, CCO
Total	129	100	

Tupinambis merianae é uma espécie de lagarto de grande porte que ocorre do norte da Argentina até o sul da Amazônia (Vanzolini et al. 1980) e está listado como vulnerável no Apêndice II da CITES por ser uma espécie muito visada por caçadores, o que se pode confirmar para essa região.

Os lagartos do gênero *Tropidurus* são extremamente abundantes nos vários tipos de formações abertas e ocorrem na América do Sul continental a leste e a oeste dos Andes e nas ilhas Galápagos (Rodrigues 1987). Dentro da área de estudo, encontra-se *T. itambere* (Figura 6d), registrado em Minas Gerais por Recoder & Nogueira (2007) em área de Cerrado. *Cercosaura ocellata* também é uma espécie encontrada no Cerrado e em algumas savanas, ao leste da Amazônia. No Brasil é encontrada no Acre, Amapá, Maranhão, Pará, Roraima, Bahia, Rio Grande do Sul, São Paulo (Vitt & Colli 1994) e em Minas Gerais (Recoder & Nogueira, 2007).

Entre as espécies de lagartos do gênero *Enyalius, E. bilineatus* é uma das espécies habitantes de regiões florestadas, encontrada principalmente nas matas ciliares associadas à Mata Atlântica do sudeste do Brasil (Jackson 1978) ou mesmo no Cerrado do Brasil Central (Nogueira 2001, Zatz 2002). Em Minas Gerais a espécie foi registrada em matas preservadas da Estação Ambiental de Peti por Bertoluci et al. (2009) e em Viçosa em áreas antropizadas e em matas em regeneração ou secundárias por Costa et al. (2009). No entanto, o padrão cromático de alguns indivíduos capturados em matas de galeria na área de Cerrado, também considerados como *E. bilineatus* no presente estudo, não corresponde aos demais listados para a espécie. Talvez um estudo de revisão do gênero *Enyalius* poderá demonstrar a existência de uma nova espécie para esta região.

O lagarto *Polychrus acutirostris* (Figura 5f) é uma espécie arborícola de hábitos letárgicos e que ocorre em todos os tipos de cerrado e caatinga onde existe um estrato arbóreo, podendo às vezes ser encontrada em arbustos baixos e até no chão (Vitt & Lacher, 1981). O único exemplar capturado no presente estudo encontrava-se sobre um arbusto na área de trabalho.

A busca ativa permitiu amostrar espécies de serpentes de grande porte, como foi o caso de *Epicrates crassus.* O complexo *Epicrates cenchria* é endêmico da região Neotropical, ocorrendo em porções continentais da América Central e do Sul no Bioma Mata Atlântica em toda a América do Sul, com registros também para a Floresta Amazônica. O status taxonômico das nove subespécies atualmente reconhecidas foi avaliado com base na morfologia externa, osteologia e caracteres do hemipênis. Os resultados obtidos através de análises quantitativas e qualitativas apoiam o reconhecimento de *E. alvarezi*, *E. assis*, *E. cenchria*, *E. crassus* e *E. maurus* como espécies distintas (Passos & Fernandes 2008). Segundo registros de distribuição, a espécie que ocorre na área de coleta do presente estudo seria *E. crassus*. Normalmente os espécimes são mortos pelos proprietários rurais, o que pode representar um grande impacto sobre as populações desta espécie. Palmuti et al. (2009) encontraram um espinho de porco-espinho (*Coendu* sp.) no conteúdo estomacal de um indivíduo dessa espécie coletado no município de Caratinga (MG).

Habitante dos biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal, *Leptodeira annulata* distribui-se por várias regiões do Brasil, especialmente pela região litorânea, da Bahia até São Paulo (Freitas 2003) e no Parque Nacional das Emas, em Goiás (Valdujo et al. 2009). Em Minas Gerais, o local mais próximo de nossa área de estudo em que essa serpente foi registrada é a Estação Ambiental de Peti, localizada nos municípios de São Gonçalo do Rio Abaixo e de Santa Bárbara, por Bertoluci et al. (2009). É uma serpente noturna, encontrada em florestas primárias e secundárias, mas pode ser encontrada próxima a áreas antropizadas e sua densidade pode se acentuar em áreas com altas densidades de anuros (Vitt 1996).

No Brasil, *Apostolepis assimilis* (Figura 6h) é encontrada no Distrito Federal, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, São Paulo e Tocantins (Ferrarezzi et al. 2005, São Pedro & Pires 2009, Valdujo et al. 2009), onde habita biomas como a Mata Atlântica e o Cerrado, podendo ocorrer inclusive em áreas urbanas (Ferrarezzi 1993, Ferrarezzi et al. 2005). *A. assimilis* pode possuir hábitos subterrâneos ou fossoriais, e se alimentar de pequenos anfisbenídeos e de serpentes fossórias do grupo Scolecophidia (Ferrarezzi 1993, Ferrarezzi et al. 2005).

Micrurus frontalis é a coral verdadeira mais abundante e amplamente distribuída nas áreas de Cerrado (Mesquita et al. 2007, Sawaya et al. 2008, São Pedro & Pires 2009). É a espécie mais amplamente distribuída de todos os membros do complexo *M. frontalis,* ocorrendo desde as formações de Cerrado do Brasil Central (inclusive os Estados de São Paulo e Minas Gerais) para o Oeste até a fronteira com a Bolívia, e nos estados brasileiros de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Ao leste, aparentemente atinge a costa Atlântica somente no Estado do Espírito Santo devido à formação montanhosa da Serra do Mar ao sul. Na direção Sul-Sudoeste ela alcança o Paraguai onde está restrita possivelmente pelo Rio Paraná e o Rio Paraguai (Silva Jr. & Sites Jr. 1999).

A (jararaca-do-rabo-branco, *Bothropoides neuwiedi* (Figura 8a), ocorre desde áreas do extremo nordeste do Brasil e do Estado de Rondônia até o Uruguai e região central da Argentina, nas quais diversas subespécies foram reconhecidas por Campbell & Lamar (1989). Na revisão taxonômica desse complexo, Silva & Rodrigues (2008) detectaram que *B. neuwiedi* (considerando as 12 subespécies) é, na verdade, formado por sete espécies plenas. Pelo grande número de registros, aparentemente, *B. neuwiedi* é mais comum do que *Bothropoides jararaca* na área de estudo, considerando que grande parte das espécies do grupo *neuwiedi* é típica de áreas abertas (Valdujo et al. 2002), ao passo que *B. jararaca* ocorre primordialmente em áreas florestadas (Martins et al. 2001).

As espécies *Philodryas olfersii* (Figura 6d) e *B. jararaca,* registradas no presente estudo, foram também registradas na Mata Atlântica por Hartmann et al. (2009a), no Parque Estadual da Serra do Mar, litoral Norte do Estado de São Paulo, e por Bertoluci et al. (2009) em área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado no Estado de Minas Gerais, embora *P. olfersii* seja uma espécie que também possa ocorrer em áreas alteradas (Hartmann & Marques 2005). Também na Mata Atlântica, juntamente com outras espécies de serpentes, *Liophis poecilogyrus* (Figura 7b) foi registrada por Marques et al. (2001) e Gonçalves et al. (2007). Bertoluci et al. (2009) confirmaram a sua ocorrência para Minas Gerais.

Várias espécies de serpentes registradas no presente estudo também foram registradas por São Pedro & Pires (2009) na região de Ouro Branco, Minas Gerais, numa área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, exceto *Epicrates crassus*, *Leptodeira annulata*, *Liophis typhlus* (Figura 7c), *Pseudoboa nigra* (Figura 7g), *P. serrana* (Figura 7h) e *Sibynomorphus neuwiedi*. No entanto, Recoder & Nogueira (2007), no trabalho que apresenta as espécies de répteis da porção sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, no Estado de Minas Gerais, incluem *E. crassus*, *L. typhlus* e *P. nigra* dentre as espécies registradas. Em áreas de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais foi registrada *L. annulata* por Bertoluci et al. (2009), *P. serrana* por Morato et al. (1995) e *S. neuwiedi* por Palmuti et al. (2009).

Oxyrhopus guibei e *S. mikanii* foram as espécies mais comumente registradas na área urbana do município e *Erythrolamprus aesculapii* e *S. neuwiedi* apresentaram baixa ocorrência e foram registradas apenas na área rural. *E. aesculapii* é uma falsa-coral que apresenta ampla distribuição na região neotropical e no Brasil ocorre desde a Amazônia até a região sul, sendo bastante comum na Mata Atlântica do Sudeste

(Marques 1996), da mesma forma que *S. neuwiedi* (Marques et al. 2001). *Sibynomorphus mikanii* e *O. guibei* foram registrada por Costa et al. (2007) e Valdujo et al. (2009) em regiões de Cerrado. O fato de *O. guibei* ser considerada um mímico de *M. frontalis* pode possibilitar o favorecimento desta espécie (Sousa & Hudson 2005).

Próximo à área de estudo encontra-se a FLONA de Ritápolis, que ocupa uma área de 89,50 ha, sendo composta por vegetação típica dos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Para o meio científico, o desenvolvimento do presente estudo possibilitou a identificação de locais de ocorrência dos grupos-chave de répteis para realização de futuras pesquisas no ecótono Mata Atlântica-Cerrado. Considerando-se apenas os resultados do presente trabalho, a riqueza de répteis pode ser considerada baixa se comparada à de outras localidades do Estado de Minas Gerais (e.g. Recoder & Nogueira 2007, Bertoluci et al. 2009, Costa et al. 2009, Palmuti et al. 2009 e São Pedro & Pires 2009). Entretanto, as ocorrências previamente registradas de *A. dubia* (Barros Filho et al. 2005) e *H. tectifera* (Sousa & Novelli 2009) no Estado de Minas Gerais indicam a grande potencialidade do Campo das Vertentes em revelar a ocorrência de espécies novas ou a ampliação na distribuição de outras. Tal fato aumenta a necessidade de preservação da região que sofre uma pressão crescente de fragmentação em uma área de transição entre dois hotspots de diversidade.

Agradecimentos

B. M. Sousa agradece à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento do projeto "Répteis em fragmentos de Cerrado do Campo das Vertentes, MG" (EDT-230/05). Recursos adicionais não financiados foram providos pelo Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Juiz de Fora. Agradecemos ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela permissão para coleta e transporte dos espécimes (02015.010660/05-88). Agradecemos também aos pesquisadores do Museu Nacional do Rio de Janeiro, especialmente Ronaldo Fernandes e Renato Bérnils, e a Miguel Trefaut Urbano Rodrigues, do Museu da Universidade de São Paulo pela ajuda na identificação de algumas espécies. Agradecemos ao Fabiano Matos Vieira pela ajuda na elaboração das figuras. Ao Senhor Sebastião Higino de Souza pela permissão de desenvolver esta pesquisa em sua propriedade e ao Prefeito do município de Ritápolis, Higino Zacarias e Souza e Maria Rita de Souza Napoleão, Secretária de Educação, pelo apoio logístico nas pesquisas desenvolvidas nos períodos de 04 a 08 de dezembro de 2002 e de 13 a 15 de dezembro de 2003. Agradecemos também à Maria de Nazaré Serpa, ao Antonio Luiz da Silva (Antônio da Célia) e ao Gilberto Gregório de Sousa pela valiosa ajuda nos trabalhos de campo.

Referências Bibliográficas

ASSIS, V.B. 1999. Introdução às serpentes da "Serra do Cipó" (municípios de Santana do Riacho e Jaboticatubas). Bios. 7(7):69-71.

BARROS FILHO, J.D., SOUSA, B.M. & CARVALHO, R.M.H. 2005. *Amphisbaena dubia* (NCN). Herpetol. Rev. 36(3):335.

BERNILS, R.S., NOGUEIRA, C.C. & XAVIER-DA-SILVA, V. 2009. Répteis. In Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais (G. M. Drummond, C.S. Martins, M.B. Greco & F. Vieira, org.). Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p.251-278.

BÉRNILS, R.S. 2010. Brazilian reptiles: list of species. http://www.sbherpetologia.org.br/ (último acesso em 12/05/2010).

BERTOLUCI, J. 1998. Serpentes. In Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais (A.B.M. Machado, G.A. Fonseca, L.M.S. Aguiar & L.V. Lins, eds.). Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p.417.

BERTOLUCI, J., CANELAS, M.A.S., EISEMBERG, C.C., PALMUTI, C.F.S. & MONTINGELLI, G.G. 2009. Herpetofauna of Estação Ambiental de Peti, an Atlantic Rainforest fragment of Minas Gerais State, southeastern Brazil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?inventory+BN01409012009 (último acesso em 22/04/2010).

BONIN, F., DEVAUX, B. & DUPRE, A. 2006. Turtles of the World. A and C Black Publishers, London.

BRITES, V.L.C. & BAUAB, F.A. 1988. Fauna ofidiana do município de Uberlândia, Minas Gerais - Brasil. I. Ocorrência na área urbana. Rev. Cent. Cienc. Biomed. Univ. Fed. Uberlandia 4(1):3-8.

CAMPBELL, J.A. & LAMAR, W.W. 1989. The Venomous Reptiles of the Latin America. Cornell University Press, Ithaca.

CECHIN, S.T.Z. 1999. História natural de uma comunidade de serpentes na região da Depressão Central (Santa Maria), Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CECHIN, S.Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17(3):729-740.

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p. 223-241.

COLWELL, R.K. 2006. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. http://purl.oclc.org/estimates (último acesso em 06/05/2010).

Minas Gerais. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. 2008. Deliberação COPAM nº 366, 15 de dezembro de 2008. Aprova a lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna do Estado de Minas. http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/biodiversidade/faunaameacada_dn366_2008.pdf (último acesso em 01/07/2009).

COSTA, G.C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R.B. & COLLI, G.R. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental climatic associations. Divers Distrib. 13(6):714-724.

COSTA, H.C., FERNANDES, V.D., VRCIBRADIC, D. & FEIO, R.N. 2008. Notes on Geographic Distribution: Reptilia, Scincidae, *Mabuya frenata*: Distribution extension. Check List 4(1):86-88.

COSTA, H.C., FERNANDES, V.D., RODRIGUES, A.C. & FEIO, R.N. 2009. Lizards and Amphisbaenians, municipality of Viçosa, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. Check List 5(3):732-745.

DI–BERNARDO, M. 1998. História natural de uma comunidade de serpentes da borda oriental do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

DRUMMOND, G.M., MARTINS, C.S., MACHADO, A.B.M., SEBAIO, F.A. & ANTONINI, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação. 2 ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

ERNST, C.H. & BARBOUR, R.W. 1989. Turtles of the world. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

FEIO, R.N. & CARAMASCHI, U. 2002. Contribuição ao conhecimento da herpetofauna do nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Phyllomedusa 1(2):105-111.

FERRAREZZI, H. 1993. Sistemática filogenética de *Elapomorphus, Phalotris* e *Apostolepis* (Serpentes: Colubridae: Xenodontinae). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FERRAREZZI, H., BARBO, F.E. & ALBUQUERQUE, C.E. 2005. Phylogenetic relationships of a new species of *Apostolepis* from braziliam cerrado with notes on the *assimilis* group (Serpentes: Colubridae: Xenodontinae: Elapomorphini). Pap. Avulsos Zool. 45(16):215-229.

FREITAS, M.A. 2003. Serpentes brasileiras. Edição do Autor, Lauro de Freitas.

FRITZ, U. & HAVAS, P. 2007. Checklist of Chelonians of the World. Vertebr. Zool. 57(2):149-368.

GIBBONS, J.W., SCOTT, D.E., RYAN, T.J., BUHLMANN, K.A., TUBERVILLE, T.D., METTS, B.S., GREENE, J.L., MILLS, T., LEIDEN, Y., POPPY, S. & WINNE, C.T. 2000. Reptiles in decline: The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. BioScience 50(8):653-666.

GONÇALVES, M.A.P.L., AGUIAR, F.V.O., CAMARGO, J.V.C., BARROS FILHO, J.D. & CARVALHO E SILVA, S.P. 2007. Levantamento preliminar da fauna de répteis do Parque Nacional Serra dos Órgãos. In

Ciência e Conservação na Serra dos órgãos (C. Cronemberger & E.B. Viveiros de Castro, eds.). Ibama, Brasília, DF, p.1-17.

HARTMANN, P.A. & MARQUES, O.A.V. 2005. Diet and habitat use of two sympatric species of Philodryas (Colubridae), in South Brazil. Amphibia-Reptilia 26(1):25-31.

HARTMANN, P.A., HARTMANN, M.T. & MARTINS, M. 2009a. Ecology of a snake assemblage in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. Pap. Avulsos Zool. 49(27):343-360.

HARTMANN, P.A., HARTMANN, M.T. & MARTINS, M. 2009b. Ecologia e história natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, no sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 9(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+BN03609032009 (ultimo acesso em 22/04/2010).

JACKSON, J.F. 1978. Differentiation in the genera *Enyalius* and *Strobilurus* (Iguanidae): implications for pleistocene climatic changes in eastern Brazil. Arq. Zool. 30(1):1-79.

MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1 ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

MARQUES, O.A.V. 1996. Biologia reprodutiva da cobra-coral Erythrolamprus aesculapii Linnaeus (Colubridae), no sudeste do Brasil. Rev. Bras. Zool. 13(3):747-753.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. 2001. Serpentes da Mata Atlântica. Guia ilustrado para a Serra do Mar. Holos, Ribeirão Preto.

MARQUES, O.A.V. & SAZIMA, I. 2004. História natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Holos, Ribeirão Preto, p. 257-277.

MARTINS, M., ARAÚJO, M.S., SAWAYA, R.J. & NUNES, R. 2001. Diversity and evolution of macrohabitat use body size and morphology in a monophyletic group of neotropical pitvipers (*Bothrops*). J. Zool. 254(4):529-538.

MESQUITA, D.O., COLLI, G.R. & VITT, L.J. 2007. Ecological release in lizard assemblages of Neotropical savannas. Oecologia 153(1):185-195

MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFMANN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T., MITTERMEIER, C.G., LAMOREAUX, J. & FONSECA, G.A.B. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex, Washington, DC.

MORATO, S.A.A., MOURA-LEITE, J.C., PRUDENTE, A.L.C. & BERNILS, R.S. 1995. A new species of *Pseudoboa* Schneider, 1801 from Southeastern Brazil (Serpentes: Colubridae: Xenodontinae: Pseudoboini). Biociências 3(2):253-264.

NOGUEIRA, C.C. 2001. New records of Squamate Reptiles in Central Brazilian Cerrado II: Brasília Region. Herpetol. Rev. 32(4):285-287.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R. & MARTINS, M. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. Austral Ecol. 34(1):83-96.

PALMUTI, C.F.S., CASSIMIRO, J. & BERTOLUCI, J. 2009. Food habits of snakes from the RPPN Feliciano Miguel Abdala, an Atlantic Forest fragment of southeastern Brazil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?short-communication+BN02209012009 (último acesso em 22/04/2010).

PASSOS, P. & FERNANDES, R. 2008. Revision of the *Epicrates cenchria* Complex (Serpentes: Boidae). Herpetol. Monogr. 22:1-30.

PEREZ, R. & RIBEIRO, S.L.B. 2008. Reptilia, Squamata, Amphisbaenidae, *Leposternon* spp.: Distribution extension, new state record, and geographic distribution map. Check List 4(3):291-294.

Ritápolis. 2006. O Município de Ritápolis. Secretaria de Educação. p.1-6.

RECODER, R. & NOGUEIRA, C. 2007. Composição e diversidade de répteis na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?inventory+BN01107032007 (último acesso em 10/05/2010).

RODRIGUES, M.T. 1987. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *torquatus* ao Sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). Arq. Zool. 31(3):105-230.

RODRIGUES, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. Megadiversidade 1(1):87-94.

RÖMPP, O. 2008. Keeping and breeding the Brazilian Radiolated Swamp Turtle *Acanthochelys radiolata* (Mikan, 1820) with a discussion of primary and secondary diapause. Emys 15(2):4-15.

SÃO PEDRO, V.A. & PIRES, M.R. 2009. As Serpentes da Região de Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. Revista Ceres 56(2):166-171.

SAWAYA, R.J., MARQUES, O.A.V. & MARTINS, M. 2008. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?inventory+BN01308022008 (último acesso em 10/05/2010).

SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. Morellato, ed.). Editora da Unicamp, Campinas. p. 212-237.

SILVA Jr., N.J. & SITES JR., J.W. 1999. Revision of the *Micrurus Frontalis* complex (Serpentes: Elapidae). Herpetol. Monogr. 13:142-194.

SILVA, V.X. & RODRIGUES, M.T. 2008. Taxonomic revision of the *Bothrops neuwiedi* complex (Serpentes, Viperidae) with description of a new species. Phyllomedusa 7(1):45-90.

SOUSA, B.M. & HUDSON, A.A. 2005. O mimetismo em função da vida: o caso de *Oxyrhopus guibei* (Serpente: Colubridae) no município de Ritápolis, Minas Gerais. An. de Etologia 23(1):90-91.

SOUSA, B.M. & NOVELLI, I.A. 2009. Reptilia, Testudines, Chelidae: *Hydromedusa tectifera*: Distribution extension in Brazil. Check List 5(3):396-398.

SOUZA, F.L. 2005. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. Rev. Esp. Herp. 19:33-46.

STRÜSSMANN, C. & SAZIMA, I. 1993. The snake assemblage of the pantanal at Poconé, western Brazil: faunal composition and ecological summary. Stud. Neotrop. Fauna and Environment. 28(3):157-168.

UETZ, P. & HALLERMANN, J. 2010. The JCVI/TIGR Reptile Database. http://www.reptiledatabase.org (último acesso em 12/01/2010).

VALDUJO, P.H., NOGUEIRA, C.C. & MARTINS, M. 2002. Ecology of *Bothrops neuwiedi pauloensis* (Serpentes: Viperidae: Crotalinae) in the Brazilian Cerrado. J. Herpetol. 36(2):169-176.

VALDUJO, P.H., NOGUEIRA, C.C., BAUMGARTEN, L., RODRIGUES, F.H.G., ELETROVIC, A., RAMO-NETO, M.B. & MARQUES, O.A.V. 2009. Squamate Reptiles from Parque Nacional das Emas and surroundings, Cerrado of Central Brazil. Check List 5(3):405-417.

VANZOLINI, P.E., RAMOS-COSTA, A.M.M. & VITT, L.J. 1980. Répteis das Caatingas. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.

VITT, L.J. & COLLI, G.R. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. Can. J. Zool. 72(11):1986-2008.

VITT, L.J. & LACHER, T.E. 1981. Behaviour, habitat, diet and reproduction of the iguanid lizard *Polychrus acutirostris* in the Caatinga of northeastern Brazil. Herpetologica 37(1):53-63.

VITT, L.J. 1996. Ecological observations on the tropical colubrid snake *Leptodeira annulata*. Herpetol. Nat. Hist. 4(1):69-76.

VITT, L.J., CALDWELL, J.P., COLLI, G.R., GARDA, A.A., MESQUITA, D.O., FRANÇA, F.G.R. & BALBINO, S.F. 2002. Um guia fotográfico dos répteis e anfíbios da região do Jalapão no Cerrado brasileiro. Special Publications in Herpetology, Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History 1:1-17.

ZANELLA, N. 2004. História natural de uma comunidade de serpentes no Planalto médio, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ZATZ, M.G. 2002. O polimorfismo cromático e sua manutenção em *Enyalius* sp (Squamata: Leiosauridae) no Cerrado do Brasil Central. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Recebido em 26/01/10
Versão reformulada recebida em 31/05/10
Publicado em 15/06/10

Unidades fitofisionômicas em mesoescala no Pantanal Norte e suas relações com a geomorfologia

Ibraim Fantin-Cruz[1,4], Pierre Girard[2], Peter Zeilhofer[3],

Walter Collischonn[1] & Cátia Nunes da Cunha[2]

[1]Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS,
Av. Bento Gonçalves, 9500, CP 15029, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[2]Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT,
CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil
[3]Departamento de Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT,
CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil
[4]Autor para correspondência: Ibraim Fantin-Cruz, e-mail: ibraimfantin@gmail.com

FANTIN-CRUZ, I., GIRARD, P., ZEILHOFER, P., COLLISCHONN, W. & CUNHA, C.N. **Meso-scale phytophysiognomic units in the Northern Pantanal and their relations with geomorphology**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn00410022010.

Abstract: The purpose of this work was to characterize and quantify phytophysiognomic units at mesoscale and evaluate their relationships with flood intensity, flood duration and topography. The study was conducted at a 25 km^2 Long-Term Sampling Site (LTSS), located within the floodplain of the Cuiabá River in the Pantanal of Mato Grosso. The phytophysiognomic units were determined from the supervised classification of CBERS 2B sensor CCD satellite images. The maps of flood intensity, flood duration and of topography were generated from the spatial interpolation of planialtimetric field surveys. Four phytophysiognomic units were identified; Campo inundável (flooded grassland) was the unit with the largest area of occurrence, followed by Cordilheiras (dense arboreal savanna), Landizal (seasonally flooded evergreen forest), and Cambarazal (monodominant *Vochysia divergens* Pohl. forest), respectively. Campo inundável is distributed mainly in areas of high flood intensity and duration and low topographic positions. Cambarazal predominates in areas of medium flood intensity and duration and intermediate elevation, Landizal in areas of high flood intensity and duration and low topographic position, whereas Cordilheiras are characterized by low flood intensity and duration and location in higher elevations. Statistical tests indicated that flood intensity is the main factor responsible for the mesoscale distribution of phytophysiognomic units in the northern Pantanal.
Keywords: *flood intensity and duration, topography, floodplain vegetation, remote sensing, Cuiabá River, ecohydrology.*

FANTIN-CRUZ, I., GIRARD, P., ZEILHOFER, P., COLLISCHONN, W. & CUNHA, C.N. **Unidades fitofisionômicas em mesoescala no Pantanal Norte e suas relações com a geomorfologia.** Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00410022010.

Resumo: Este trabalho teve por objetivo caracterizar e quantificar as unidades fitofisionômicas em mesoescala e estabelecer suas relações com a intensidade e duração da inundação e com a topografia. O estudo foi realizado no Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), implantado em uma área de 25 km^2 localizado na planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal de Mato Grosso. As unidades fitofisionômicas foram determinadas a partir da classificação supervisionada de imagens CBERS 2B sensor CCD. Os mapas de intensidade e duração da inundação e topografia foram gerados a partir da interpolação espacial de levantamentos planialtimétricos de campos. Foi evidenciada a existência de quatro unidades, sendo o Campo (pastagem inundável) a unidade com maior área de ocorrência, seguido pelas Cordilheiras (savana arbórea densa), Landizal (floresta inundável sempre verde) e Cambarazal (floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl.) respectivamente. O Campo apresentou sua maior distribuição em áreas de alta intensidade e duração de inundação e topografia baixa. O Cambarazal predomina em áreas de intensidade média e duração e topografia alta, o Landizal em áreas com intensidade e duração alta e topografia baixa, enquanto as cordilheiras são caracterizadas por intensidade e duração baixa e topografia alta. Testes estatísticos indicaram que a inundação foi o principal fator responsável pela distribuição das unidades fitofisionômicas em mesoescala no Pantanal norte.
Palavras-chave: *intensidade e duração da inundação, topografia, vegetação da planície de inundação, sensoriamento remoto, Rio Cuiabá, ecohidrologia.*

Introdução

O Pantanal é uma planície sazonalmente inundável, onde as flutuações anuais do nível de água regulam os processos ecológicos ali existentes (Junk et al. 1989, Neiff 1990). As diferenças locais da inundação (intensidade e duração), assim como as variações topográficas, modelam a paisagem e por conseqüência a distribuição das unidades fitofisionômicas (Neiff 1990, 2001, Cunha et al. 2007). A ocorrência espacial de cada unidade é o resultado da combinação dos fatores acima citados, porém seus efeitos podem variar, determinando a ocorrência de diferentes tipos de unidades fitofisionômicas.

O gradiente espacial da inundação foi reportado como um dos principais fatores atuantes na distribuição e abundância das espécies vegetais na planície do Pantanal (Cunha & Junk 2001, Zeilhofer & Schessl 2000, Rebellato & Cunha 2005, Damasceno-Junior et al. 2005, Arieira & Cunha 2006).

Em outras planícies sul-americanas tem-se sugerido que a cota topográfica atua como fator na distribuição de espécies e padrões de comunidades vegetais (Ferreira & Almeida 2005, Casco et al. 2005, Neiff et al. 2005), pois partem do princípio de uma relação linear entre a cota topográfica e a inundação, ou seja, variações topográficas determinam diretamente a intensidade e duração da inundação.

Partindo do pressuposto que a topografia é o principal fator que determina a distribuição de espécies, Magnusson et al. (2005) propõe o método RAPELD, que se baseia na utilização de parcelas de amostragem longas e estreitas, com seu maior eixo orientado ao longo das curvas de nível do terreno. Segundo eles, este desenho minimiza a variação interna na topografia em cada parcela, e permite seu uso como variável preditora das distribuições de espécies em mesoescala. Este método foi implantado e testado inicialmente na Amazônia (Costa et al. 2005), e vem sendo amplamente aplicado em outras regiões do Brasil. Entre elas está o módulo Pantanal Norte chamado de SALD (Sítio de Amostragem de Longa Duração), área de estudo deste trabalho.

Com a instalação do SALD em uma área inundável nas adjacências do rio Cuiabá, foi questionada a necessidade do monitoramento da inundação, pois a cota topográfica seria suficiente para o entendimento do padrão de biodiversidade (Magnusson et al. 2005) e na determinação da intensidade e duração da inundação (Neiff 1990, Neiff et al. 2005), por se tratar de variáveis espacialmente correlacionadas. No entanto, estudos recentes em planícies de inundação, indicaram que a complexidade geomorfológica da planície (presença de paleocanais, diques marginais e vegetação) afeta a dinâmica espacial da inundação (Poole et al. 2002, Fantin-Cruz 2008, Girard et al. 2010). A conseqüência dessa complexidade é a ocorrência de locais da mesma cota topográfica com intensidade, duração e frequência de inundação diferentes, sendo estas relações e seus padrões espaciais o enfoque deste estudo.

Apesar da reconhecida influência da inundação na distribuição das unidades fitofisionômicas pantaneiras, não estão disponíveis trabalhos que abordem enfaticamente a avaliação sistemática de quais fatores acima citados (intensidade e duração da inundação e topografia) mais influenciam os padrões espaciais das fitofisionomias, principalmente no que se refere às relações com os elementos da paisagem, utilizando informações espacializadas (Zeilhofer & Schessl 2000).

Desta forma, o presente trabalho tem os seguintes objetivos: i) caracterizar e quantificar a abrangência das unidades fitofisionômicas do SALD; ii) identificar as preferências ambientais de cada unidade; iii) avaliar a distribuição das fitofisionomias no gradiente de inundação (intensidade e duração) e topográfico e iv) observar se as relações detectadas a partir da sobreposição de mapas correspondem com as detectadas em escala de campo, contribuindo, portanto, no conhecimento geoecológico das paisagens pantaneiras e sua potencialidade como indicador das condições ambientais, tanto no que se refere às questões do manejo dos recursos naturais, quanto à proteção do solo e definição de habitats de animais silvestres.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O Pantanal é uma planície sedimentar de cerca de 138.000 km^2 em território brasileiro, formada no período quaternário, preenchida com depósitos aluviais dos rios da Bacia do Alto Paraguai. O Alto Paraguai drena uma área perto de 500.000 km^2 dos quais dois terços estão no Brasil, nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. De acordo com a elevação topográfica, a bacia pode ser subdividida em três unidades fisiográficas. Primeiro, o Planalto com altitudes entre 250 e 750 m, sendo ele uma região de cabeceiras. Em seguida, a Depressão, em altitudes variando de 180 a 250 m, de relevo aplainado e uma pequena área com encostas íngremes. A última unidade é o Pantanal, com altitudes entre 100 a 180 m que apresenta um relevo baixo e plano com um gradiente hidráulico regional não superior a 15 cm.km^{-1}. Sua hidrografia é formada por grandes rios, como o Paraguai, Cuiabá, São Lourenço, Piquiri, Taquari e Negro, entre outros. Esta complexa rede hidrográfica, em conjunto com diversos tipos de solo, dá origem a uma grande variedade de paisagens (DNOS 1974).

O clima regional é do tipo AW de Köppen, quente e úmido com chuvas no verão e estiagem no inverno. A pluviosidade oscila entre 800 e 1.400 mm/ano, sendo que 80% ocorrem entre os meses de novembro e março. A média anual de temperatura oscila entre um máximo de 29 a 32 °C e um mínimo de 17 a 20 °C (PCBAP 1997). Os solos são de origem sedimentar, ocorrendo em fases argilosa e arenosa de forma alternada e descontínua, com a dominância de solos hidromórficos compondo 92,5% do total (Amaral Filho 1984).

O regime da inundação é monomodal com variações espaço-temporais. O início da inundação ao norte da planície coincide com o início de chuvas constantes no mês de dezembro, enquanto na parte central e sul da planície podem ocorrer defasagens de até 3 meses entre o pico das precipitações (fevereiro/março) e o máximo das inundações. Ao longo dos cursos dos rios, a inundação da planície é principalmente garantida pelo transbordamento dos mesmos a partir de canais intermitentes. Em locais distantes ou com pouca influência de curso de rio, as inundações podem ser também provocadas por chuvas locais (Penha et al. 1999).

É neste contexto que está inserido o Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), localizada na parte norte do Pantanal, no município de Nossa Senhora do Livramento, Mato Grosso, e pertence à bacia do rio Cuiabá, afluente do rio Paraguai principal rio formador do Pantanal (Figura 1). O SALD abrange uma área total de 25 km^2 (5 × 5 km) e é submetida a um sistema misto, onde a inundação é uma combinação da chuva local, águas oriundas do Rio Cuiabá e áreas adjacentes (Fantin-Cruz 2008).

2. Aquisição e tratamento dos dados

Para mapeamento das unidades fitofisionômicas no SALD foi utilizada a classificação supervisionada (MAXVER) de uma imagem CBERS-2B, sensor CCD, bandas 2, 3 e 4, do dia 05 de setembro de 2007, adquirido junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Para a classificação da imagem CBERS foram utilizados ao todo 40 áreas de treinamento, que correspondem a regiões de controle onde também foram feitas medições de intensidade e duração da inundação e medida de cota topográfica (Figura 1).

O monitoramento da inundação ocorreu semanalmente entre os dias 14 de dezembro de 2006 e 12 de junho de 2007. A intensidade da inundação foi estimada pela profundidade máxima da coluna de

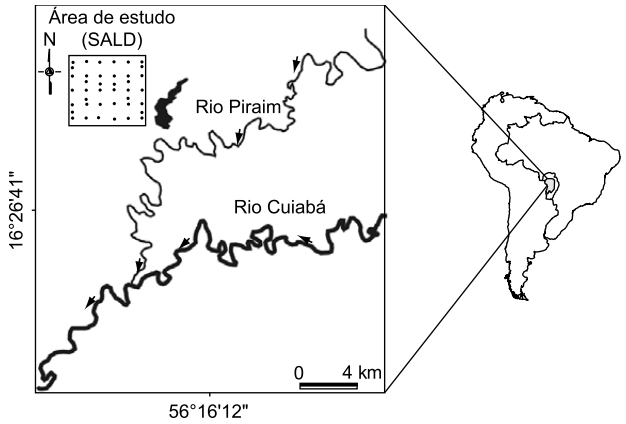


Figura 1. Localização do Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), Pantanal, Brasil.

Figure 1. Location of the Long-Term Sampling Site (LTSS), Pantanal, Brazil.

água registrada durante o estudo e a duração estimada pelo tempo máximo de alagamento em número de dias. Os mapas de inundação e topografia foram gerados a partir da interpolação por krigagem ordinária com 40 amostras para a inundação e 200 para a topografia, para maiores detalhes ver Fantin-Cruz (2008). Os valores interpolados da intensidade, duração da inundação e topografia foram recodificados em três categorias ordinais de acordo com a Tabela 1.

Para analisar as relações espaciais, o mapa de vegetação foi cruzado com os mapas de intensidade de inundação, duração da inundação e topografia aos pares. Cada cruzamento resultou em uma tabela de contingência, que apresenta a área de intersecção entre as classes cruzadas, nas quais cada mapa foi considerado como uma variável. A associação entre as variáveis da tabela foi verificada pelo teste de Qui-quadrado (X^2). Para os valores de X^2 significativos foram calculados o coeficiente de correlação de Cramer (Φ). Este coeficiente varia de zero a um e foi utilizado como o indicativo de associação entre as variáveis cruzadas. O método descrito acima foi o mesmo seguido por Ruggiero et al. (2006).

Os pontos de controle foram, em seguida, utilizados na análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) para testar o efeito da inundação (intensidade e duração) e topografia sobre as unidades fitofisionômicas e observar se as relações ecológicas detectadas a partir da sobreposição de mapas mantiveram as relações identificadas na escala de campo.

Os procedimentos de classificação das unidades fitofisionômicas foram realizados no Spring 4.3.3 (INPE), já os cruzamentos de mapas foram efetuados no IDRISI Andes (Clark Lab).

Resultados

1. Caracterização das unidades fitofisionômicas

No SALD foram identificadas quatro unidades fitofisionômicas (Figura 2). Dentre elas, o Campo inundável (Savana gramínio-lenhosa sazonalmente inundável) foi a unidade predominante cobrindo 56,4% da área, seguida pela Cordilheira (Savana arbórea densa com *Curatella americana* L. e *Dpteryx alata* Vogel.) com 23,0%, Landizal (Floresta sempre verde sazonalmente inundável com *Calophyllum brasiliense* Camb.) com 10,5% e Camabarazal (Floresta monodominante sazonalmente inundável de *Vochysia divergens* Pohl.) com 10,1%.

O desempenho médio da classificação foi de 97,4% e confusão média de 2,6%. Salienta-se que a validação refere-se à classificação

Tabela 1. Níveis de categorização dos mapas de intensidade e duração da inundação e topografia.

Table 1. Category levels of the maps of flood intensity and duration and topography.

Parâmetros	Baixa	Média	Alta
Intensidade (cm)	0-20	20-40	40-60
Duração (dias)	0-65	65-130	130-190
Topografia (m)	<113,5	113,5-114,0	>114,0

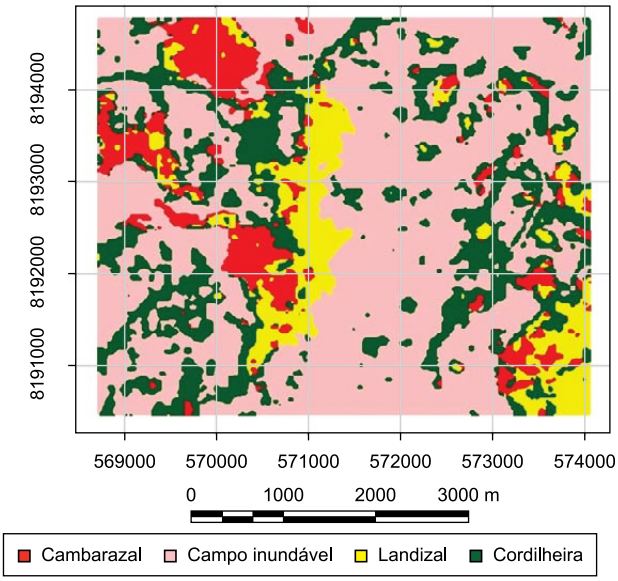


Figura 2. Mapeamento das unidades fitofisionômicas no Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), Pantanal, Brasil.

Figure 2. Mapping of the phytophysiognomic units in the Long-Term Sampling Site (LTSS), Pantanal, Brazil.

das áreas de amostragem de campo, também utilizadas para extração das assinaturas espectrais. Classificações errôneas ocorrem principalmente entre as unidades fitofisionômicas Landizal e Cambarazal com confusão de 4,0%.

2. Topografia

De modo geral, o SALD apresenta uma superfície inclinada no sentido NE/SO onde a menor cota topográfica medida foi de 112,52 m e a maior de 116,56 m, definindo uma variação topográfica de 4,04 m. A maior parte da área (43%) encontra-se em altitudes superiores a 114,0 m (altas), seguido por 113,5 a 114,0 m em 40% da área (médias) e 17% em altitudes inferiores a 113,5 m (baixa; Figura 3).

3. Inundação

Durante o período de estudo, observa-se que o nível hidrométrico máximo do rio Cuiabá em Porto Cercado foi de 4,45 m (Figura 4), pouco inferior aos 4,54 m da média máximas anuais neste local.

Em relação à variação espacial das inundações, as maiores profundidades de água foram medidas no dia 23/02/07. Nesta data, a profundidade variou de zero a 63 cm, quando 57,1% da área estavam inundadas com profundidades de 20 a 40 cm (média), seguida pelas regiões com profundidades de zero a 20 cm com 22,9% (baixa) e 40 a 60 cm com 9,2% (alta; Figura 5a). Já a duração da inundação

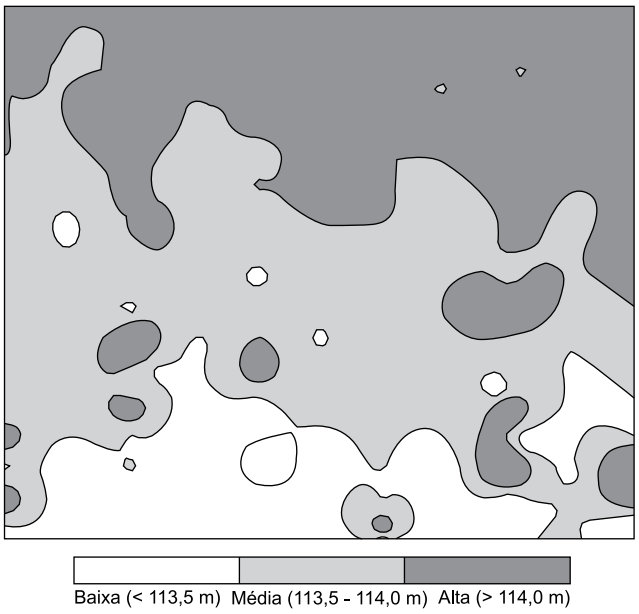


Figura 3. Superfície topográfica do Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), Pantanal, Brasil.

Figure 3. Surface topography of the Long-Term Sampling Site (LTSS), Pantanal, Brazil.

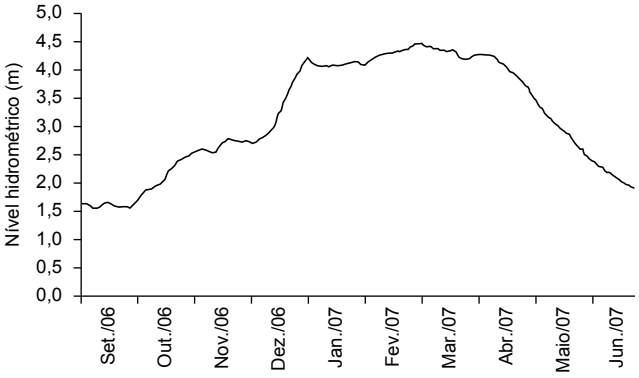


Figura 4. Hidrograma do rio Cuiabá em Porto Cercado do período de setembro de 2006 a julho de 2007.

Figure 4. Hydrogram of the Cuiabá River in Porto Cercado from September 2006 to July 2007.

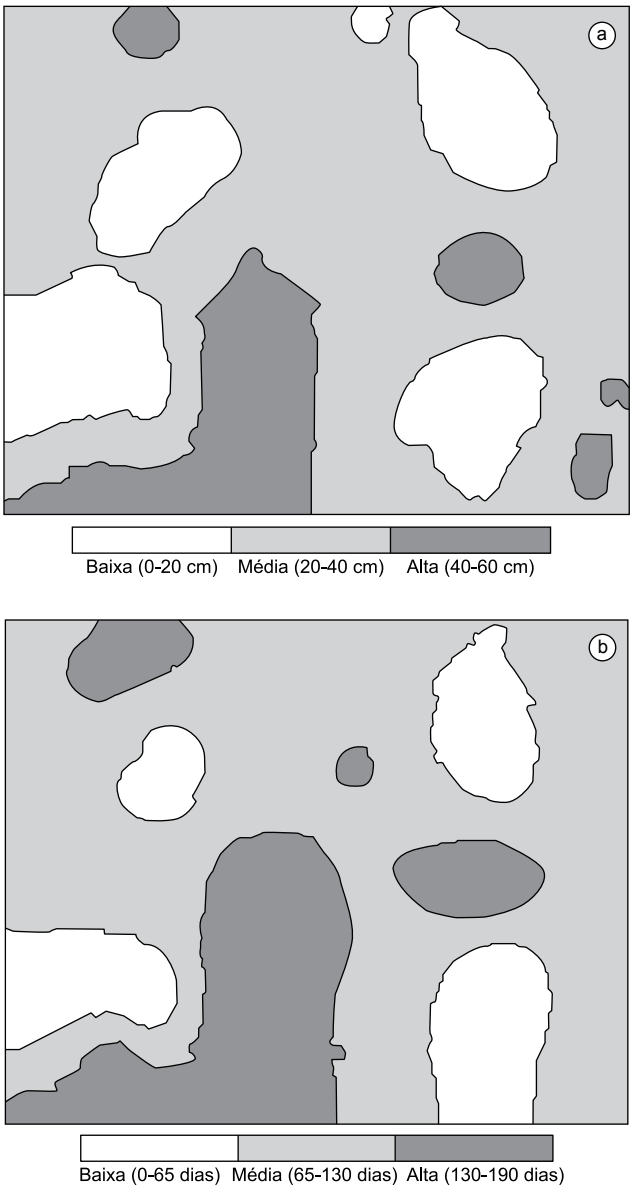


Figura 5. a) Mapeamento da intensidade e b) duração da inundação Sítio de Amostragem de Longa Duração (SALD), Pantanal, Brasil.

Figure 5. a) Mapping of flood intensity and b) duration in the Long-Term Sampling Site (LTSS), Pantanal, Brazil.

variou espacialmente de zero a 195 dias. Cerca de 61% da área permaneceram inundadas entre 65 e 130 dias (média), 21% com duração de inundação entre 130 a 195 dias (alta) e 17% de zero a 65 dias (baixa; Figura 5b).

4. Relações entre intensidade e duração da inundação e topografia

Para os pontos amostrais levantados em campo, foram obtidos modelos de regressão para a relação entre a cota topográfica e a duração da inundação (Figura 6a), cota com a intensidade da inundação (Figura 6b) e entre a intensidade e duração da inundação (Figura 6c). Apesar dos modelos serem significativos, a topografia pouco explica a variabilidade espacial da intensidade e duração da inundação (14 e 22%, respectivamente), pois se observa uma grande dispersão em torno da linha de tendência (Figura 6a, b). O mesmo não acontece com a relação entre a intensidade e duração, fatores que se mostraram fortemente correlacionados ($r^2 = 0,85$).

5. Relações entre fitofisionomia, inundação e topografia

O conjunto dos mapas utilizados nos cruzamentos (Figuras 2, 3 e 5) permitiu a determinação da distribuição relativa das unidades fitofisionômicas nas classes categóricas de inundação (intensidade e duração) e topografia, representada na Figura 7. Nota-se que as unidades apresentam um nítido gradiente de distribuição entre os fatores analisados, com exceção do campo inundável. As preferências de ocorrência de cada unidade estão resumidas na Tabela 2.

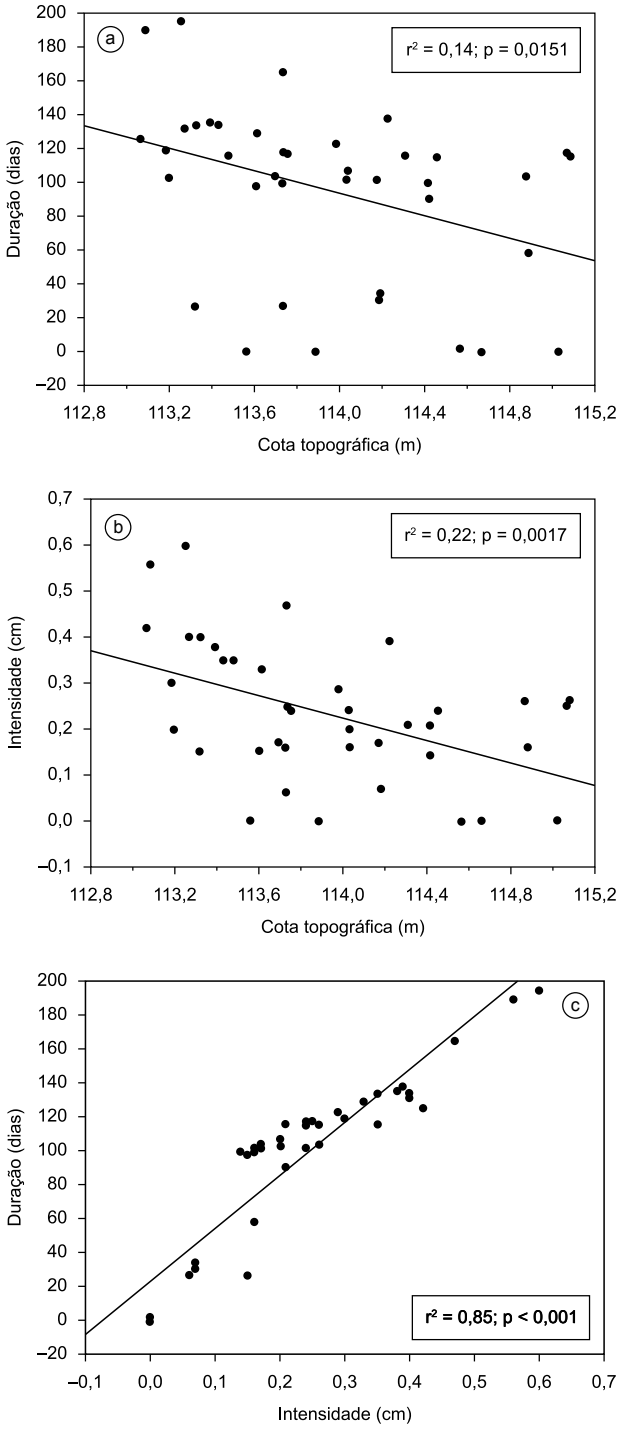


Figura 6. a) Relações entre a cota topográfica e a duração da inundação; b) cota topográfica e intensidade da inundação; e c) a intensidade e duração da inundação.

Figure 6. a) Relationships between the topographic quota and flood duration; b) topographic quota and flood intensity; and c) flood intensity and duration.

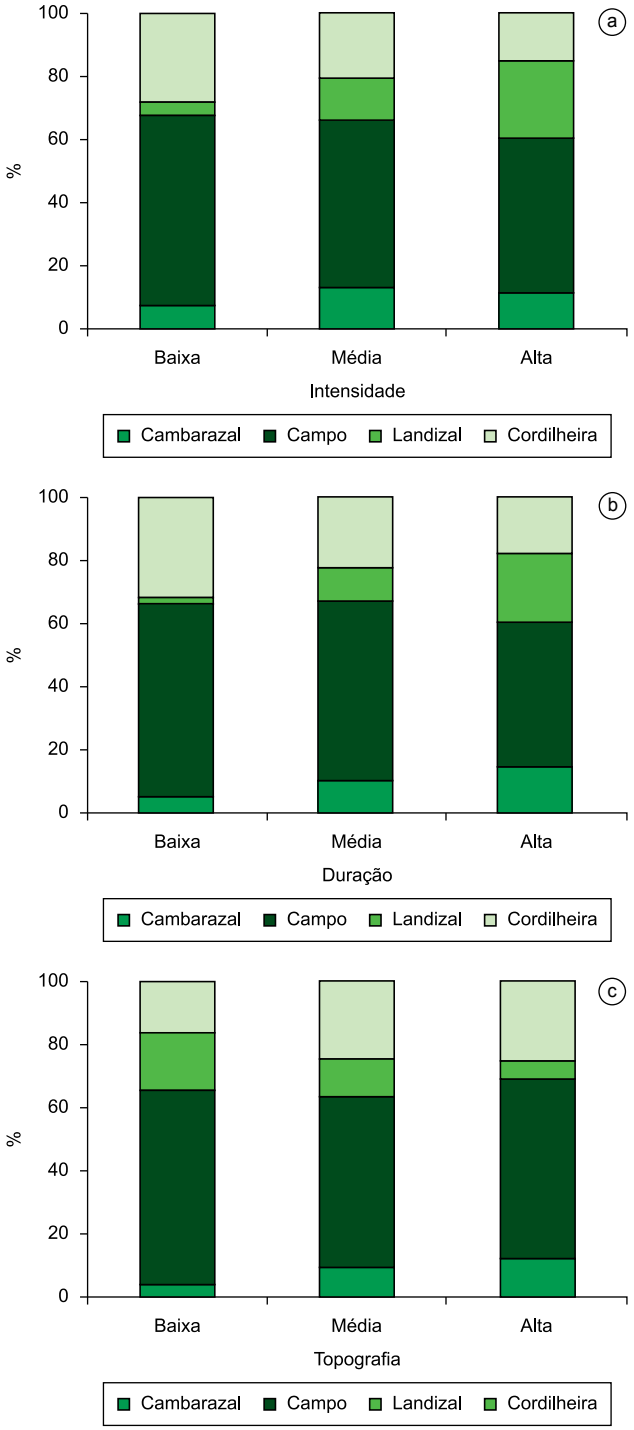


Figura 7. Distribuição relativa das unidades fitofisionômicas nos gradientes de: a) intensidade da inundação; b) duração da inundação; e c) topografia.

Figure 7. Relative distribution of the phytophysiognomic units in the gradients of: a) flood intensity; b) flood duration; and c) topography.

A tabulação cruzada dos valores categóricos extraídos dos mapas temáticos mostra valores de X^2 significativos no nível de 5% (Tabela 3). O cruzamento que apresentou o maior valor de Φ (coeficiente indica o nível de associação entre as variáveis) foi entre a fitofisionomia e a intensidade da inundação (Φ = 0,20). Hipotetiza-se que os valores geralmente baixos de Φ, não são somente uma função de uma limitada relação entre as variáveis, mas também das incertezas nas camadas espaciais interpoladas, que, devido à amostragem limitada, não representam as oscilações das variáveis em microescala. Os resultados das análises das amostras pontuais seguiram o mesmo padrão obtidos pela sobreposição de mapas, visto que, o teste de Kruskal-Wallis indicou diferenças significativas na

Tabela 2. Maior ocorrência das unidades fitofisionômicas em relação à inundação e topografia.

Table 2. Highest occurrence of phytophysiognomic units in relation to flooding and topography.

	Cambarazal	Campo	Landi	Cordilheira
Intensidade	Média	Baixa	Alta	Baixa
Duração	Alta	Baixa	Alta	Baixa
Topografia	Alta	Baixa	BaIxa	Alta

Tabela 3. Valores de Qui-quadrado (X^2) obtidos dos três cruzamentos, graus de liberdade (GL) e o coeficiente de Cramer (Φ).

Table 3. Chi-square (X^2) values obtained from the three cross-references, degrees of freedom (DF), and Cramer's coefficient (Φ).

Cruzamentos	X^2	Gl	Φ	p
Fitofisionomia × Intensidade	3221	8	0.20	< 0.01
Fitofisionomia × Duração	1775	8	0.15	< 0.01
Fitofisionomia × Topografia	1420	8	0.13	< 0.01

distribuição das unidades fitofisionômicas da intensidade (p = 0,014; Figura 8a) e duração da inundação (p = 0,037; Figura 8b), porém não da cota topográfica (p = 0,093; Figura 8c). Com isso, podemos afirmar que a intensidade da inundação é o principal dos fatores avaliados que está influenciando a distribuição das unidades fitofisionômicas no SALD.

Discussão

No Pantanal, a heterogeneidade fitofisionômica tem sido relacionada às variações do relevo e topografia (Ponce & Cunha 1993, Damasceno-Junior et al. 2005), à estrutura do solo (Zeilhofer & Schessl 2000) e aos padrões espaço-temporal da inundação (Rebellato & Cunha 2005, Arieira & Cunha 2006). Para tais relações as informações foram provenientes de coletas pontuais ao longo de transectos. Levantamentos fitofisionômicos a partir de dados de sensoriamento remoto são comumente utilizados do Pantanal, onde se destacam os trabalhos de Silva et al. (2000) através de levantamento aéreo e de Cunha et al. (2006) através de imagens de satélite (LandsatTM). No entanto, esses trabalhos apenas mapearam e caracterizaram as fitofisionomias, sem estabelecer relações estatísticas com os elementos da paisagem.

O pequeno número (quatro) de unidades fitofisionômicas encontradas no SALD é reflexo da pequena área amostrada, quando comparada a complexidade geoecológica desta região da planície. Uma vez que, estudos realizados por Silva et al. (2000) em todo o Pantanal, identificaram 16 tipos de unidades vegetacionais, e Cunha et al. (2006), para uma região da parte norte do Pantanal (Município de Poconé), apontou 14 tipos, sendo dois destes classificados como sistemas secundários (pastagens artificiais, canaviais).

A distribuição das unidades fitofisionômicas no SALD foi influenciada mais fortemente por aspectos ligados à inundação e não à topografia. Geralmente os efeitos da intensidade e duração da inundação e da topografia são analisados de maneira conjunta, supondo uma forte correlação entre esses parâmetros. Este tipo de suposição, sem uma correta avaliação, pode levar a conclusões equivocadas, visto que estes fatores, conforme o grau de associação entre eles, podem ser considerados como independentes em modelos preditivos.

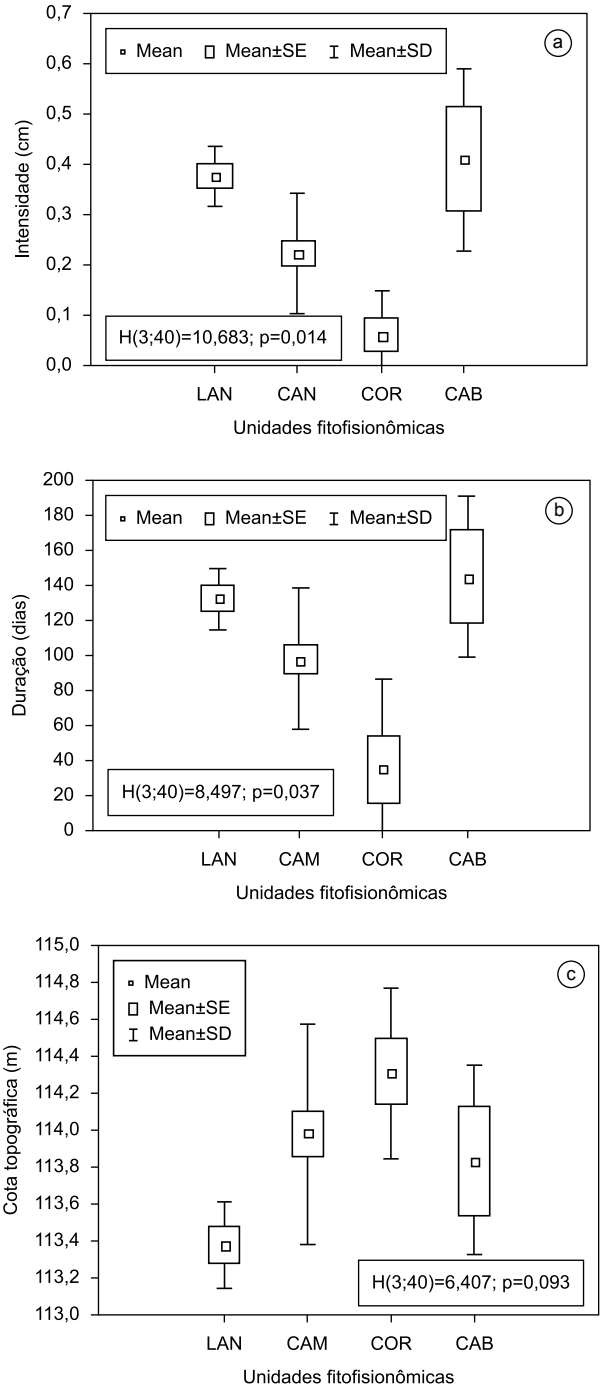


Figura 8. Análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) entre as unidades fitofisionômicas e: a) intensidade da inundação; b) duração da inundação; e c) cota topográfica (CAB = Cambarazal, CAM = Campo, COR = Cordilheira, LAN = Landizal).

Figure 8. Nonparametric analysis of variance (Kruskal-Wallis) among the phytophysiognomic units and: a) flood intensity; b) flood duration; and c) topographic quota (CAB = Cambarazal, CAM = Campo, COR = Cordilheira, LAN = Landizal).

Em estudos florísticos e fitofisionômicos realizados na Amazônia, comumente são observadas mudanças de composição e abundância ao longo de gradientes topográficos, onde associam aos locais topograficamente mais baixos as maiores durações e intensidades de inundação e aos locais mais altos um padrão inverso (Ferreira

2000, Cattanio et al. 2002, Ferreira & Almeida 2005). Vale ressaltar que a intensidade da inundação na Amazônia pode chegar a 14 m (Ferreira 2000), resultando supostamente em boas relações entre a inundação e a topografia.

No SALD, a baixa declividade do terreno associada a uma vegetação densa e contínua impõe ao escoamento uma elevada rugosidade que ocasiona as grandes diferenças locais na intensidade e duração da inundação. Neste aspecto, observa-se que os padrões espaciais das formas geomorfológicas determinam os padrões espaciais da inundação, formando um sistema hidrodinamicamente complexo. O efeito da geomorfologia sobre o padrão espacial da inundação também foi registrado por Poole et al. (2002) na planície de inundação do Nyak (EUA), Casco et al. (2005) na planície de inundação do baixo Paraguai (Argentina) e por Girard et al. (2010) para o Pantanal.

Neste contexto, ressalta-se a importância de um monitoramento espacializado da inundação no SALD, pois neste, a utilização da cota topográfica em mesoescala como variável preditora para a distribuição de populações animais e vegetais, conforme recomendado por Magnusson et al. (2005) seria imprópria, especialmente se a ecologia dos organismos estiverem ligadas a fatores hídricos. Uma vez que cotas topográficas semelhantes podem apresentar variações de intensidade de inundação de até 40 cm, considerada alta para uma área com valores máximos de inundação de 63 cm. Esta fraca correlação permitirá aos trabalhos futuros a formulação de novas hipóteses sobre os determinantes da distribuição espacial das comunidades biológicas, o que não seria possível em áreas onde os dois fatores se correlacionam fortemente.

De forma geral, as diferenças locais na inundação se refletem na distribuição das unidades fitofisionômicas na área de estudo. Como salientado por Junk et al. (1989), a inundação condiciona o espectro biológico da vegetação, pois longos períodos de inundação podem produzir estresse hídrico nas plantas como conseqüência da falta de oxigênio nas raízes, favorecendo espécies mais adaptadas a essas condições.

Os mapeamentos e sua sobreposição indicam uma predominância de formações herbáceas em toda a área de estudo, independente da intensidade e duração da inundação e da sua posição topográfica. Isso ocorre devido ao fato da área de estudo estar inserida em uma região parcialmente antropizada pela criação extensiva de gado, onde a limpeza e o plantio de pastos é uma prática comum, modificando a distribuição natural das fisionomias vegetais, principalmente na expansão do campo inundável que serve de alimento para o gado. Diferentemente, as três formações lenhosas apresentam distribuições naturais com mais claro condicionamento aos padrões da inundação. Vale ressaltar que Zeilhofer & Schessl (2000) mostraram que além da inundação aqui avaliada, os tipos de solo, principalmente a sua estrutura, apresentam efeito significativo na distribuição das unidades fitofisionômicas no Pantanal.

Quando se compara a maior área de ocorrência das unidades fitofisionômicas em cada fator, observou-se que houve uma fraca sobreposição das curvas de distribuição espacial que compõe o padrão da vegetação. Ou seja, a probabilidade da vegetação resistir às inundações determina a persistência do padrão fitofisionômico que é reflexo das condições hidrológicas médias encontradas em cada área ao longo do tempo (Mitsch & Gosselink 2000).

As relações observadas em escala espacial correspondem com as feitas em escala pontual, isto é, os processos ecológicos que regem este padrão não se alteram entre as duas escalas avaliadas. Isso indica que as condições de inundação as quais cada unidade é submetida podem ser inferidas a partir de imagens de satélite ou técnicas de estimação espacial. Estas constatações feitas em mesoescala devem ser avaliadas em outras regiões do Pantanal a fim de verificar se os padrões hidroecológicos encontrados no SALD são válidos para outros compartimentos da planície.

Assim, este trabalho evidenciou a existência de quatro unidades fitofisionômicas, entre elas o Campo inundável foi o que apresentou maior área de ocorrência, seguido pelas Cordilheiras, Landizal e Cambarazal, respectivamente. Cada unidade apresentou distribuições distintas, onde primeiramente a intensidade e em segundo lugar a duração da inundação foram identificadas como os fatores relacionados com a estruturação mesoescala tanto espacial (sobreposição de mapas) quanto local (amostras pontuais) das unidades fitofisionômicas no Pantanal norte.

Agradecimentos

Ao CNPq pela bolsa de estudo ao primeiro autor. Ao Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP) e ao Programa de Pesquisa Ecológico de Longa Duração (PELD-12) pelo apoio logístico. A Dra. Maria Luiza Porto, Dr. José Arenas Ibarra (Pepe) e aos revisores pelas contribuições e correções.

Referências Bibliográficas

AMARAL FILHO, Z.P. 1984. Solos do Pantanal Mato-Grossense. In Anais do X Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal. EMBRAPA-CPAP-UFMS, 265p. (EMBRAPA-CPAP, Documentos, 5).

ARIEIRA, J. & CUNHA, C.N. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de Vochysia divergens Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. Acta bot. bras. 20(3):569-580.

CASCO, S.L., CHIOZZI, N.I.B. & NEIFF, J.J. 2005. La vegetacion como indicador de la Geomorfologia Fluvial. Rev. bras. geomorfol. 1:123-136.

CATTANIO, J.H., ANDERSON, A.B. & CARVALHO, M.S. 2002. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. Rev. bras. Bot. 25(4):419-430.

COSTA, F.R.C., MAGNUSSON, W.E. & LUIZAO, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. J. Ecol. 93(5):863-878.

CUNHA, C.N. & JUNK, W.J. 2001. Distribution of wood plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. Int. J. ecol. environ. Sci. 27:63-70.

CUNHA, C.N., JUNK, W.J. & LEITÃO-FILHO, H.F. 2007. Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brasil: a preliminary typology. Amazoniana 19(3-4):159-184.

CUNHA, C.N., RAWIEL, P., WANTZEN, K.M., JUNK, W.J. & PRADO, A.L. 2006. Mapping and characterization of vegetation units by means of Landsat imagery and management recommendations for the Pantanal of Mato Grosso (Brazil), north of Poconé. Amazoniana 19(1-2):1-32.

DAMASCENO-JUNIOR, G.A., SEMIR, J., SANTOS, F.A.M. & LEITÃO-FILHO, H.F. 2005. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. Flora 200(2):119-135.

Departamento Nacional de Obras de Saneamento – DNOS. 1974. Estudos hidrológicos da Bacia do Alto Paraguai. Rio de Janeiro, 284 p. (Relatório Técnico UNESCO/PNUD).

FANTIN-CRUZ, I. 2008. Dinâmica da inundação em mesoescala na planície de inundação do rio Cuiabá - Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

FERREIRA, L.V. & ALMEIRA, S.S. 2005. Relação entre a altura de inundação, riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de igapó, na Amazônia central. Ver. Árvore 29(3):445-453.

FERREIRA, L.V. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: implications for future design of protected areas. Biodivers. Conserv. 9(1):1-14.

GIRARD, P., FANTIN-CRUZ, I., OLIVEIRA, S.M.L. & HAMILTON, S.K. 2010. Small-scale spatial variation of inundation dynamics in a floodplain of the Pantanal (Brazil). Hydrobiologia 638(1):223-233.

JUNK, W.J., BAILEY, P.B. & SPARKS, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. J. Fish. aquat. Sci. 106:110-127.

MAGNUSSON, W.E., LIMA, A.P., LUIZÃO, R., LUIZÃO, F., COSTA, F.R.C., CASTILHO, C.V. & KINUPP, V.F. 2005. RAPELD: A modification of the Gentry method for biodiversity srveys in long-tern ecological research sites. Biota Neotrop. 5(2): http://wwww.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/astract?point-of-view+bn01005022005 (último acesso em 14/07/2009).

MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. 2000. Wetlands. 4 ed. Van Nostrand Reinhold, New York, 920p.

NEIFF, J.J. 1990. Ideas for an ecological interpretation of the Paraná. Interciencia 15(6):424-441.

NEIFF, J.J. 2001. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. In El Agua en Iberoamerica, Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura (A.F. Cirelli, ed.). CYTED, Argentina, p. 83-112.

NEIFF, J.J., CASCO, S.L. & ORFEO, O. 2005. Método para la medición de la conectividad entre procesos hidrológicos y geomorfológicos en ríos entrelazados. Rev. bras. geomorf. 6(1):75-83.

PCBAP. 1997. Diagnostico dos meios físico e biótico. Projeto Pantanal, Programa Nacional do Meio Ambiente. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. MMA/PNMA, Brasília, 433p.

PENHA, J.M., DA SILVA, C.J. & BIANCHINI, I. 1999. Productivity of the aquatic macrophytes Pontederia lanceolata Nutt. (Pontederiaceae) on the floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brazil. Wetl. Ecol. Mgmt. 7(3):155-163.

PONCE, V.M. & CUNHA, C.N. 1993. Vegetated eartmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis With special reference to the Pantanal do Mato Grosso. J. Biogeogr. 20:219-225.

POOLE, G.C., STANFORD, J.A., FRISSEL, C.A. & RUNNING, S.W. 2002. Three-dimensional mapping of geomorphic controls on floodplain hydrology and connectivity from aerial photos. Geomorphology 48(4):329-347.

REBELLATO, L. & CUNHA, C.N. 2005. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé MT, Brasil. Acta. Bot. Bras. 19(4):789-799.

RUGGIERO, P.G.C., PIVELLO, V.R., SPAROVEK, G., TERAMOTO, E. & PIRES NETO, A.G. 2006. Relação entre solo, vegetação e topografia em área de cerrado (Parque Estadual de Vassununga, SP): como se expressa em mapeamentos? Acta Bot. Bras. 20(2):383-394.

SILVA, M.P., MAURO, R.A., MOURÃO, G.M. & COUTINHO, M.E. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. Rev. Bras. Bot. 23(2):143-152.

ZEILHOFER, P. & SCHESSL, M. 2000. Relationship between vegetation and environmental conditions in the Northern Pantanal of Mato Grosso, Brazil. J. Biogeogr. 27(1):159-168.

Recebido em 23/10/09
Versão reformulada recebida em 25/02/10
Publicado em 07/04/10

DNA barcoding and traditional taxonomy unified through Integrative Taxonomy: a view that challenges the debate questioning both methodologies

Amanda Ciprandi Pires[1,2] & Luciane Marinoni[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Entomologia, Departamento de Zoologia,
Universidade Federal do Paraná – UFPR,
CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil, e-mail: lmarinoni@ufpr.br
[2]Corresponding author: Amanda Ciprandi Pires, e-mail: amandaciprandi@yahoo.com.br

PIRES, A.C. & MARINONI, L. **DNA barcoding and traditional taxonomy unified through Integrative Taxonomy: a view that challenges the debate questioning both methodologies**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?thematic-review+bn03110022010.

Abstract: The taxonomic crisis, emphasized in recent years, is marked by the lack of popularity (lack of interest in taxonomy) and financial incentives to study biodiversity. This situation, coupled with the issues involved with the necessity of knowing many yet undiscovered species, has meant that new technologies, including the use of DNA, have emerged to revitalize taxonomy. Part of the scientific community, however, has rejected the use of these innovative ideas. DNA barcoding has especially been the target of numerous criticisms regarding its application, as opposed to the use of morphology. This paper aims to highlight the inconsistency of the debate involving DNA versus morphology, since there is a proposal for the integration of traditional taxonomy and DNA barcoding - the integrative taxonomy. The positive and negative points of this proposal will be discussed, as well as its validity and application. From it, the importance of morphology is recognized and the revitalization of traditional taxonomy is achieved by the addition of technologies to overcome the taxonomic impediment.
Keywords: *biodiversity, COI, species, taxonomic impediment, morphology.*

PIRES, A.C. & MARINONI, L. **União entre DNA barcoding e taxonomia tradicional através da Taxonomia Integrativa: uma visão que contesta o debate questionando uma ou outra metodologia**. Biota Neotrop 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?thematic-review+bn03110022010.

Resumo: A crise taxonômica, em destaque nos últimos anos, é marcada pela falta de popularidade (desinteresse pela formação taxonômica) e incentivos financeiros direcionados ao estudo da biodiversidade. Esta situação somada às questões envolvidas com a necessidade de se conhecer as inúmeras espécies ainda desconhecidas tem feito com que novas tecnologias, dentre elas o uso do DNA, tenham surgido como propostas para revitalização da taxonomia. Uma parte da comunidade científica, entretanto, tem rejeitado o uso dessas idéias inovadoras. O DNA barcoding, principalmente, tem sido alvo de inúmeras críticas quanto à sua aplicação em contraposição ao uso da morfologia. O presente artigo visa destacar a inconsistência do debate DNA versus morfologia, pela existência de uma proposta que corresponde à união entre a taxonomia tradicional e o DNA barcoding - a taxonomia integrativa. Os pontos favoráveis e desfavoráveis dessa proposta serão discutidos assim como a sua validade e aplicação. Com ela, a importância da morfologia é reconhecida e ao mesmo tempo tem-se a revitalização da taxonomia tradicional pela aderência das tecnologias incitadas para transposição do impedimento taxonômico.
Palavras-chave: *biodiversidade, COI, espécie, impedimento taxonômico, morfologia.*

Introduction

Taxonomy, the science dedicated to discovering, describing, naming, and identifying species and other taxa, has been the subject of many debates (Lee 2002, Blaxter & Floyd 2003, Lipscomb et al. 2003, Moritiz & Cicero 2004, Prendini 2005, Meier et al. 2006, Carvalho et al. 2008) that center on the use of revolutionary ideas (Godfray 2002, Hebert et al. 2003, Tautz et al. 2003) that can help it overcome the "taxonomic crisis" of the last decades (Wilson 1985). This crisis is mainly characterized by a lack of specialists in several groups and geographic areas, and by insufficient funding for taxonomic work (Godfray 2002, Mallet & Willmott 2003).

As a means to revitalize traditional taxonomy and help it rise above the taxonomic crisis, alternative and complementary approaches have been promoted, for example; molecular taxonomy (Tautz et al. 2003, Hebert et al. 2003), information technology, the development of investment funds (Wheeler 2007) and increased utilization of cybertools (Pyle et al. 2008, La Salle et al. 2009). Among those proposals, DNA barcoding (Hebert et al. 2003) has been particularly successful in the identification and delimitation of new species from various groups (Hebert et al. 2004, Ward et al. 2005, Cywinska et al. 2006, Hajibabaei et al. 2006a, b, Smith et al. 2007, Borisenko et al. 2008, Kerr et al. 2009). This method has received increased acceptance because it is simple and affordable (Padial & De La Riva 2007).

In spite of the wide acceptance of DNA-based methods, however, a large portion of the taxonomic community has rejected them, fearing that they will deviate funds and incentives from, and represent a threat to traditional morphology (Dunn 2003, Ebach & Holdrege 2005a, Gregory 2005, Savolainen et al. 2005, Cameron et al. 2006).

In this context, the discussion that follows seeks to emphasize an already existing proposal to integrate traditional taxonomy and DNA barcoding (among other approaches), the integrative taxonomy (Dayrat 2005). This proposal aims to combine different sources of data to recognize and delimitate species. In this view, any information that contributes to such goal is considered as an aid to taxonomy. Thus, within the context of integrative taxonomy, debates questioning this or that methodology become pointless.

First we will discuss the proposal to use DNA data to overcome the taxonomic crisis. Following that, we will raise the issue of "morphology versus DNA". Then, we will discuss the collaboration between DNA barcoding and traditional taxonomy within the context of an integrative taxonomy. The validity of this approach and recent applications will be emphasized. We are aware that Integrative Taxonomy, as originally proposed by Dayrat (2005), has been defined as the science that aims to delimit the units of life's diversity from several multiple and complementary perspectives (phylogeography, comparative morphology, population genetics, ecology, development, behavior etc). However, in the present review we will focus on the integration DNA and morphology and how this approach can be used to solve taxonomic problems that result from the isolated use of either source of information.

Revitalizing Taxonomy Through DNA Barcoding

The description and identification of species are fundamental to biology. Without taxonomy, biologists in various disciplines would be unable to report their empirical findings or to access available information on their target organisms because they would not be sure of their identities. Taxonomy lays the foundations for the construction of the tree of life, makes baseline data available for conservation and ecology studies, and affords humans the possibility to take advantage of the underutilized resources offered by the earths' biodiversity (Wilson 2004). Despite its importance as a foundation for other disciplines, taxonomy is one of the most neglected fields of research, suffering from low financial investment from fomenting agencies and, probably as a reflex of this, low interest from biology students (Godfray 2002, Wilson 2003).

Two and a half centuries after Linnaeus, there are between 1.5 to 1.8 millions of described species, with an estimate that between five and 100 million species await discovery and description (Wilson 2003). For this reason, the advent of new approaches to stimulate and advance taxonomy, both in terms of investment and popularity, were inevitable (Godfray 2002, Hebert et al. 2003, Tautz et al. 2003, Wheeler 2007, La Salle et al. 2009).

DNA methods aiming to modernize taxonomy were then proposed. Hebert et al. (2003) incited the study of molecular diversity as a means to recognize and identify organisms by bringing up the inherent limitations of morphology, and the steady decrease in the number of specialists available for the task of uncovering our yet unknown diversity. The following limitations of morphology-based taxonomy were mentioned by them:

- Phenotypic plasticity in the characters employed for species recognition lead to incorrect identifications;
- Morphologically cryptic species are often overlooked;
- There is a lack of taxonomic keys to identify immature specimens of many species; and
- Traditional taxonomy requires high levels of expertise in any given group and is therefore restricted to specialists.

According to those authors, because DNA sequences are unique for each species, they can be viewed as genetic 'barcodes' and have the potential to solve the problems inherent to the kind of taxonomy practiced so far. With a possible nucleotide variation of four nitrogenous bases (A, T, C, G) at each site, there are 4^n (where "n" corresponds to the number of nucleotides surveyed) possible codes for any given sequence, making it possible to identify every taxon. The survey of just 15 nucleotide positions can identify 1 billion (4^{15}) species. The identifications can be performed quickly and at low cost, without the need of a taxonomist in the group. Additional advantages of the method would be the possibility of identifying individuals at any stage of development, and the prospect of discriminating between morphologically identical species.

DNA barcoding is a taxonomic system structured on sequence information from a short stretch of a core DNA sequence. A region of approximately 648-pb of the mitochondrial gene cytochrome c oxidase I (COI) was initially proposed as the barcode source to identify and delimit all animal species (CBOL, Consortium for the Barcode of Life, available at http://www.barcoding.si.edu/DNABarCoding.htm). The methodology involves the sequencing of that portion of DNA, followed by a comparison with other sequences previously deposited in a database. Species are identified by matching the obtained sequence with sequences of known identity already in the database (Hebert et al. 2003).

The COI was chosen for animal barcoding because of the following advantageous characteristics: First, as in other mitochondrial protein-coding genes, indels (insertions/deletions) are rare, since most lead to a shift in the reading frame (and consequent elimination from the population). Second, universal primers for COI are very robust, enabling the sequencing of representatives of most, if not all, animal phyla. Lastly, COI appears to possess a great range of phylogenetic signal, showing fast rates of nucleotide substitution that not only enable the discrimination of cryptic species, but also can reveal phylogeographic structures within a species (Hebert et al. 2003).

The COI of plants and fungi, on the other hand, is not suitable for DNA barcoding. Like other mitochondrial genes in these groups, it evolves too slowly for species-level discriminations (Chase & Fay 2010). For this reason, alternative stretches of DNA have been

proposed as target sequences for the barcoding of these organisms. Two regions of the plastidial DNA have been recommended for terrestrial plants: *matK* and *rbcL* (CBOL Plant Working Group 2009). For fungi, the internal transcribed spacer (ITS) region of the ribosomal DNA has afforded the best results (Chase & Fay 2010). Given the fact that a massive amount of literature on the subject refers to the animal kingdom, we will focus the remaining of our discussion on the uses of barcoding in animal taxonomy.

Researchers studying microorganisms were the first to practice a genomic-mediated taxonomy (Pace 1997, Patel et al. 2000, Hebert et al. 2003), long before Hebert et al. (2003). In fact, molecular tools cannot be considered as an innovation to taxonomy, since they have already been used to identify and distinguish between species for a few decades (Sperling et al. 1994). The use of DNA probes (a single-stranded DNA molecule used to detect the presence of a complementary sequence), for exemple, dates back over 30 years, when it was used in the identification and phylogeny of eubacteria and archeobacteria (Fox et al. 1980, Vogler & Monafhan 2007). In this context, DNA barcoding can be seen as an attempt to revolutionize the study of biodiversity, and has proven to be a powerful tool in the identification of various species.

The idea of identifying and being able to distinguish between species using a short DNA sequence has captured the imagination of many taxonomists, geneticists and researchers involved in biodiversity studies. On April 2004, The *Consortium for the Barcode of Life* (CBOL) was formed with the help of a concession from the Sloan Foundation, a philanthropic entity created by *General Motors*. Today, the CBOL involves cooperation between 170 organizations worldwide. The organization aims to explore and develop the barcode as global standard for species identification (available at http://www.barcoding.si.edu/).

The wide acceptance of the barcode of life reflects its scientific success since it was first proposed (Hebert et al. 2004, Ward et al. 2005, Cywinska et al. 2006, Hajibabaei et al. 2006a, Smith et al. 2007, Borisenko et al. 2008, Kerr et al. 2009). Besides having attracted large sums of money, DNA barcoding research has been facilitated by the Barcode of Life Data System (BOLD), an online resource available to the scientific community (http://www.boldsystems.org/views/login.php#). This resource offers tools that allow researchers to perform neighbor-joining clustering, to store information on the different groups studied, and to identify taxa using an updated sequence library, among other things.

In 2003, Tautz et al. (2003) published an article arguing for the need of a DNA-based taxonomy. The authors defended that the recent genomic revolution had laid the foundations for the development of a universal taxonomic system centered on DNA data. They proposed to substitute the existing classification with a system in which a small portion of the genome is sequenced and used both for species classification and identification. In this way, DNA sequences would become part of the type-material. Such a system would help the scientific community get out of the current taxonomic crisis, and facilitate the progress of biodiversity research.

Though similar to DNA barcoding in various aspects, the program proposed by Tautz et al. (2003) did not recommend a target sequence. Specialists were encouraged to develop and utilize markers that are appropriate for their respective groups. The possibility of using more than one sequence was discussed. The manuscript, built upon an earlier publication by the same authors (Tautz et al. 2002), was important at an earlier stage of DNA-based methods acceptance, but was practically obfuscated by the publication of Hebert et al. (2003), which is considered the main trigger of the current taxonomic revolution.

New paradigms often generate tension in the scientific community, and things have been no different with molecular taxonomy, particularly DNA barcoding. From the start, this proposal has faced original reactions from scientists, particularly systematists, generating a number of debates on morphology versus DNA. In these debates, the opinions vary from enthusiastic support to extreme negation.

Morphology vs. DNA

1. Criticisms on the foundations and technical aspects of a DNA-based taxonomy

The possible loss of the intellectual content of taxonomy by reducing it to a job of performing molecular identifications was one of the first reactions to the proposal of a DNA-based taxonomy (Lipscomb et al. 2003). The looming threat of seeing the study of the earths' biodiversity reduced to a technical activity in which the hypothesis testing procedure no longer has a place has haunted many taxonomists since the initial publications of Paul Hebert and collaborators. From this point on, many criticisms on DNA barcoding have followed.

What would be the real meaning of this new method? Who would use it and what are the real costs involved? Cameron et al. (2006) questioned the feasibility of molecular identifications being performed by the general public, arguing that molecular methods require laboratory procedures for tissue extraction and retention of vouchers and their complete collecting information, thus confining their use to the scientific community. Consequently, DNA-based methods would be unavailable to those who need to preserve biodiversity, being therefore useless in popularizing taxonomy. Furthermore, Cameron et al. (2006) calculated the costs of obtaining barcode sequences, and concluded that maintaining this methodology in the frontline of biological identifications would cost more than its proponents had initially envisioned. Even though the US$ 5.00 value calculated for each sequence is not a large amount, sampling 10 individuals per species, as suggested by Hajibabaei et al. (2005), and the need to obtain even more sequences for each taxon (Meyer & Paulay 2005), would greatly increase the predicted financial costs of barcoding. Summarizing, these two arguments advanced that DNA barcoding would neither reduce the costs of taxonomy nor make it more accessible to the general public.

Traditional taxonomists have also questioned the issue of taxon sampling (Sperling 2003, Moritz & Cicero 2004, Meyer & Paulay 2005). An effective environment for DNA classification would need to include a database where each taxon is optimally represented. Otherwise, species classification would be deficient (Meyer & Paulay 2005). To account for this problem, the optimal representation in the database would have to be much larger than 10 individuals per each species (Meyer & Paulay 2005). Limited geographical sampling, as generally performed in DNA barcoding (Hebert et al. 2003) research, has also been questioned, as it would generally fail to find species that have diverged more recently (sister-species). By focusing on populations that are genetically similar, such studies tend to overlook the still unknown diversity (Sperling 2003).

The use of DNA barcoding to delimit new species has also been a target of criticism (Cicero & Moritz 2004, Lee 2004, Ebach & Holdrege 2005b, Rubinoff et al. 2006). The reliability of such procedure depends on an effective distinction between intra- and interspecific variation, which is missing for several of the taxa studied, as indicated by significant juxtaposition of sequences (Meyer & Paulay 2005, Cognato 2006, Meier et al. 2006, Whitworth et al. 2007). This issue weakens the argument that DNA barcoding can effectively achieve one of its goals, that of accelerating the discovery

of biodiversity. The current situation of taxonomy would only be improved by the barcoding initiative if the target sequence was constant between individuals of a species and different from all other species (Prendini 2005, Meyer & Paulay 2005, Rubinoff et al. 2006). According to DeSalle (2006), the issues commonly raised against DNA barcoding will only disappear when researchers understand that DNA is an extension (and augmentation) of taxonomy, and that it can be used only for species identification, not delimitation.

The use of molecular distances to construct the neighbor-joining trees used in DNA barcoding to place the different sequences within a taxonomic context (Hebert et al. 2004, Ward et al. 2005, Hajibabaei et al. 2006a, Borisenko et al. 2008, Kerr et al. 2009) has also been criticized (DeSalle et al. 2005, Cognato 2006). Distance-based analyses result in phenetic clusters; the latter are not indicative of common origin, and should therefore be disregarded (DeSalle et al. 2005). Furthermore, according Cognato (2006), because phenetic analyses are based on total similarity, they fail to recover information on homology and homoplasy. As a result, the evolutionary aspect of recognizing specific units is forsaken, generating unreliable identifications.

An additional criticism to molecular taxonomy worth mentioning is the lack of a well-defined species concept that can be used consistently in DNA barcoding (Rubinoff et al. 2006). The recognition of species through sequence clusters, based exclusively on percentages of molecular divergence (MOTUS, molecular taxonomic operational units) (Blaxter & Floyd 2003, Blaxter 2004) could potentially alienate us from the natural world and its richness in form, behavior and ecology (Prendini 2005). The use of MOTUS tends to be deficient particularly because it does not provide evolutionary information about taxa, a feature that is common to other methods of analysis based on similarity (Rubinoff et al. 2006).

Technical problems with the use of a mitochondrial gene to delineate species boundaries have also been subjected to criticisms (Rubinoff et al. 2006). Certain evolutionary characteristics of the mitochondrial genome make this organelle inadequate as the only source of data for animal classification (Rubinoff et al. 2006). In fact, several authors have considered classifications based solely on a one character system as doomed to fail (Ebach & Holdrege 2005a, DeSalle et al. 2005, DeSalle 2006). Criticisms to the exclusive use of mitochondrial genes are based on the artifacts of paraphyly or polyphyly found in more than 20% of the studies based on these genes (Funk & Omland 2003, Meyer & Paulay 2005). These results reflect certain aspects of the evolution of the mitochondria, which can potentially obscure the real evolutionary history of organisms (for a revision of the causes and consequences of the factors responsible for deviations from monophyly at the mitochondrial level see Funk & Omland 2003 and Rubinoff et al. 2006).

The restrictions imposed by the very nature of the mitochondrial genome has triggered a series of criticisms to DNA barcoding on top of all other caveats already mentioned (Rubinoff 2006, Rubinoff et al. 2006). Against the DNA barcoding method, several opponents have advanced that the increased use of molecular tools can be prejudicial to alpha-taxonomy (Seberg et al. 2003, Sperling 2003, Wheeler et al. 2004, Ebach & Holdrege 2005b); that researchers armed with DNA barcoding protocols want to engage in broad biotic studies without having to learn how to use a taxonomic key (Ebach & Holdrege 2005b); and that they compete with traditional taxonomy for funds.

2. DNA-based taxonomy from the point of view of its proponents

So far we have discussed the points of view of those who have initially expressed concerns about the possible impacts of DNA barcoding on the future of morphology and biodiversity studies. We have also clarified their views regarding the use of DNA in taxonomy. From this point on, we will elaborate on the position of those who have defended the use of DNA barcoding, often as a response to the questions raised in the previous sections.

With respect to the costs involved in developing a taxonomy strongly based on DNA, Hebert & Gregory (2005) pointed out that the expenses are only one aspect of this initiative and that they can be managed. Furthermore, the generation of a system of identification that is fast, reliable and accessible would offset the costs of implementing it. The economic benefits of excluding an exotic pest identified through barcoding, for example, would potentially pay off the costs of finding it. Another argument that invalidates these criticisms is the progressively decreasing costs of obtaining a sequence, soon to be in the 2-dollar average.

Regarding the issue of using DNA barcoding to delimit species, proponents of the method argue that the objective of this initiative is merely the clarification and delimitation of new taxa by highlighting groups that are genetically distinct (Hebert & Gregory 2005). To them, DNA barcoding, in and of itself, will never provide sufficient information to describe a species. It can, at most, reveal genetically distinct lineages that, combined with other sources of data, will be given a Linnaean name. These researchers also point out that DNA barcoding does not guarantee complete taxonomic resolution, but it does promise proximity, giving species-level resolution in 95 to 97% of cases (Hebert et al. 2004, Ward et al. 2005), rebutting the argument that there is not a well-defined pattern of genetic distance separating species (Hebert & Gregory 2005).

The arguments against the use of genetic distances in barcoding have been refuted based on the claim that the method does not aim to recover phylogenetic relationships, but to identify unknown species and to aid the discovery of new ones. Proponents of the method have emphasized that the place of a sequence in a distance tree, essential to its taxonomic placement, should be viewed as a hypothesis, not a fact (Hebert & Gregory 2005). Consequently, there is no reason to reject this initial analysis of the data.

The use of MOTUs as a species concept, with a similar reach as the traditional species, was defended by Blaxter (2004). A system based on molecular operational taxonomic units, according to him, would allow fast and efficient identifications, as already obtained for organisms that are difficult to study morphologically (bacteria), including yet unknown taxa. It also facilitates research on the evolutionary patterns of diversity by providing sequence data for phylogenetic analyses (Blaxter 2004, 2006). Blaxter (2006) disagreed with the idea that the use of MOTUs lacks an evolutionary criterion and pointed out that associations between MOTUs and traditional species have been found to correspond to results obtained with phylogenies (Blaxter et al. 2005).

Gregory (2005) elaborated on some misunderstandings common to the morphology versus DNA debate, particularly with respect to DNA barcoding. He first discussed the belief that the current approach to biodiversity discovery will be replaced. He pointed out that the barcoding of life will aid in the discovery of new species, but that new taxa should not be named or described only on the basis of the target sequence. Specimens would ideally be sent to a specialist, who would study and analyze the morphology in order to name and describe the species. Species descriptions would not only involve detailed study of the voucher, but also the acquisition of high resolution images, collecting data, and other additional information. The second issue discussed by Gregory (2005) was the fear that DNA barcoding will divert funds from taxonomy. The author defended that such a threat is not real, because the method would more likely compete for funds with equivalent proposals in physics, medical and comparative

genomics projects rather than taxonomic research (Gregory 2005, Hebert & Gregory 2005).

The decline of alpha taxonomic research and its relationship to molecular methods was also debated (Hebert & Gregory 2005). According to the proponents of molecular taxonomy, the use of DNA has the potential to revive taxonomy, directing new funding into the collection and cataloguing of specimens. Because it can push taxonomic research forward, molecular taxonomy is unlikely to be treated as something prejudicial. Furthermore, molecular tools have the potential to aid taxonomic investigations by helping reveal cryptic species, the identification of immature, and clarification of problems of synonymy.

Finally, the fact that many species are not mitochondrially monophyletic is not viewed as a problem by DNA barcoding proponents (consult 'BOLD systems', available at http://www.boldsystems.org/views/projectlist.php?&, for a revision of the DNA barcoding published research). They argue that, before jumping to conclusions about mitochondrial sequence sharing between species, stronger validation of the morphology-based assignments is needed. This procedure would weed out the errors caused by bad taxonomy and resolve many incongruities between results obtained with DNA and morphology. After all, the expectation that the results obtained with DNA barcodes are consistent, accurate and un-ambiguous should be extended to other approaches (Hebert & Gregory 2005).

In conclusion, the situation discussed above reveals the lack of agreement between researchers regarding ideas that have resurged in the past years with respect to the use of DNA in taxonomy. The objectives to barcoding, however, coincide with those of traditional taxonomy. Both are plagued with similar problems, for instance, the superposition of variation within and between species, and incomplete geographical sampling (Padial & De La Riva 2007). Consequently, the adoption of barcoding methods by an integrative taxonomy (Dayrat 2005, Will et al. 2005) is a plausible idea. Taxonomy does not need a revolution filled with conflicts that do not contribute to the resolution of the existent crisis. It needs, instead, to evolve. The incorporation of DNA and morphological data seems an adequate solution to the existent crisis, as both sources of information, when considered alone, have several caveats (Carvalho et al. 2008).

Towards Integrative Taxonomy

Everyone knows that traditional taxonomy has serious problems that hinder it progress (May 2004). Numerous species remain unknown because of the lack of specialists in their groups. Others are only known from their original descriptions, from just the holotype, or have had their type material lost or destroyed. The amount of type-material deposited in museums waiting for a specialist to take interest in it is unaccounted for (Padial & De La Riva 2007). Why not, then, look for alternatives that will help develop the field of taxonomy?

Within this context, DNA barcoding cannot be viewed as a threat to taxonomy because it is able to attract interest toward biodiversity studies (Smith 2005). It is however necessary to understand that this initiative is not a panacea that will overcome all problems faced by traditional taxonomy. Even though it can be successively applied when morphology is insufficient (Herre 2006), the use of mtDNA as the only source of data in animal barcoding research is problematic and can result in the description of groups that are not monophyletic, as discussed above (Rubinoff 2006, Rubinoff et al. 2006).

In fact, one of the main objectives of this initiative, the discovery and description of new taxa, cannot be accomplished with sequence data alone (Ebach & Holdrege 2005b). As previously mentioned, the superposition of intra- and interspecific variation is a serious problem (Meyer & Paulay 2005, Cognato 2006, Meier et al. 2006, Whitworth et al. 2007). This difficulty, however, is not unique to molecular data, and is encountered with other sets of data such as morphology, ecology and other sources (Will et al. 2005). The problems with the sole use of morphology in taxonomy work are also well-known (see Packer et al. 2009). Phenotypic plasticity, cryptic species and identification of immature stages are good examples (Hebert et al. 2003). From this perception that any character system used in taxonomy to the exclusion of others will fall short of the task, the practice of an integrative taxonomy that draws data from different sources is promising. This practice would certainly be superior to the current chaos generated by single data sources and illuminate taxonomic results with complementary sources of data (Will et al. 2005).

A formal proposal for an integrative taxonomy already exists (Dayrat 2005). This science aims to delimit the units of life's diversity from multiple and complementary perspectives, such as phylogeography, comparative morphology, population genetics, ecology, development, behavior etc. (Dayrat 2005). One important point of this proposal is, however, the integration of molecular and morphological data. Cryptic species are a good example of the importance of using integrated datasets whenever possible. This procedure can reveal species groups that had not been detected when a given species was initially described based on morphology alone. The use of DNA in addition to morphology helps the recognition of cryptic species that consequently become distinguished based on both sources of characters (Fisher & Smith 2008, Wiedenbrug et al. 2009, Hamada et al. 2010).

Taxa proposed based on integrated data are better defined and better supported hypotheses for the development of other studies. Species that are ill-defined lead to incorrect answers in any discipline, which highlights the importance of that proposal. In this way, the scientific challenge for the future of taxonomy and its fundamental task is to define species in a manner that best reflects the biodiversity that exists in nature (Dayrat 2005).

The recent attention given to the practice of an integrative taxonomy originated within the context of developing integrated methodologies for research and education in biology (Wake 2003). Biology research, according to this view, should be multidisciplinary, involving different specialties from various fields, and focusing on complex problems. In this context, the technological advances of the last century such as DNA and internet should also be employed in such endeavors (Wake 2003). The call for an integrative taxonomy, therefore, has its foundations this quest to answer complex questions within biology, as a means to revive the traditional taxonomy and overcome the taxonomic impediment [based on previous arguments advanced by Wilson (1985), the CBD - Convention on Biological Diversity – has recognized the existence of a taxonomic impediment that hinders biodiversity studies and its results (La Salle et al. 2009)].

The combination of different sources of data in taxonomy is not new. One good example that dates back to as early as 2003, is Wilson's "encyclopedia of life", a database created with the goal to include information on the natural history, morphology and DNA (EOL, available at http://www.eol.org/) of every species. Lately, the value of an integrative taxonomy has been recognized by the very proponents of the barcoding of life (Smith et al. 2008, Fisher & Smith 2008, Ward et al. 2009). Studies focusing on this point of view are available at the BOLD website (http://www.boldsystems.org/views/projectlist.php?&).

A successful example of incorporation of DNA barcoding in an integrative taxonomy is the Sponge Barcoding Project database (available at http://www.spongebarcoding.org/). This initiative seeks to combine morphology and DNA information to characterize the

different species of sponges. In their website, it is possible to obtain morphological descriptions provided by taxonomists, sequences associated with the voucher, and distribution data for each species. Every entry in the site is linked to the World Porifera Database, allowing for timely updates of species names. All this information, facilitated through the internet, can be accessed from almost everywhere in the world (SBP, Sponge Barcoding Project, www.spongebarcoding.org).

In fact, incorporating molecular tools into the taxonomic work and making taxon information available on the internet are a means to make traditional taxonomy more attractive to investment funds. This practice brings taxonomy closer to the kinds of results expected today and increases its impact factor, making it more likely to compete with well-funded projects in medicine and genomics, among others.

However, criticisms to Dayrat (2005) (Valdecasas et al. 2008, Cardoso et al. 2009) cannot be ignored. Disagreements with Dayrat focus on the set guidelines he laid out to creating new names (Valdecasas et al. 2008). Another issue raised against integrative taxonomy pertains to cases when datasets (for example morphology versus DNA), disagree (Cardoso et al. 2009). The guidelines proposed by Dayrat, however, do not have to be interpreted as laws, but can be adopted by those who want some orientation when proposing new names. The focus of integrative taxonomy is the delimitation of species, not the proposition of new names (Dayrat 2005). The criticism pertaining data incongruence, on the other hand, seems unjust. Even though different sources of information are expected to agree when species boundaries are being investigated, a lack of agreement is an indication that something might be wrong with species demarcation. In such cases, the use of different sources of information is useful in pointing out the problem. When the sources of data are widely used, it is possible to solve the problem by identifying the actual number of species involved with the individuals in question (Mengual et al. 2006, Smith et al. 2008).

In conclusion, by looking at taxonomy from a less radical point of view, it is possible to see that the integration of information is an appropriate way to promote this scientific endeavor. The adoption of new technologies becomes common-place and morphology can be appreciated. In this context, it is important to support alpha taxonomy, in a manner that maintains descriptions based on morphology in equilibrium with the application of new technologies that have been advanced to overcome the taxonomic impediment (De Salle et al. 2005, Ebach & Holdrege 2005a). The increasing number of contributions in this area is a good indication that integrative taxonomy has already been embraced.

1. Recent contributions employing Integrative Taxonomy

Contemporary research using integrative approaches fall into different categories:

- Testing the congruence between results obtained from various sources of data. In a sense, it centers on validating the taxonomic position of taxa (Mengual et al. 2006, Smith et al. 2008);
- Uncovering cryptic species (Schlick-Steiner et al. 2006, Roe & Sperling 2007, Milankov et al. 2008, Vaglia et al. 2008); and
- Describing species based on more than one source of data, generally morphology and sequence data (Fisher & Smith 2008, Mengual & Thompson 2008).

It is important at this point to highlight the fact that the DNA barcoding community has recognized the importance of integrating data in taxonomy whenever possible. One good example is the study of Smith et al. (2008) involving parasitoid wasps (Microgastrinae) and their caterpillar hosts. They used an iterative approach, combining data on morphology, ecology and DNA barcoding. Their results led to a more detailed and comprehensive understanding of the real parasitoid biodiversity and host specificity, with better support for the morphological species and their divisions. Any data source, if analyzed in separate, would have neglected, in at least one instance, the results obtained by one of the other three, as rarely the three sources of information were completely congruent in the lineages they delineated (see Smith et al. 2008).

Present Situation and Tendencies: A Conclusion

In fact, after countless studies conducted since 2003 using DNA barcoding, criticisms and skepticism have slightly changed. The method has proven fast, reliable and cheap both in the discovery and the identification of biodiversity (Radulovici et al. 2010). The fact that DNA barcoding and taxonomy complement each other is also widely accepted by the modern scientific community, including the own proponents of the barcoding method (see Hajibabaei et al. 2007). DNA barcoding has been considered an efficient aid to traditional taxonomy, and morphology alone has also proven inefficient to solve some taxonomic problems, calling for increasing use of molecular tools (Packer et al. 2009, Radulovici et al. 2010). Researchers that initially resisted the DNA barcoding now publish in the field (CBOL Plant Working Group 2009, Seberg & Petersen 2009).

Given that the recent studies using this method tend to be, by nature integrative (Smith et al. 2008, Wiedenbrug et al. 2009, Hamada et al. 2010), we conclude that there are no signs that barcoding is substituting traditional taxonomy, as feared at first. To the contrary, there is enough evidence that both fields are complementary (Hajibabaei et al. 2007, Radulovici et al. 2010). One factor that has probably hindered the progress of an integrated approach, however, is the amount of time involved in such research. Current professional demands, for example competition in the form of number of papers published, besides difficulties to obtain funds (particularly in undeveloped countries) make it less accessible.

At this point of our argument, it is important re-emphasize that data integration overcomes the difficulties imposed by the use of only one source of data (Mengual et al. 2006, Schlick-Steiner et al. 2006, Roe & Sperling 2007, Milankov et al. 2008, Vaglia et al. 2008, Smith et al. 2008). One of its advantages is that new species descriptions that correspond to better supported hypotheses will facilitate future studies (Fisher & Smith 2008, Mengual & Thompson 2008). The importance of morphology is acknowledged and traditional morphology is revitalized by adhering to technologies that have been proposed with the taxonomic impediment in mind. In this way, the association of information to delimit species is in fact a real challenge that taxonomy has to face. Its adoption by taxonomists will contribute to a better understanding of biodiversity.

From these findings, the topic discussed throughout the paper may seem trivial, given the current acceptance of integrative taxonomy. However, even today are found articles disputing the use of both DNA barcoding and morphology in biodiversity studies (Packer et al. 2009, Ebach & Carvalho 2010), regardless of its integrated view. A good exemple corresponds to the recent publication of Ebach & Carvalho (2010), where DNA barcoding is discussed as being something "hostile" to taxonomic studies. According to these authors (Ebach & Carvalho 2010: 171): "DNA barcoding does not adhere to best practice in taxonomy simply because it is not taxonomic in nature. Taxonomy, for instance, is purely morphological and not molecular". In this sense, belittling the use of molecular data in the discovery of new species, the authors also question (Ebach & Carvalho 2010: 174): "DNA barcoding, by its own admission, is unable to completely do or replace taxonomy, how then, can it discover new species?" A question completely meaningless when viewed under the reciprocal illumination obtained by data through integrative taxonomy (DNA and morphology, among others).

Acknowledgements

We thank CNPq for financial support and the Programa de Pós-Graduação em Entomologia of Universidade Federal do Paraná for the opportunity to conduct this study.

References

BLAXTER, M. & FLOYD, R. 2003. Molecular taxonomics for biodiversity surveys: already a reality. Trends Ecol. Evol. 18:268-269.

BLAXTER, M., MANN, J., CHAPMAN, T., THOMAS, F., WHITTON, C., FLOYD, R. & ABEBE, E. 2005. Defining operational taxonomic units using DNA barcode data. Philos. T. R. Soc. B 360:1935-1943.

BLAXTER, M.L. 2004. The promise of a DNA taxonomy. Philos. T. Roy. Soc. B 359:669-679.

BLAXTER, ML. 2006. Will DNA barcoding advance efforts to conserve biodiversity more efficiently than traditional taxonomic methods? (two views) Front. Ecol. Environ. 4:268-273.

BORISENKO, A.V., BURTON, K.L., IVANOVA, N.V., HANNER, R.H. & HEBERT, P.D.N. 2008. DNA barcoding in surveys of small mammal communities: a field study in Suriname. Mol. Ecol. Resour. 8:471-479.

CAMERON, S., RUBINOFF, D. & WILL, K. 2006. Who will actually use DNA barcoding and what will it cost? Syst. Biol. 55:844-847.

CARDOSO, A., SERRANO, A. & VOGLER, A.P. 2009. Morphological and molecular variation in tiger beetles of the Cicindela hybrida complex: is an 'integrative taxonomy' possible? Mol. Ecol. 18:648-664.

CARVALHO, M.R., BOCKMANN, F.A., AMORIM, D.S. & BRANDÃO, C.R. 2008. Systematics must embrace comparative biology and evolution, not speed and automation. Evol. Biol. 35:150-157.

CBOL PLANT WORKING GROUP. 2009. A DNA barcode for land plants. P. Natl. Acad. Sci. USA. 106:12794-12797.

CHASE, M.W. & FAY, M.F. 2010. Barcoding of plants and fungi. Science. 325:682-683.

COGNATO, A.I. 2006. Standard percent DNA sequence difference for insects does not predict species boundaries. J. Econ. Entomol. 99:1037-1045.

CYWINSKA, A., HUNTER, F.F. & HEBERT, P.D.N. 2006. Identifying Canadian mosquito species through DNA barcodes. Med. Vet. Entomol. 20:413-424.

DAYRAT, B. 2005. Towards integrative taxonomy. Biol. J. Linn. Soc. 85:407-415.

DESALLE, R. 2006. Species discovery versus species identification in DNA barcoding efforts: Response to Rubinoff. Conserv. Biol. 20:1545-1547.

DESALLE, R., EGAN, M.G. & SIDDAL, M. 2005. The unholy trinity: taxonomy, species delimitation and DNA barcoding. Philos. T. R. Soc. B 360:1905-1916.

DUNN, C.P. 2003. Keeping taxonomy based in morphology. Trends. Ecol. Evol. 18:270-271.

EBACH, M.C. & CARVALHO, M.R. 2010. Anti-intellectualism in the DNA barcoding enterprise. Zoologia 27:165-178.

EBACH, M.C. & HOLDREGE, C. 2005a. More taxonomy, not DNA barcoding. BioScience 55:822-823.

EBACH, M.C. & HOLDREGE, C. 2005b. DNA barcoding is no substitute for taxonomy. Nature 434:697.

FISHER, B.L. & SMITH, M.A. 2008. A revision of Malagasy Species of Anochetus Mayr and Odontomachus Latreille (Hymenoptera: Formicidae). Plos One 3(5):e1787.

FOX, G.E., STACKEBRANDT, E., HESPEL, R.B., GIBSON, J., MANILOFF, J., DYER, T.A., WOLFE, R.S., BALCH, W.E., TANNER, R.S., MAGRUM, L.J., ZABLEN, L.B., BLAKEMORE, R., GUPTA, R., BONEN, L., LEWIS, B.J., STAHL, D.A., LUEHRSEN, K.R., CHEN, K.N. & WOESE, C.R. 1980. The phylogeny of prokaryotes. Science 209:457-463.

FUNK, D.J. & OMLAND, K.E. 2003. Species-level paraphyly and polyphyly: frequency, causes, and consequences, with insights from animal mitochondrial DNA. Annu. Rev. Ecol. Evol. S. 34:397-423.

GODFRAY, H.C.J. 2002. Challenges for taxonomy. Nature 417:17-18.

GREGORY, T.R. 2005. DNA barcoding does not compete with taxonomy. Nature 434:1067.

HAJIBABAEI, M., JANZEN, D.H., BURNS, J.M., HALLWACHS, W. & HEBERT, P.D.N. 2006a. DNA barcodes distinguish species of tropical Lepidoptera. P. Natl. Acad. Sci. 103:968-971.

HAJIBABAEI, M., SINGER, G.A.C., HEBERT, P.D.N. & HICKEY, D.A. 2007. DNA barcoding: how it complements taxonomy, molecular phylogenetics and population genetics. Trends Genet. 23:167-172.

HAJIBABAEI, M., SMITH, M.A., JANZEN, D.H., RODRIGUEZ, J.J., WHITFIELS, J.B. & HEBERT, P.D.N. 2006b. A minimalist barcode can identify a specimen whose DNA is degraded. Mol. Ecol. Notes 6:959-964.

HAJIBABAEI, M., WAARD, J.R., IVANOVA, N.V., RATSASINGHAM, S., DOOH, R.T., KIRK, S.L., MACKIE, P.M. & HEBERT, P.D.N. 2005. Critical factors for assembling a high volume of DNA barcodes. Phylos. T. R. Soc. B 360:1959-1967.

HAMADA, N., PEPINELLI, M., MATTOS-GLÓRIA, A. & LUZ, S.L.B. 2010. A new black fly species from Brazil, closely related to Simulium guianense Wise (Diptera, Simuliidae), revealed by morphology and DNA barcoding. Zootaxa. 2428:22-36.

HEBERT, P.D.N. & GREGORY, T.R. 2005. The promise of DNA barcoding for taxonomy. Syst. Biol. 54:852-859.

HEBERT, P.D.N., CYWINSKA, A., BALL, S.L. & WAARD, J.R. DE. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. P. Roy. Soc. Lond. B 270:313-321.

HEBERT, P.D.N., STOECKLE, M.Y., ZEMLAK, T.S. & FRANCIS, C.M. 2004. Identification of birds through DNA barcodes. Plos Biol. 2:1657-1663.

HERRE, E.A. 2006. Barcoding helps biodiversity fly. P. Natl. Acad. Sci. USA 103:3949-3950.

KERR, K.C.R., LIJTMAER, D.A., BARREIRA, A.S., HEBERT, P.D.N. & TUBARO, P.L. 2009. Probing evolutionary patterns in neotropical birds through DNA barcodes. Plos One 4:e4379.

LA SALLE, J., WHEELER, Q., JACKWAY, P., WINTERTON, S., HOBERN, D. & LOVELL, D. 2009. Accelerating taxonomic discovery through automated character extraction. Zootaxa. 2217:43-55.

LEE, M.S.Y. 2002. Online database could end taxonomic anarchy. Nature 417:787-788.

LEE, M.S.Y. 2004. The molecularisation of taxonomy. Invertebr. Syst. 18:1-6.

LIPSCOMB, D., PLATNICK, N. & WHEELER, Q. 2003. The intellectual content of taxonomy: a comment on DNA taxonomy. Trends Ecol. Evol. 18:65-66.

MALLET, J. & WILLMOTT, K. 2003. Taxonomy: renaissance or tower of babel? Trends Ecol. Evol. 18:57-59.

MAY, R.M. 2004. Tomorrow's taxonomy: collecting new species in the field will remain the rate-limiting step. Philos. T. Roy. Soc. B 359:733-734.

MEIER, R., SHIYANG, K., VAIDYA, G. & NG, P.K.L. 2006. DNA Barcoding and taxonomy in Diptera: a tale of high intraspecific variability and low identification success. Syst. Biol. 55(5):715-728.

MENGUAL, X. & THOMPSON, F.C. 2008. A taxonomic review of the Palpada ruficeps species group, with the description of a new flower fly from Colombia (Diptera, Syrphidae). Zootaxa 1741:31-36.

MENGUAL, X., STAHLS, G., VUJIC, A. & MARCOS-GARCIA, M.A. 2006. Integrative taxonomy of Iberian Merodon species (Diptera, Syrphidae). Zootaxa 1377:1-26.

MEYER, C.P. & PAULAY, G. 2005. DNA barcoding: error rates based on comprehensive sampling. Plos Biol. 3:e422.

MILANKOV, V., STAHLS, G., STAMENKOVIC, J. & VUJIC, A. 2008. Genetic diversity of Merodon aureus and M. cinereus species

complexes (Diptera, Syrphidae): integrative taxonomy and implications for conservation priorities on the Balkan Peninsula. Conserv. Genet. 9:1125-1137.

MORITZ, C. & CICERO, C. 2004. DNA barcoding: promise and pitfalls. Plos Biol. 2:1529-1531.

PACE, N.R. 1997. A molecular view of microbial diversity and the biosphere. Science 276:734-740.

PACKER, L., GIBBS, J., SHEFFIELD, C. & HANNER, R. 2009. DNA barcoding and the mediocrity of morphology. Mol. Ecol. Resour. 9:42-50.

PADIAL, J.M. & DE LA RIVA, I. 2007. Integrative taxonomists should use and produce DNA barcodes. Zootaxa 1586:67-68.

PATEL, J.B., LEONARD, D.G.B., PAN, X., MUSSER, J.M., BERGMAN, R.E. & NACHAMKIN, I. 2000. Sequence-based identification of Mycobacterium species using the MicroSeq 500 16S rDNA bacterial identification system. J. Clin. Microbiol. 38:246-251.

PRENDINI, L. 2005. Comment on "Identifying spiders through DNA barcodes". Can. J. Zoolog. 83:481-491.

PYLE, R.L., EARLE, J.L. & GREENE, B.D. 2008. Five new species of the damselfish genus Chromis (Perciformes: Labroidei: Pomacentridae) from deep coral reefs in the tropical western Pacific. Zootaxa. 1671:3-31.

RADULOVICI, A.E., ARCHAMBAULT, P. & DUFRESNE, F. 2010. DNA Barcodes for Marine Biodiversity: Moving Fast Forward? Diversity 2:450-472.

RATNASINGHAM, S. & HEBERT, P.D.N. 2007. BOLD: The Barcode of Life Data Systems. Mol. Ecol. 7:355-364.

ROE, A.D. & SPERLING, F.A.H. 2007. Population structure and species boundary delimitation of cryptic Dioryctria moths: an integrative approach. Mol. Ecol. 16:3617-3633.

RUBINOFF, D. 2006. Utility of Mitochondrial DNA barcodes in species conservation. Conserv. Biol. 20:1026-1033.

RUBINOFF, D., CAMERON, S. & WILL, K. 2006. A genomic perspective on the shortcomings of mitochondrial DNA for "Barcoding" identification. J. Hered. 97:581-594.

SAVOLAINEN, V., COWAN, R.S., VOGLER, A.P., RODERICK, G.K. & LANE, R. 2005. Towards the encyclopedia of life: an introduction to DNA barcoding. Phylos. T. R. Soc. B 360:1805-1811.

SCHLICK-STEINER, B.C., STEINER, F.M., MODER, K., SEIFERT, B., SANETRA, M., DYRESON, E., STAUFFER, C. & CHRISTIAN, E. 2006. A multidisciplinary approach reveals cryptic diversity in Western Paleartic Tetramorium ants (Hymenoptera: Formcidae). Mol. Phylogenet. Evol. 40:259-273.

SEBERG, O. & PETERSEN, G. 2009. How Many Loci Does it Take to DNA Barcode a Crocus? Plos One. 4:e4598.

SEBERG, O., HUMPHRIES, C.J., KNAPP, S., STEVENSON, D.W., PETERSEN, G., SCHARFF, N. & ANDERSEN, N.M. 2003. Shortcuts in systematic? A commentary on DNA-based taxonomy. Trends Ecol. Evol. 18:63-65.

SMITH, M.A., RODRIGUEZ, J.J., WHITFIELD, J.B., DEANS, A.R., JANZEN, D.H., HALLWACHS, W. & HEBERT, P.D.N. 2008. Extreme diversity of tropical parasitoid wasps exposed by iterative integration of natural history, DNA barcoding, morphology, and collections. P. Natl. Acad. Sci. USA 105:12359-12364.

SMITH, M.A., WOOD, D.M., JANZEN, D.H., HALLWACHS, W. & HEBERT, P.D. 2007. DNA barcodes affirm that 16 species of apparently generalist tropical parasitoid flies (Diptera, Tachinidae) are not all generalists. P. Natl. Acad. Sci. 104:4967-4972.

SMITH, V.S. 2005. DNA barcoding: perspectives from a "Partnerships for Enhancing expertise in taxonomy" (PEET) debate. Syst. Biol. 54:841-844.

SPERLING, F. 2003. DNA barcoding: Deus ex machina. Newsl. Biol. Surv. Can. 22:50-53.

SPERLING, F.A.H., ANDERSON, G.S. & HICKEY, D.A. 1994. A DNA-based approach to the identification of insect species used for postmortem interval estimation. J. Forensic Sci. 39:418-427.

TAUTZ, D. ARCTANDER, P., MINELLI, A., THOMAS, R.H. & VOGLER, A.P. 2003. A plea for DNA taxonomy. Trends Ecol. Evol. 18:70-74.

TAUTZ, D., ARCTANDER, P., MINELLI, A., THOMAS, R.H. & VOGLER, A.P. 2002. DNA points the way ahead in taxonomy. Nature 418:479.

VAGLIA, T., HAXAIRE, J., KITCHING, I.J., MEUSNIER, I. & ROUGERIE, R. 2008. Morphology and DNA barcoding reveal three cryptic species within the Xylophanes neoptolemus and loelia species-groups (Lepidoptera, Sphingidae). Zootaxa 1923:18-36.

VALDECASAS, A.G., WILLIAMS, D. & WHEELER, Q.D. 2008. 'Integrative taxonomy' then and now: a response to Dayrat (2005). Biol. J. Linn. Soc. 93:211-216.

VOGLER, A.P & MONAGHAN, M.T. 2007. Recent advances in DNA taxonomy. J. Zool. Syst. Evol. Res. 45(1):1-10.

WAKE, M.H. 2003. What is integrative biology? Integr. Comp. Biol. 43:239-241.

WARD, R.D., HANNER, R. & HEBERT, P.D.N. 2009. The campaign to DNA barcode all fishes, FISH-BOL. J. Fish Biol. 74:329-356.

WARD, R.D., ZEMLAK, S.T., INNES, B.H., LAST, P.R. & HEBERT, P.D.N. 2005. DNA barcoding Australia´s fish species. Philos. T. Roy. Soc. B 360:1847-1857.

WHEELER, Q.D. 2007. Invertebrate systematics or spineless taxonomy? Zootaxa. 1668:11-18.

WHEELER, Q.D., RAVEN, P.H. & WILSON, E.O. 2004. Taxonomy: impediment or expedient? Science 303:285.

WHITWORTH, T.L., DAWSON, R.D., MAGALON, H. & BAUDRY, E. 2007. DNA barcoding cannot reliably identify species of the blowfly genus Protocalliphora (Diptera: Calliphoridae). P. R. Soc. B 274:1731-1739.

WIEDENBRUG, S., MENDES, H.F., PEPINELLI, M. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2009. Review of the genus Onconeura Andersen et Saether (Diptera: Chironomidae), with the description of four new species from Brazil. Zootaxa 2265:1-26.

WILL, K.W., MISHLER, B.D. & WHEELER, Q.D. 2005. The perils of DNA barcoding and the need for integrative taxonomy. Syst. Biol. 54:844-851.

WILSON, E.O. 1985. The Biological Diversity Crisis. BioScience. 35:700-706.

WILSON, E.O. 2003. The encyclopedia of life. Trends Ecol. Evol. 18:77-80.

WILSON, E.O. 2004. Taxonomy as a fundamental discipline. Philos. T. Roy. Soc. B 359:739.

Received 19/01/10
Revised 10/05/10
Accepted 10/06/10

Thalassiosirales (Diatomeae) da baía de Guaratuba, Estado do Paraná, Brasil

Elton Augusto Lehmkuhl[1,4], Priscila Izabel Tremarin[2],

Hermes Moreira-Filho[3] & Thelma Alvim Veiga Ludwig[3]

[1]Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas,
Universidade Federal do Paraná – UFPR,
CP 19031, CEP 81531-990, Curitiba, PR, Brasil, http://www.ufpr.br/
[2]Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS,
Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43433, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil, http://www.ufrgs.br
[3]Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná – UFPR,
CP 19031, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil, http://www.ufpr.br/
[4]Autor para correspondência: Elton Augusto Lehmkuhl, e-mail: eltonlh@yahoo.com.br

LEHMKUHL, E.A., TREMARIN, P.I., MOREIRA-FILHO, H. & LUDWIG, T.A.V. **Thalassiosirales (Diatomeae) from Guaratuba bay, Paraná state, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn03310022010.

Abstract: A survey of the Thalassiosirales from three different regions of Guaratuba bay resulted in the identification of 28 infrageneric taxa. The samples were collected every three months from April 2007 to January 2008. The taxa were described and illustrated by optical. Some of them were illustrated by scanning electron micrographs. Taxonomic comments were added when relevant. *Thalassiosira cedarkeyensis* was first recorded to Brazil and two *Thalassiosira ferelineata* and *T. minuscula* were new citations to Parana state. Comparing the occurrence of Thalassiosirales representatives from 1961's previous work 23 species were added to the flora. Based on literature informations, only four species were considered from freshwater habitat, *Discostella stelligera*, *Cyclotella meneghiniana, Cyclostephanos invisitatus* and *Thalassiosira rudis*, the others were marine or estuarine.
Keywords: *diatoms, taxonomy, estuary, Southern Brazil.*

LEHMKUHL, E.A., TREMARIN, P.I., MOREIRA-FILHO, H. & LUDWIG, T.A.V. **Thalassiosirales (Diatomeae) da baía de Guaratuba, Estado do Paraná, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn03310022010.

Resumo: O estudo taxonômico das Thalassiosirales de três diferentes regiões da baía de Guaratuba resultou na determinação de 28 táxons infragenéricos. As amostras foram coletadas trimestralmente, de abril de 2007 a janeiro de 2008. Os táxons foram descritos e ilustrados em microscopia óptica. Alguns foram ilustrados por fotografias em microscopia eletrônica de varredura. Comentários taxonômicos foram adicionados quando relevantes. Comparando-se a flora diatomológica pretérita, em trabalho desenvolvido em 1961, contribuiu-se com 23 novos registros para a baía de Guaratuba. Uma nova citação para o Brasil, *Thalassiosira cedarkeyensis*, e dois novos registros para o litoral do Estado do Paraná, *Thalassiosira ferelineata* e *T. minuscula* foram encontrados. Baseando-se em dados de literatura, apenas quatro espécies estudadas são consideradas de habitat dulcícola, *Discostella stelligera*, *Cyclotella meneghiniana, Cyclostephanos invisitatus* e *Thalassiosira rudis*, as demais são citadas para ambientes estuarinos ou marinhos.
Palavras-chave: *diatomáceas, taxonomia, estuário, Sul do Brasil.*

Introdução

Estuários apresentam livre conexão com o mar e sofrem constantes diluições pelas águas continentais. São regiões de transição entre diferentes biomas e apresentam maior número de nichos ecológicos, o que facilita o desenvolvimento de uma elevada produtividade biológica, mantida principalmente por nutrientes trazidos tanto pelos rios, como pelo fluxo marinho (Odum 1983, Ricklefs 2003).

A baía de Guaratuba é o segundo maior sistema estuarino localizado na região sul do litoral paranaense. Apesar de estar inserida em uma área de proteção ambiental, vem sofrendo diversas influências antrópicas dos municípios em seu entorno. Também, a região vem sendo explorada pela pesca extrativista, obtenção de moluscos de bancos naturais e linhas de cultivo de bivalves. (Guaratuba 2008)

Ambientes estuarinos paranaenses foram muito pouco estudados do ponto de vista ficológico. Um dos principais grupos de algas que compõem o fitoplâncton é o das diatomáceas. A ordem Thalassiosirales destaca-se entre estas algas silíceas, em riqueza e densidade, em ambientes com maior salinidade. A ordem é representada por mais de uma centena de espécies marinhas, poucas são dulcícolas. Caracterizam-se por células de simetria radial com fultopórtulas e rimopórtula. (Round et al. 1990).

Cunha & Fonseca (1918) deram início aos estudos florísticos de diatomáceas marinhas e estuarinas no Estado do Paraná. Entretanto, somente em 1959, estes estudos foram retomados por Moreira-Filho quando realizou trabalho sobre a diatomoflúrula perifítica em *Sargassum* da praia de Caiobá. Desde então, outros autores deram continuidade a estudos envolvendo diatomáceas paranaenses, sendo que atualmente já foram registradas 38 espécies de Thalassiosirales para o Estado (Procopiak et al. 2006). A ordem Thalassiosirales do rio Guaraguaçu, um ambiente estuarino da região litorânea do Paraná foi estudada por Tremarin et al. (2008), tendo encontrado 28 espécies, sendo 23 delas consideradas marinhas e/ou estuarinas. O único trabalho sobre diatomáceas da baía de Guaratuba foi feito por Moreira-Filho (1961), sendo que este encontrou 102 espécies, cinco delas pertencentes à ordem Thalassiosirales.

Este trabalho teve por objetivo realizar o levantamento das espécies de diatomáceas da ordem Thalassiosirales ocorrentes nas estações de coleta da baía de Guaratuba, trazendo descrições e dados morfométricos.

Material e Métodos

A baía de Guaratuba é um estuário com deságüe de rios e contato livre ao mar aberto. Localizada no litoral sul do Estado do Paraná, entre as coordenadas 25º 51.80' S e 48º 38.20' W, possui uma área de 48,57 km^2, com cerca de 700 m de largura, 14 km de comprimento e 15 m de profundidade máxima. Está inserida no município de Guaratuba e em uma área de proteção ambiental de aproximadamente 200 mil hectares que abrange os municípios de Guaratuba, Matinhos, Tijucas do Sul, São José dos Pinhais e Morretes (Moreira-Filho 1961, Guaratuba 2008).

Três estações de coleta foram estabelecidas na baía (Figura 1): estação 1, entrada da baía, local de contato com o mar aberto e próximo da orla urbana (25º 51' 31.42" S e 48º 34' 25.91" W); estação, 2 local onde é praticada a maricultura de moluscos (25º 49' 22.30" S e 48º 35' 21.25" W) e estação 3, a leste da ilha do Capim (25º 51' 13. 76" S e 48º 38' 32.48" W).

A amostragem foi realizada em abril, julho e outubro de 2007 e janeiro de 2008, por meio de arrasto vertical com rede cônica (25 µm de abertura de malha). As amostras foram preservadas com formol 4% v/v e depositadas no herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) (Tabela 1).

Medidas de salinidade e de temperatura do ar e água foram obtidas através de um perfilador Consort C535, estimando-se também, dados

Tabela 1. Dados sobre as estações de amostragem na baía de Guaratuba.

Table 1. Data on the sampling stations in the Bay of Guaratuba.

UPCB	Estação de coleta	Município	Data de amostragem	Coletor
61717	1	Guaratuba	27.IV.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61813	2	Guaratuba	27.IV.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61814	3	Guaratuba	27.IV.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61815	1	Guaratuba	29.VII.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61816	2	Guaratuba	29.VII.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61817	3	Guaratuba	29.VII.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61818	1	Guaratuba	18.X.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61819	2	Guaratuba	18.X.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61820	3	Guaratuba	18.X.2007	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61821	1	Guaratuba	24.I.2008	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61822	2	Guaratuba	24.I.2008	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*
61823	3	Guaratuba	24.I.2008	*Lehmkuhl, E.A. s.n.*

Tabela 2. Dados fisico-químicos obtidos nas estações de coleta durante a amostragem.

Table 2. Physico-chemical data obtained in the sampling stations during the expedition.

Variáveis ambientais	27/04/2007			29/07/2007			18/10/2007			24/01/2008		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3
Temperatura do ar (°C)	28	29	26	21	14	12,5	20	20	-	25	27,5	34
Temperatura da água (°C)	23	25	25	18	13	18	20	20	-	23	25	24,5
Salinidade	36	31	34	30	28	24	15	18	-	1	0,2	1
Sechii (m)	0,7	0,6	0,9	2,5	2,0	2,5	1,0	1,5	-	1,0	0,5	0,8
Profundidade (m)	15,0	2,5	5,0	16,0	2,5	5,0	14,0	2,5	-	7,0	3,5	4,5

Nota: - não foi possível coletar os dados.

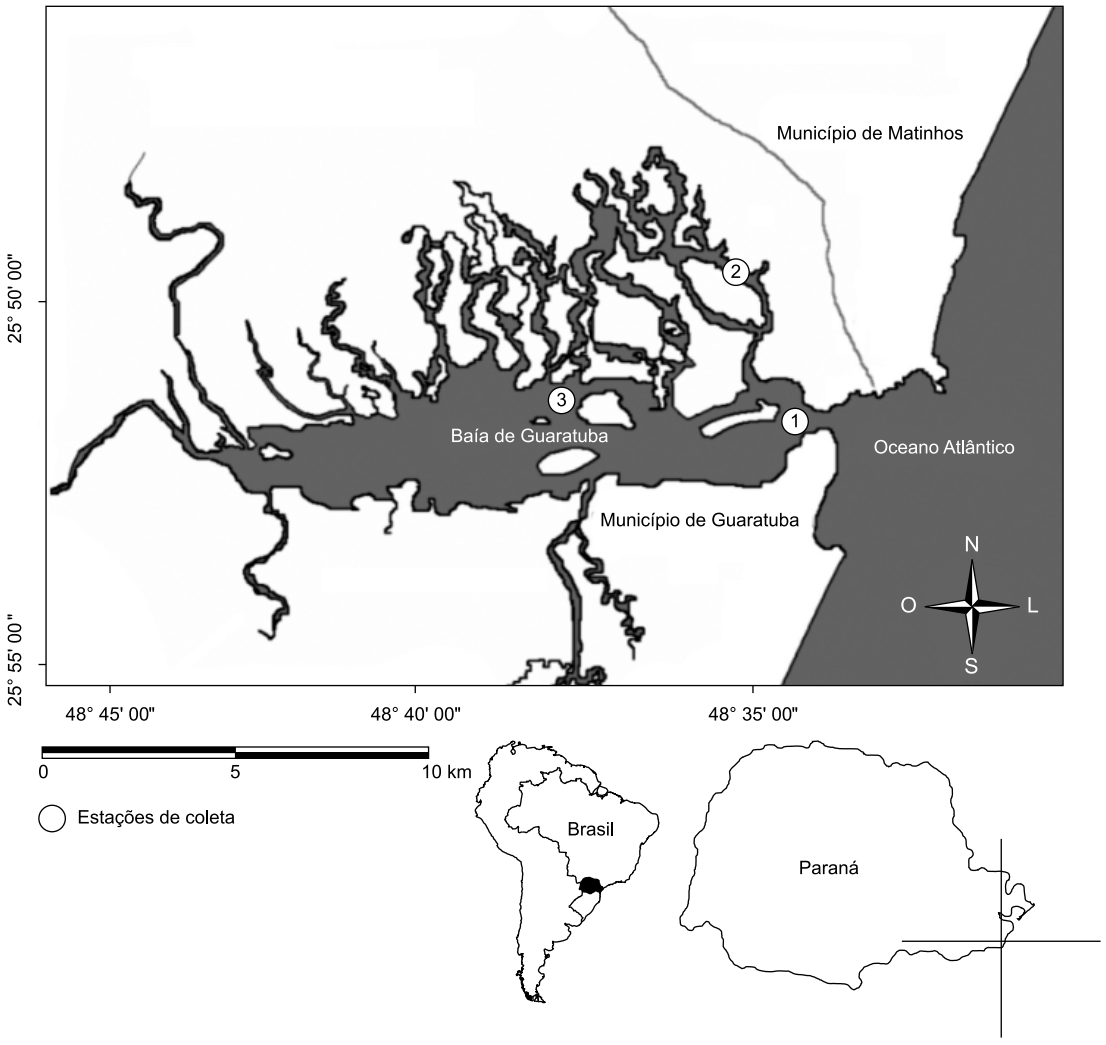


Figura 1. Localização das estações de coleta na baía de Guaratuba, litoral do Estado do Paraná, Brasil. Estação 1, região de conexão com mar aberto; estação 2, região de prática de maricultura; estação 3, região central da baía.

Figure 1. Location of sampling stations in the Bay of Guaratuba, littoral of Paraná State, Brazil. Station 1 - in connection with the open sea; Station 2 - region of mariculture; Station 3 - the central region of the bay.

de profundidade local e transparência da água (disco de Secchi) no momento da coleta (Tabela 2).

A oxidação do material seguiu a técnica de Simonsen (1974) modificada por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981), com utilização de $KMnO_4$ e HCl para completar a oxidação. Lâminas permanentes foram montadas contendo material oxidado e não oxidado, utilizando-se o meio de inclusão Naphrax® (I.R.: 1,74). As ilustrações em microscopia óptica (MO) foram obtidas através de câmera de captura digital Olympus DP-071.

Parte das amostras oxidadas foi depositada em suportes de alumínio, para a observação da ultra-estrutura da frústula de algumas espécies em microscópio eletrônico de varredura JEOL-JSM 6360 no Centro de Microscopia Eletrônica da Universidade Federal do Paraná.

Resultados e Discussão

A análise qualitativa das amostras da baía de Guaratuba permitiu a determinação de 28 espécies representantes da ordem Thalassiosirales.

1. Família Thalassiosiraceae

Thalassiosira cedarkeyensis Prasad *in* Prasad, Fryxel & Livingston, Phyc. 32(3): 204, pl. 1-4, fig. 3-22, 1993.

Figuras 2 e 3

Valvas circulares; face valvar ondulada tangencialmente; aréolas arredondadas em distribuição sublinear, maiores no centro diminuem em direção à margem; uma fultopórtula subcentral; um anel de fultopórtula marginal; uma rimopórtula marginal, às vezes inconspícuo; anel marginal de processos ocluídos inconspícuos. Diâmetro: 8,5-10 µm; 8-16 aréolas em 10 µm.

Comentário: *T. cedarkeyensis* pode ser diferenciada das demais espécies com ondulação tangencial na valva [ex.: *T. australiensis* (Grunow) Hasle, *T. bramaputrae* (Ehrenberg) Håkansson, *T. gessneri* Hustedt, *T. hyperborea* (Grunow) Hasle e *T. lacustris* (Grunow) Hasle] por apresentar valvas menores (7,5-9,5 µm), processos ocluídos localizados na parte convexa da valva e uma fultopórtula subcentral (Prasad et al. 1993).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira decipiens (Grunow) Jorgensen *in* O. Nordgaard, Hidr. Biol. Inv. Norw. Fiord., p.96, pl. 6, fig. 3, 1905.

Basiônimo: *Coscinodiscus eccentricus* var. *decipiens* Grunow, Alg. Diat. Kasp. Meer., p. 125, pl. 4, fig. 18, 1878.

Figuras 4, 46-53

Valvas circulares; face valvar convexa ou côncava; aréolas hexagonais em distribuição excêntrica; aréolas maiores na região central e menores em direção à margem; uma fultopórtula próximo próxima ao centro da valva; um anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula marginal. Diâmetro: 9-19,4 µm; 10-12 aréolas em 10 µm; 8-13 fultopórtulas em 10 µm na margem.

Em microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi possível observar que a espécie apresenta as aberturas externas das fultopórtulas em tubos curtos e internas sésseis. Cada fultopórtula possui quatro poros satélites. A rimopórtula localiza-se próxima ao anel marginal de fultopórtulas, abrindo-se para o exterior por meio de um tubo alongado e para o interior através de um proeminente processo labiado.

Comentário: no material da baía de Guaratuba, o número de fultopórtulas no anel marginal da valva excedeu o registrado na literatura para a espécie (4-6 em 10 µm) (Hasle 1979), porém valores mais elevados também foram encontrados por Tremarin et al. (2008) (5-10 em 10 µm) por ocasião da análise de amostras do estuário do rio Guaraguaçu, no litoral do Paraná.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve, Bull. Cons Explor. Mer., p. 216, 1903 (1904).

Basiônimo: *Coscinodiscus eccentricus* Ehrenberg, Abh. Akad. Wiss. Ber., p. 146, 1839, p. 371, pl. 3, fig, 5, 1841 (1843).

Figura 5

Valvas circulares; face valvar plana a levemente convexa; aréolas hexagonais em distribuição excêntrica; aréolas maiores na região central (5 em 10 µm) e menores em direção à margem (7 em 10 µm); uma fultopórtula central; fultopórtulas distribuídas por toda superfície valvar; dois anéis de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula marginal. Diâmetro: 32,5-40 µm; 5-8 aréolas em 10 µm; 2 fultopórtulas marginais em 10 µm.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira ferelineata Hasle & Fryxell, Nov. Hedw. 54: 15-66, fig. 46-53, 1977.

Figura 6, 58-60

Valvas circulares; face valvar plana a pouco convexa; aréolas hexagonais em distribuição linear; aréolas de mesmo tamanho em toda superfície valvar; uma fultopórtula central; um anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula marginal. Diâmetro: 18-36 µm; 5-7 aréolas em 10 µm; 6-7 fultopórtulas em 10 µm na margem.

A espécie apresenta, em MEV, o poro das aréolas circundado por pequenas verrugas. As fultopórtulas marginais apresentam tubos curtos e a rimopórtula tubo alongado, ocupando o local de uma fultopórtula. A margem valvar é ornamentada por espessamentos silíceos em forma de barras transversais.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira leptopus (Grunow) Hasle & Fryxell, Nov. Hedw. 54: 20, pl. 1, fig. 1-4, pl. 2, fig. 5-9,

pl. 3, fig. 10-12, pl. 4, fig. 13-14, pl. 18, fig. 94-96, 1976.

Figura 7

Valvas circulares; face valvar plana; aréolas hexagonais em distribuição linear; aréolas de mesmo tamanho em toda a superfície valvar; anel de fultopórtulas marginal; rimopórtula inconspícua. Diâmetro: 9-28 µm; 6-14 aréolas em 10 µm; 4-6 fultopórtulas na margem.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61813, 61815, 61816, 61818, 61819, 61820 e 61821.

Thalassiosira minuscula Krasske, Arch. Hydrobiol. (42): 262, fig. 4-6, 1941.

Figura 8

Valvas circulares; face valvar pouco convexa; aréolas distribuídas em setores; uma fultopórtula central; um anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula submarginal. Diâmetro: 13-26,5 µm; 32 aréolas em 10 µm; 5-6 fultopórtulas na margem em 10 µm.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61813, 61814, 61816 e 61818.

Thalassiosira nanolineata (Mann) Fryxell & Hasle, Nov. Hedw. (54): 15-66., fig 74-80, 1977.

Basiônimo: *Coscinodiscus nanolineatus* Mann, Bull. U. S. Nat. Mus. 100(6/1): 68, pl. 14, fig. 4, 1925.

Figura 9

Valvas circulares; face valvar convexa; aréolas hexagonais em distribuição linear; menores na região marginal da valva; duas a quatro fultopórtulas ao redor da aréola central; um anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula marginal; ausência de processos ocluídos na margem da valva. Diâmetro: 13-37 µm; 5-8 aréolas em 10 µm; 5-8 fultopórtulas na margem em 10 µm.

Comentário: Torgan & Santos (2007) comentam que *T. nanolineata, T. nodulineata* e *T. eccentrica* são semelhantes e podem ser confundidas, contudo a diferenciação pode ser feita pelas características das fultopórtulas e presença/ausência de processos ocluídos na margem valvar. *T. nanolineata* tem fultopórtulas ao redor da aréola central e não possui processos ocluídos, enquanto que *T. nodulolineata* apresenta fultopórtulas no interior da aréola central e um anel de fultopórtulas e processos ocluídos. Já *T. eccentrica* possui fultopórtulas em toda a superfície valvar, dois anéis de fultopórtulas marginais e um anel de processos ocluídos (Hasle & Fryxell 1977, Torgan & Santos 2007).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira nodulolineata (Hendey) Hasle & Fryxell, Nov. Hedw. (54): 15-66, fig. 86-93, 1977.

Basiônimo: *Coscinodiscus nodulolineatus* Hendey, p. 39, pl. 5, fig. 4, 5, 1957

Figuras 10, 54-57

Valvas circulares; face valvar plana; aréolas hexagonais em distribuição linear; aréolas de mesmo tamanho em toda superfície valvar; seis fultopórtulas no interior da aréola central; um anel de fultopórtulas marginal e um anel de processos ocluídos marginal; uma rimopórtula marginal. Diâmetro: 23-68 µm; 4-6 aréolas em 10 µm; 5-8 fultopórtulas em 10 µm na margem.

Em MEV, a espécie apresenta processos ocluídos formando um anel marginal seguido de um anel de fultopórtulas com tubos externos encurtados. As aréolas presentes no manto são menores que as da face valvar, sendo que a aréola central apresenta aberturas de fultopórtulas em seu interior. A superfície valvar é ornamentada por delicadas verrugas e a abertura das aréolas possui projeções semelhantes a fímbrias.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira nordenskioeldii Cleve, Sven. Vet. Akad. Handl. 1(13): 7, pl. 1, fig. 1, 1873.

Figura 11

Valvas circulares; face valvar côncava; aréolas hexagonais em distribuição excêntrica; aréolas maiores na região central e menores em direção à margem; uma fultopórtula central; anel de fultopórtulas submarginal; rimopórtula submarginal interna ao anel de fultopórtulas. Diâmetro: 17-38 µm; 10-14 aréolas em 10 µm; 2-3 fultopórtulas submarginais em 10 µm.

Comentário: a densidade de aréolas registrada nos exemplares da baía de Guaratuba foi levemente inferior aos relatados em literatura para *T. nordenskioeldii* (14-18 em 10 µm) (Hasle 1978, Harris et al. 1995). Contudo, fato semelhante ocorreu com Tremarin et al. (2008) quando analisaram material do rio Guaraguaçu, no litoral paranaense, e registraram 12 aréolas em 10 µm para a espécie.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira proschkinae Makarova *in* Makarova, Genkal & Kuzmin, Bot. Zhur. 64: 922, pl.1 fig. 1-7, 1979.

Figuras 12, 13 e 62

Valvas circulares; face valvar plana; aréolas hexagonais em distribuição excêntrica; uma fultopórtula central; uma rimopórtula subcentral; anel marginal de fultopórtulas inconspícuo. Diâmetro: 5-8 µm; 19-22 aréolas em 10 µm; 10 fultopórtulas em 10 µm na margem.

Em microscopia eletrônica pode-se verificar que a espécie apresenta fultopórtulas e rimopórtula sésseis.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61818, 61819, 61820 e 61821.

Thalassiosira punctigera (Castracane) Hasle, Nord. Jour. Bot. 3 : 593-608, figs. 1-45, 1983.

Basiônimo: *Ethmodiscus punctiger* Castracane, Her. Maj. Stat. Off. Lond. 2: 167, pl. 7, fig. 1, 1886.

Figura 14

Valvas circulares; face valvar plana; aréolas distribuídas em fascículos; aréolas de mesmo tamanho em toda superfície valvar; uma fultopórtula central; um anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula submarginal; longos processos ocluídos submarginais podem estar presentes em número variável. Diâmetro: 29-138 µm; 10-16 aréolas em 10 µm; 10 fultopórtulas marginais em 10 µm.

Comentário: Hasle (1983) comenta que *T. punctigera* é extremamente variável em tamanho e estrutura da valva, podendo apresentar 40-186 µm de diâmetro valvar e 10-23 aréolas em 10 µm. Estes fatos fizeram com que esta espécie fosse interpretada como diferentes táxons por alguns pesquisadores (e.g. *Ethomodiscus punctiger* Castracane, *E. japonicus* Castracane, *Coscinodiscus verecundus* Mann, *C. angstii* Gran).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira rudis Tremarin, Ludwig, Becker & Torgan, Diat. Res. 22(2): 391, figs. 1-57, 2008.

Figuras 15 e 16

Valvas circulares; superfície valvar pouco côncava; aréolas arredondadas em distribuição radial, com exceção das centrais que são maiores e distribuídas em padrão irregular; anel de fultopórtulas marginal; rimopórtulas marginais inconspícuas. Diâmetro: 10-16 µm; 14-20 aréolas em 10 µm; 4-6 fultopórtulas em 10 µm na margem.

Comentário: esta espécie foi descrita para águas dulcícolas, ocorrendo principalmente em ambientes lênticos como reservatórios (Ludwig et al. 2008). A ocorrência de exemplares nas amostras da baía de Guaratuba provavelmente se deve ao carreamento dos indivíduos presentes na porção duciaquícola dos rios litorâneos para o interior da baía. Fato semelhante ocorreu com Ludwig et al. (2008) e Tremarin et al. (2008, citada como *Thalassiosira* sp.) quando estudaram material proveniente da porção estuarina do rio Guaraguaçu.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61813, 61815, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Thalassiosira tenera Proschkina-Lavrenko, Notul. Syst. Inst. Cryptog. URSS 14: 33, pl. 1, fig. 1-4, pl. 2, fig. 5-7, 1961.

Figura 17

Valvas circulares; face valvar plana; aréolas hexagonais em distribuição linear; aréolas de mesmo tamanho em toda a superfície valvar, com exceção da aréola central, esta pouco maior do que as demais; uma fultopórtula central; anel de fultopórtulas marginal; uma rimopórtula marginal entre as fultopórtulas. Diâmetro: 6,3 µm; 22 aréolas em 10 µm; 10 fultopórtulas na margem.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61823.

Thalassiosira sp. 1

Figuras 18, 19 e 61

Valvas circulares; superfície valvar pouco convexa; aréolas hexagonais em distribuição linear, menores na margem; aréola central menor que as demais; uma fultopórtula central; anel de fultopórtulas inconspícuo; duas rimopórtulas presentes na margem da valva posicionadas a um ângulo de 180º, espessamentos silíceos na margem valvar. Diâmetro: 20-50 µm; 5,5-7 aréolas em 10 µm.

Em MEV, a espécie apresenta rimopórtulas com tubos alongados e futlopórtulas marginais com tubos mais encurtados. Fultopórtula central séssil. Margem valvar ornamentada por aréolas menores e por espessamentos em forma de barras transversais.

Comentário: duas espécies semelhantes de *Thalassiosira* sp.1 foram descritas por Hasle & Fryxell (1977), *T. hendeyi* e *T. simonsenii*. No entanto *T. hendeyi* possui maior diâmetro (40-120 µm) e não apresenta espessamentos silíceos na margem e *T. simonsenii* se diferencia por apresentar anel de processos ocluídos marginais (Hasle & Fryxell 1977).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821 e 61823.

Thalassiosira sp. 2

Figura 20

Valvas circulares; superfície valvar pouco convexa; aréolas inconspícuas; estrias radiadas; 3 a 5 fultopórtulas na área central; anel de fultopórtulas marginal; rimopórtula marginal inconspícua; espessamentos silíceos na margem entre as fultopórtulas. Diâmetro: 12 µm; 8 fultopórtulas na margem em 10 µm.

Comentário: por ter sido encontrado apenas um exemplar nas amostras analisadas e por este apresentar pequenas dimensões, não foi possível realizar a identificação específica do táxon.

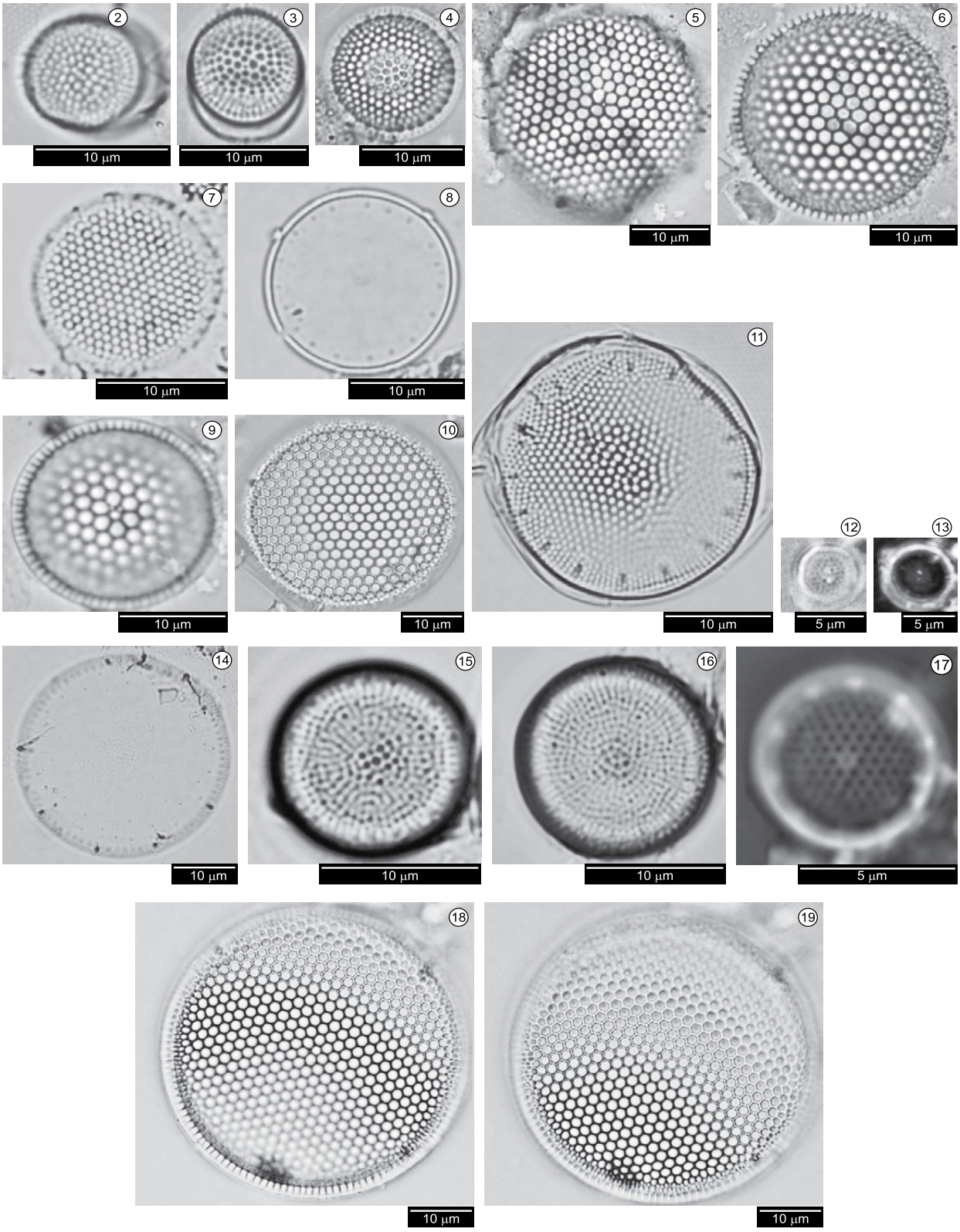
Ocorrência na amostra: UPCB – 61814.

Shionodiscus oestrupii (Östenfeld) Alverson, Kang & Theriot var. ***oestrupii***, Diat. Res. 21(2) : 258, 2006.

Basiônimo: *Coscinosira oestrupii* Östenfeld *in* Knudsen & Ostenfeld, Iagt. Over. Temp. Salth. Plank. Skibs., p. 52, (1899) 1900.

Figura 21

Valvas circulares; face valvar convexa; aréolas hexagonais em distribuição sublinear; aréolas maiores na região central e menores em direção à margem; uma fultopórtula subcentral; um anel de fultopórtulas na margem da valva inconspícuo; uma rimopórtula na face valvar distanciada aproximadamente duas a quatro aréolas da fultopórtula subcentral. Diâmetro: 8-21 µm; 5-10 aréolas em 10 µm.



Figuras 2-19. Figuras 2-3: *Thalassiosira cedarkeyensis*. Figura 4: *Thalassiosira decipiens*. Figura 5: *Thalassiosira eccentrica*. Figura 6: *Thalassiosira ferrelineata*. Figura 7. *Thalassiosira leptopus*. Figura 8: *Thalassiosira minuscula*. Figura 9: *Thalassiosira nanolineata*, Figura 10: *Thalassiosira nodulolineata*. Figura 11: *Thalassiosira nordenskioeldii*. Figuras 12-13: *Thalasiosira proschkinae*. Figura 14: *Thalasiosira punctigera*. Figuras 15-16: *Thalassiosira rudis*. Figura 17: *Thalassiosira tenera*. Figuras 18-19: *Thalassiosira* sp.1.

Figures 2-19. Figures 2-3: *Thalassiosira cedarkeyensis*. Figure 4: *Thalassiosira decipiens*. Figure 5: *Thalassiosira eccentrica*. Figure 6: *Thalassiosira ferrelineata*. Figure 7. *Thalassiosira leptopus*. Figure 8: *Thalassiosira minuscula*. Figure 9: *Thalassiosira nanolineata*, Figure 10: *Thalassiosira nodulolineata*. Figure 11: *Thalassiosira nordenskioeldii*. Figures 12 e 13: *Thalasiosira proschkinae*. Figure 14: *Thalasiosira punctigera*. Figures 15-16: *Thalassiosira rudis*. Figure 17: *Thalassiosira tenera*. Figures 18-19: *Thalassiosira* sp.1.

Comentário: Alverson et al. (2006) propuseram o gênero *Shionodiscus* para agrupar espécies anteriormente enquadradas em *Thalassiosira.* Os dois gêneros se distinguem pela posição da rimopórtula na valva e pelo comprimento dos tubos das fultopórtulas. *Shionodiscus* apresenta rimopórtula na face valvar e fultopórtulas com tubos externos reduzidos e internos alongados, o contrário ocorre nas espécies de *Thalassiosira* que tem rimopórtula sobre o manto valvar e fultopórtulas com tubos externos alongados e internos reduzidos.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, e 61823.

Shionodiscus oestrupii var. ***venrickae*** (Fryxell & Hasle) Alverson, Kang & Theriot, Diat. Res. 21(2): 260, 2006.

Basiônimo: *Thalassiosira oestrupii* var. *venrickae* Fryxell & Hasle, Am. Jour. Bot., p. 810, figs. 11-19, 1980.

Figura 22

Valvas circulares; face valvar convexa; aréolas hexagonais em distribuição excêntrica; aréolas maiores na região central e menores em direção à margem; uma fultopórtula subcentral; um anel de fultopórtulas marginal inconspícuo; uma rimopórtula na face valvar distanciada aproximadamente duas a quatro aréolas da fultopórtula subcentral. Diâmetro: 16-29 µm; 5-7 aréolas em 10 µm.

Comentário: esta variedade difere da típica pela distância entre as fultopórtulas marginais (var. *oestrupii*: 3,2-4 µm e var. *venrickae*: 0,8-1,9 µm), comprimento do tubo interno das fultopórtulas e padrão de distribuição das aréolas (var. *oestrupii*: sublinear e var. *venrickae*: excêntrico) (Fryxell & Hasle 1980, Hallegraef 1984, Aké-Castillo et al. 1999).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819 e 61820.

Minidiscus comicus Takano, Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. (105): 31, fig. 1A, 2-13, 1981.

Figura 23, 24 e 69

Valvas circulares; face valvar levemente convexa; margem grosseira e às vezes refringente; área central com aréolas inconspícuas; três fultopórtulas localizadas subcentralmente; uma rimopórtula inconspícua localizada no centro da valva. Diâmetro: 4 µm.

Em MEV, as valvas apresentam aréolas delicadas, e aberturas de fultopórtulas e rimopórtula sésseis.

Comentário: *Minidiscus* é um dos menores gêneros marinhos planctônicos conhecidos, o que muitas vezes torna difícil a diferenciação entre as espécies do grupo ao microscópio óptico (Aké-Castillo et al. 2001, Hasle & Syvertsen 1997). A posição das fultopórtulas permitiu a determinação específica do exemplar no material estudado.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61817, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cymatotheca weissflogii (Grunow) Hendey, J. Roy. Microsc. Soc. 77(3): 41, pl. 5, fig. 9, 1958.

Basiônimo: *Euodia weissflogii* Grunow *in* Van Heurck, Syn. Diat. Belg., pl. 126, fig. 13, 1883.

Figura 25

Valvas sutilmente elípticas e assimétricas; face valvar ondulada; estrias radiadas; aréolas menores na margem aumentam em direção ao centro; linhas hialinas entre as estrias; anel de fultopórtulas marginal às vezes inconspícuo. Diâmetro: 8,5-23 µm; 8-10 aréolas em 10 µm; 3-5 fultopórtulas marginais em 10 µm.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cymatodiscus planetophorus (Meister) Hendey, Joun. Roy. Microsc. Soc. 77(1): 42, 1958.

Basiônimo: *Coscinodiscus planetophorus* Meister, Kiesel. Asien, p. 34, fig, 86-87, 1932.

Figura 26

Valvas elípticas e assiméticas; face valvar plana; aréolas menores próximas à margem se tornam maiores em direção ao centro; área central da valva com poucas aréolas esparsas; margem com anel de fultopórtulas. Comprimento: 12-26; largura: 10-22; 12-20 aréolas em 10 µm; 1-2 fultopórtulas marginais em 10 µm.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

2. Família Skeletonemataceae

Skeletonema sp.

Figuras 27-29

Frústulas em vista pleural formando cadeias unidas pelos processos externos das fultopórtulas; anel de fultopórtulas marginal; rimopórtula inconspícua localizada na margem da valva; diâmetro valvar geralmente maior ou igual ao eixo pervalvar. Diâmetro: 5-8 µm; eixo pervalvar: 3-8 µm; 7-11 fultopórtulas marginais em 10 µm.

Comentário: *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve vem sendo comumente registrada em estudos florísticos de águas costeiras paranaenses. Contudo, trabalhos realizados nas últimas décadas com o gênero revelaram novas espécies, cuja distinção é realizada principalmente com base em características ultra-estruturais da valva (Medlin et al. 1991, Sarno et al. 2005, 2007, Zingone et al. 2005). Desta forma, há a necessidade de uma análise mais detalhada da frústula dos exemplares que ocorrem em amostras paranaenses para se averiguar que espécies ocorrem na região. Os exemplares encontrados no presente estudo não puderam ser determinados em nível específico por não terem sido encontrados em microscopia eletrônica de varredura para a constatação das características diacríticas.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

3. Família Stephanodiscaceae

Cyclotella choctawhatcheeana Prasad *in* Prasad, Nienow & Livingston, Phyc. 29(4): 418-436, fig. 2-26, 1990.

Figuras 30-31

Valvas circulares; margem estriada com até cinco fultopórtulas; área central levemente ondulada com rugas e fultopórtulas; fultopórtulas marginais às vezes equidistantes entre si. Diâmetro: 3,5-8 µm; 2-5 fultopórtulas marginais; 20-30 estrias em 10 µm.

Comentário: *C. choctawhatcheeana* é uma pequena espécie planctônica (geralmente ≤ 10 µm de diâmetro) que ocorre em diferentes condições ambientais e que tem ampla distribuição, tendo sido encontrada em vários estuários do mundo (Burić et al. 2007, Oliva et al. 2008).

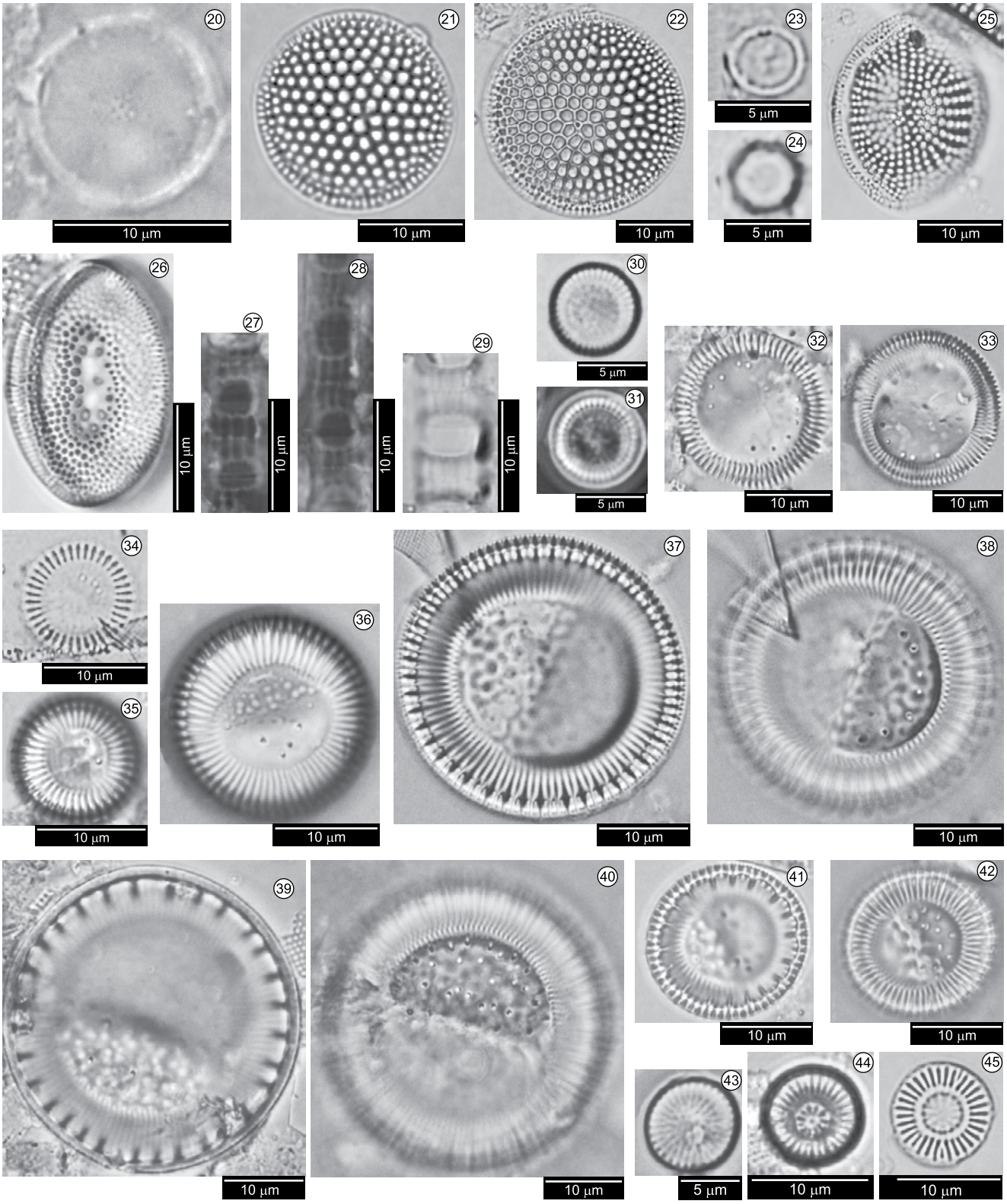
Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cyclotella litoralis Lange & Syvertsen, Nov. Hedw. 48: 341-356, fig. 31-37, 1989.

Figuras 32-33

Valvas circulares; margem estriada; câmaras marginais ausentes; área central fortemente ondulada, com rugas e fultopórtulas; ondulação da área central começa na região das estrias, porém distante da margem; fileira de fultopórtulas da área central forma um ou dois arcos. Diâmetro: 21-50 µm; 9-12 estrias em 10 µm; 5-22 fultopórtulas na área central.

Comentário: a espécie apresenta área central ampla, podendo atingir metade do diâmetro valvar nos espécimes menores a 2/3 do diâmetro nos maiores. *C. litoralis* se diferencia de *C. striata* pelo fato de que nesta última a ondulação da área central da valva



Figuras 20-45. Figura 20: *Thalassiosira* sp.2; Figura 21: *Shionodiscus oestrupii* var. *oestrupii*. Figura 22: *Shionodiscus oestrupii* var. *venrikae*. Figuras 23-24: *Minidiscus comicus*. Figura 25: *Cymatotheca weissflogii*. Figura 26: *Cymatodiscus planetophorus*. Figuras 27-29: *Skeletonema* sp.(valvas em vista pleural). Figuras 30-31: *Cyclotella choctawhatcheeana*. Figuras 32-33: *Cyclotella litoralis*. Figura 34: *Cyclotella meneghiniana*. Figuras 35-36: *Cyclotella striata*. Figuras 37-38: *Cyclotella stylorum*. Figuras 39-42: *Cyclotella* sp. Figura 43: *Cyclostephanos invisitatus*. Figuras 44-45: *Discostella stelligera*.

Figures 20-45. Figure 20: *Thalassiosira* sp.2. Figure 21: *Shionodiscus oestrupii* var. *oestrupii*. Figure 22: *Shionodiscus oestrupii* var. *venrikae*. Figures 23-24: *Minidiscus comicus*. Figure 25: *Cymatotheca weissflogii*. Figure 26: *Cymatodiscus planetophorus*. Figures 27-29: *Skeletonema* sp. (valvas em vista pleural). Figures 30-31: *Cyclotella choctawhatcheeana*. Figures 32-33: *Cyclotella litoralis*. Figure 34: *Cyclotella meneghiniana*. Figures 35-36: *Cyclotella striata*. Figures 37-38: *Cyclotella stylorum*. Figures 39-42: *Cyclotella* sp. Figure 43: *Cyclostephanos invisitatus.* Figures 44-45: *Discostella stelligera*.

não atinge a região das estrias marginais; e de *C. stylorum* por esta possuir câmaras marginais (Lange & Syvertsen 1989).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cyclotella meneghiniana Kützing, Bacill., p. 50, pl. 30, fig. 68, 1844.

Figura 34

Valvas circulares; margem estriada; estrias grosseiras; área central plana, com rugas alongadas; 1-2 fultopórtulas próximas a margem da área central ou ausentes. Diâmetro: 9-13 µm; câmaras marginais inconspícuas; 10 estrias em 10 µm; 0-2 fultopórtulas na área central.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61814, 61818 e 61820.

Cyclotella striata Brightwell, Quart. Journ. Micr. Sc. 8: 96, pr. 6, fig. 16, 1860.

Figuras 35, 36, 63-65

Valvas circulares; margem estriada; câmaras marginais evidentes compreendendo 2 interestrias; área central ondulada, com rugas e fultopórtulas; ondulação da área central é limitada à região sem estrias; fultopórtulas em uma única fileira formando um arco na área central. Diâmetro valvar: 11-25 µm; 4-6 câmaras marginais em 10 µm; 10 estrias em 10 µm; 2-5 fultopórtulas na área central.

Os exemplares analisados em MEV apresentaram fultopórtulas com três poros satélites e uma proeminente rimopórtula marginal orientada tangencialmente a margem valvar.

Comentário: esta espécie é semelhante a *C. stylorum*, contudo pode ser distinguida pelas câmaras marginais, tamanho e posição da rimopórtula, e número de poros satélites por fultopórtula. *C. striata* possui 2 interestrias por câmara marginal, uma grande rimopórtula orientada tangencialmente à valva e 3 poros satélites por fultopórtula; enquanto que *C. stylorum* tem câmaras marginais grosseiras formadas por 3 a 4 interestrias, rimopórtula pequena e radialmente orientada e 2 poros satélites por fultopórtula (Lange & Syvertsen 1989).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

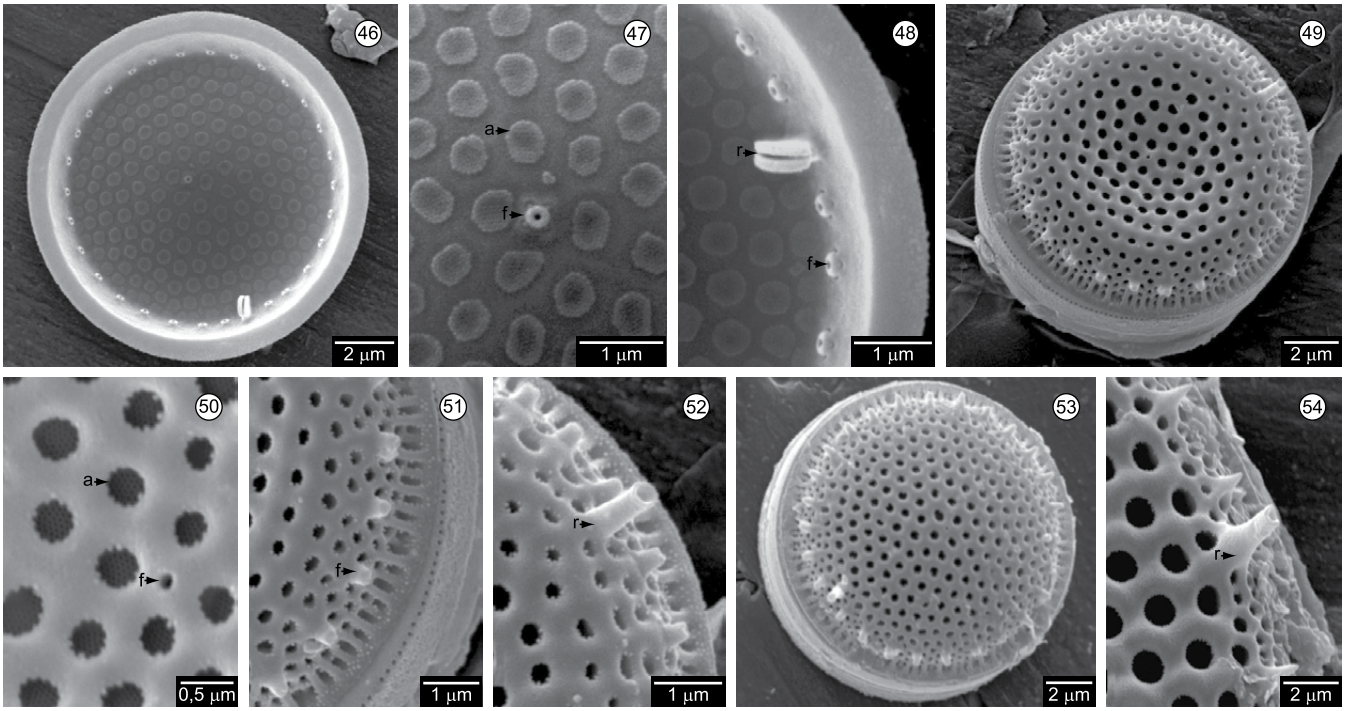
Cyclotella stylorum (Kützing) Grunow *in*: Cleve & Grunow, Sven. Vet. Akad. Handl. 7(2): 119, 1880.

Basiônimo: *Coscinodiscus striatus* Kützing, Bacill., p. 131, pl. 1, fig. 8, 1844.

Figuras 37, 38, 66-67

Valvas circulares; margem estriada; câmaras marginais grosseiras compreendendo 3-4 interestrias; área central ondulada, com rugas e fultopórtulas; a ondulação da área central se estende à região com estrias não alcançando a margem; fultopórtulas formando um arco na área central. Diâmetro: 20-56 µm; 3-6 câmaras marginais em 10 µm; 9-14 estrias em 10 µm; 6-20 fultopórtulas centrais.

Em MEV, as valvas apresentaram região central grosseiramente ornamentada e fortemente ondulada.



Figuras 46-54. *Thalasiosira decipiens*, MEV. Figura 46: vista interna da valva, escala: 2 µm. Figura 47: detalhe da fultopórtula central (f) e da oclusão das aréolas (a) (setas), escala 1 µm. Figura 48: detalhe da margem valvar, anel marginal de fultopórtulas (f) e rimopórtula marginal (r) (setas), escala: 1 µm. Figura 49: vista externa da face valvar, escala: 2 µm. Figura 50: vista externa da face valvar, detalhe da abertura da fultopórtula (f) e das aréolas (a) na região central da face valvar (setas), escala: 0,5 µm. Figura 51: vista externa da valva, detalhe da ornamentação da margem valvar e anel marginal de fultopórtulas (f) (seta), escala: 1 µm. Figura 52: vista externa da face valvar, detalhe da região marginal e tubo externo da rimopórtula (r) (seta), escala: 1 µm. Figura 53: vista externa da face valvar, escala: 2 µm. Figura 54: *Thalassiosira nodulolineolata*, MEV, vista externa da face valvar, detalhe da rimopórtula (r) na margem (seta),

Figures 46-54. *Thalasiosira decipiens*, SEM. Figure 46: internal view of valve face, scale: 2 µm. Figure 47: note the central fultoportula (f) and occlusion of areolae (a) (narrows), scale: 1 µm. Figure 48: detail of the valvar margin, ring of fultoportulae (f) and marginal rimoportula (r) (narrows), scale: 1 µm. Figure 49: external view of valve, scale: 2 µm. Figure 50: external view of valve, detail of fultoportulae (f) and areolae (a) in the central region of valve (narrows), scale: 0.5 µm. Figure 51: external view of valve, detail of the marginal ornamentation and marginal ring of fultoportulae (f) (narrow), scale: 1 µm. Figure 52: external view of valve, note the marginal region of valve and the external tube of rimoportula (r) (narrow), scale: 1 µm. Figure 53: external view of valve, scale: 2 µm. Figure 54: *Thalassiosira nodulolineolata*, SEM, detail of the marginal rimoportula (r) in external view (narrow).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cyclotella sp.

Figuras 39-42 e 68

Valvas circulares; margem estriada; câmaras marginais compreendendo 3-4 interestrias; área central ondulada, com rugas e fultopórtulas; a ondulação da área central se estende à região com estrias não alcançando a margem; fultopórtulas espalhadas na área central. Diâmetro: 19-35 µm; 3-4 câmaras marginais em 10 µm; 3-4 aberturas do alvéolo; 10-14 estrias em 10 µm; 13-37 fultopórtulas centrais.

As valvas apresentaram, em MEV, área central fortemente ondulada e ornamentada, com fultopórtulas esparsas.

Comentários: esta espécie assemelha-se a *C. stylorum* com relação à presença de câmaras marginais evidentes, densidade de câmaras marginais, número de aberturas de alvéolos por câmara, padrão de estriação e dimensões valvares. Porém, os exemplares encontrados apresentaram várias fultopórtulas espalhadas na área central, diferindo de *C. stylorum* que tem fultopórtulas dispostas em arco (Lange & Syvertsen 1989).

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61815, 61816, 61817, 61818, 61819, 61820, 61821, 61822 e 61823.

Cyclostephanos invisitatus (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Håkansson, Diat. Res. 2(2): 254, 1987.

Basiônimo: *Stephanodiscus invisitatus* Honn & Hellerman, Trans. Amer. Micro. Soc. 82(3): 250-329, pl. 1, fig. 7, 1963.

Figura 43

Valvas circulares; margem estriada radialmente; espinhos inconspícuos na margem; área central plana em diferente altura em relação à margem; na área central podem ocorrer rugas; anel de fultopórtulas inconspícuas no manto. Diâmetro da valva: 7-9,3 µm; 18-30 estrias em 10 µm.

Ocorrência nas amostras: UPCB - 61717, 61813, 61814, 61816, 61818, 61819, 61820 e 61823.

Discostella stelligera (Cleve & Grunow) Houk & Klee, Diat. Res. 19(2): 203-228, fig. 7, 12-13, 23-99, 2004.

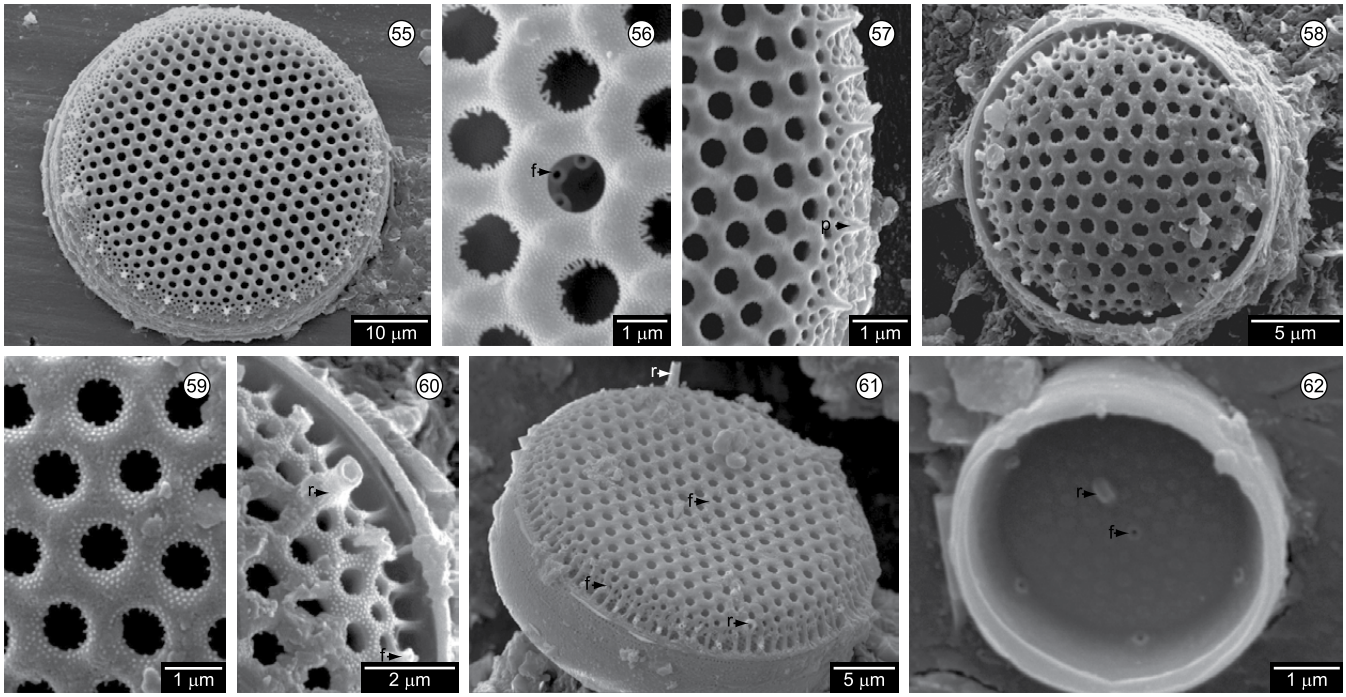
Basiônimo: *Cyclotella meneghniana* var. *stelligera* Cleve & Grunow *in* Cleve, Sven. Vet. Akad. Handl. 18(5): 22, pl. 5, fig. 63a, 1881.

Figuras 44-45

Valvas circulares; margem estriada radialmente; fultopórtulas do anel marginal inconspícuas; área central plana ou ondulada concentricamente ornamentada por alvéolos alongados dispostos em roseta. Diâmetro: 7-13 µm; 12-16 estrias em 10 µm.

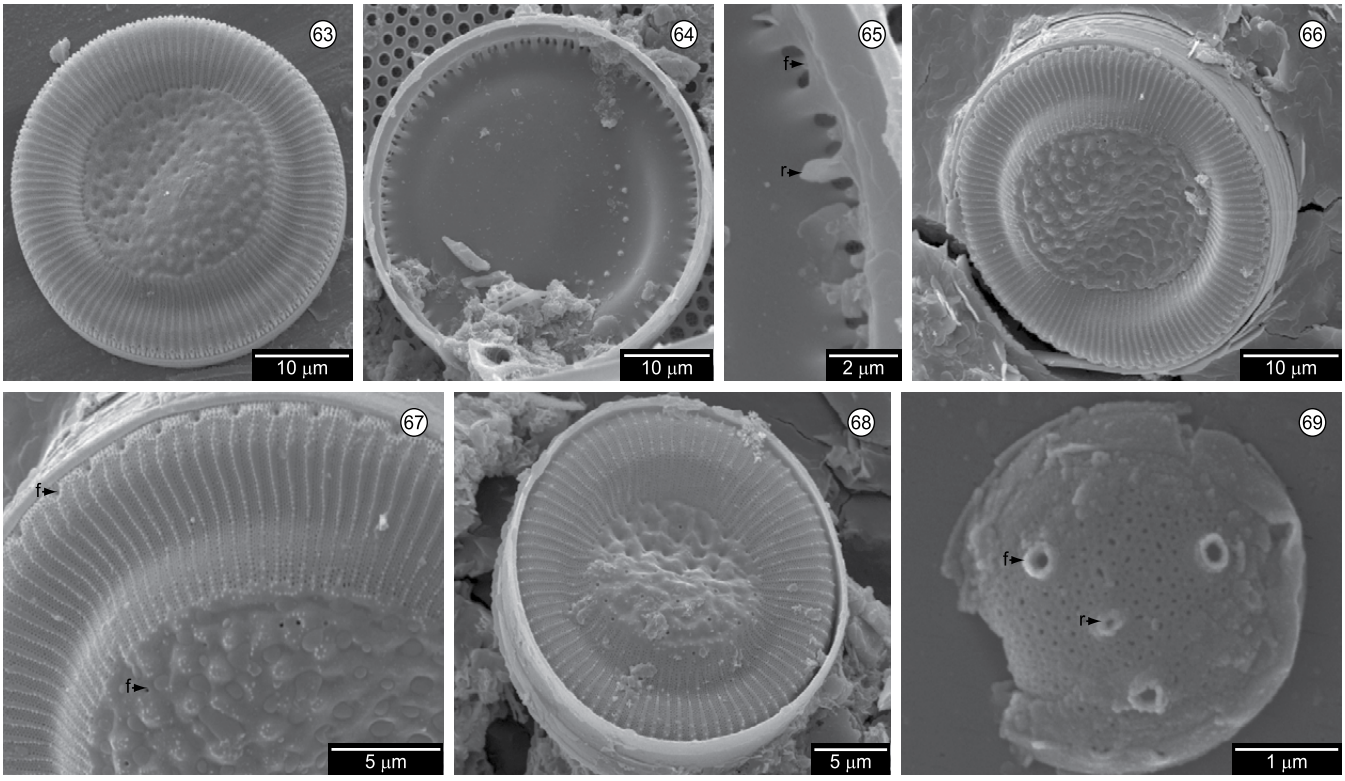
Ocorrência nas amostras: UPCB - 61813, 61814, 61816, 61817 e 61818.

Os dados físico-químicos obtidos durante a coleta (Tabela 2) não apresentaram grandes variações, exceto no verão de 2008, onde foram verificados valores mais baixos de salinidade (0,2 a 1,0) e de profundidade (3,5 a 7,0). Provavelmente este fato ocorreu pela coleta ter sido realizada durante período de maré baixa, onde a contribuição da água continental é maior que a do mar aberto.



Figuras 55-62. *Thalassiosira nodulolineolata*, MEV. Figura 55: vista externa da face valvar, escala: 10 µm. Figura 56: vista externa da face valvar, detalhe das fultopórtulas (f) internas a aréola central da valva (seta), escala: 1 µm. Figura 57: vista externa da margem valvar, detalhe dos processos ocluídos (p) (seta), escala: 1 µm. Figuras 58-60: *Thalassiosira ferelineata*, MEV. Figura 58: vista externa da face valvar, escala: 5 µm. Figura 59: vista externa da face valvar, detalhe da região central da face valvar, escala: 1 µm. Figura 60: vista externa da face valvar, detalhe da margem com anel marginal de fultopórtulas (f) e rimopórtula marginal (r) (setas), escala: 2 µm. Figura 61: *Thalassiosira* sp.1, MEV, vista externa da face valvar, note a abertura externa das fultopórtulas (f) e rimopórtulas (r) (setas), escala: 5 µm. Figura 62: *Thalassiosira proschkinae*, MEV, vista interna da face valvar, note a rimopórtula subcentral (r) e as fultopórtulas (f) (setas), escala: 1 µm.

Figure 55-62. *Thalassiosira nodulolineolata*, SEM. Figure 55: external view of valve, scale: 10 µm. Figure 56: external view of valve, detail of the fultoportulae (f) inside the central areola (narrow), scale: 1 µm. Figure 57: external view of valvar margin, note the marginal occluded process (p) (narrow), scale: 1 µm. Figures 58-60: *Thalassiosira ferelineata*, SEM. Figure 58: external view of valve, scale: 5 µm. Figure 59: external view of valve, detail of the central region of valve in external view, scale: 1 µm. Figure 60: external view of valve, note the margin ring of fultoportulae (f) and rimopotula (r) (narrows), scale: 2 µm. Figure 61: *Thalassiosira* sp.1, SEM, external view of valve, note the external opening of the fultoportulae (f) and rimoportulae (r) (narrows), scale: 5 µm. Figure 62: *Thalassiosira proschkinae*, SEM, internal view of valvar face, note the subcentral rimoportula (r) and the fultoportulae (f) (narrows), scale: 1 µm.



Figuras 63-69. *Cyclotella striata*, MEV. Figura 63: vista externa da face valvar, escala: 10 µm. Figura 64: vista interna da face valvar, escala: 10 µm. Figura 65: detalhe das fultopórtulas (f) e rimopórtula (r) marginais (setas), escala: 2 µm. Figuras 66-67: *Cyclotella stylorum*, MEV. Figura 66: vista externa da face valvar, escala: 10 µm. Figura 67: vista externa da face valvar, note a abertura das fultopórtulas (f) (setas) e ornamentação da área central da valva, escala: 5 µm. Figura 68: *Cyclotella* sp., MEV, vista externa da face valvar, escala: 5 µm. Figura 69: *Minidiscus comicus*, MEV, vista externa da face valvar, note a abertura das fultopórtulas (f) e da rimopórtula (r) (setas).

Figures 63-69. *Cyclotella striata*, SEM. Figure 63: external view of valve, scale: 10 µm. Figure 64: internal view of valve, scale: 10 µm. Figure 65: detail of the marginal fultoportulae (f) and rimoportula (r) (narrows), scale: 2 µm. Figures 66-67: *Cyclotella stylorum*, SEM. Figure 66: external view of valve, scale: 10 µm. Figure 67: external view of valve, note the fultoportulae openings (f) (narrows) and the ornamentation of central area, scale: 5 µm. Figure 68: *Cyclotella* sp., SEM, external view of valve, scale: 5 µm. Figure 69: *Minidiscus comicus*, SEM, external view of valve, note the fultoportulae opening (f) and rimoportula (r) (narrows).

Considerações Finais

O estudo das Thalassiosirales de três diferentes regiões da baía de Guaratuba resultou na determinação de 28 táxons infragenéricos, contribuindo-se com uma nova citação para o Brasil, *Thalassiosira cedarkeyensis*, e dois novos registros para o litoral do Estado do Paraná.

Comparando-se a flora diatomológica pretérita, em trabalho desenvolvido em 1961, contribuiu-se com 23 novos registros para a baía de Guaratuba.

As flórula das Thalassiosirales da baía de Guaratuba pode ser considerada rica em relação à encontrada no litoral paranaense, pois 74% das espécies citadas na literatura foram aqui registradas.

Agradecimentos

Ao CNPq, pela concessão de bolsa de pós-graduação a Elton A. Lehmkuhl e de produtividade a Thelma A. V. Ludwig. Ao Centro de Microscopia Eletrônica/UFPR, pelo auxílio e disponibilização da infra-estrutura para obtenção das imagens do material diatomológico. Ao Prof. Dr. Moacyr Serafim Junior pela disponibilização logística nas coletas.

Referências Bibliográficas

AKÉ-CASTILLO, J.A., HERNÁNDEZ-BECERRIL, D.U. & MEAVE DEL CASTILLO, M.E. 1999. Species of the genus *Thalassiosira* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Tehuatepec, Mexico. Bot. Mar. 42:487-503.

AKÉ-CASTILLO, J.A., HERNÁNDEZ-BECERRIL, D.U., MEAVE DEL CASTILLO, M.E. & BRAVO-SIERRA, E. 2001. Species of *Minidiscus* (Bacillariophyceae) in the Mexican Pacific Ocean. Cryptog. Algol. 22(1):101-107.

ALVERSON, A.J., KANG, S.H. & THERIOT, E.C. 2006. Cell wall morphology and systematic importance of *Thalassiosira ritscheri* (Hustedt) Hasle, with a description of *Shionodiscus* gen. nov. Diat. Res. 21(2):251-262.

BURIĆ, Z., KISS, K.T., ÁCS, É., VILIČIĆ, D., MIHALIĆ, K.C. & CARIĆ, M. 2007. The occurrence and ecology of the centric diatom *Cyclotella choctawhacheeana* Prasad in a Croatian estuary. Nova Hedwigia 84(1-2):135-153.

CUNHA, A. M. & FONSECA, O. 1918. O microplamcton das costas meridionais do Brasil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 10(2):99-103.

FRYXELL, G.A. & HASLE, G.R. 1980. The marine diatom *Thalassiosira oestrupii*: structure, taxonomy and distribution. J. Bot. 67(5):804-814.

GUARATUBA. 2008. Prefeitura do Município, gestão 2005-2008. Disponível em: <http://www.guaratuba.pr.gov.br/site/index.php?option=com_content&task=view&id=244&Itemid=133> (último acesso em 01/03/2008).

HALLEGRAEF, G.M. 1984. Species of the diatom genus *Thalassiosira* in Australian waters. Bot. Mar. 27:495-513.

HARRIS, A.S.D., MEDLIN, L.K., LEWIS, J. & JONES, K.J. 1995. *Thalassiosira* species Bacillariophyceae) from Scottish sea-loch. Eur. J. Phycol. 30:117-131.

HASLE, G.R. & FRYXELL, G.A. 1977. The genus *Thalassiosira*: some species with a linear areola array. Nova Hedwigia 54:15-66.

HASLE, G.R. & SYVERTSEN, E.E. 1997. Marine diatoms. **In** Identifying Marine Phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, London, p. 45-88.

HASLE, G.R. 1978. Some *Thalassiosira* species with one central process (Bacillariophyceae). Norw. J. Bot. 25:77-110.

HASLE, G.R. 1979. *Thalassiosira decipiens* (Grun.) Joerg. (Bacillariophyceae). Bacil. 2:85-108.

HASLE, G.R. 1983. *Thalassiosira punctigera* (Castr.) comb.nov., a widely distributed marine planktonic diatom. Nord. J. Bot. 3:593-608.

LANGE, C. & SYVERTSEN, E.E. 1989. *Cyclotella litoralis* sp. nov. (Bacillariophyceae), and its relationships to *C. striata* and *C. stylorum*. Nova Hedwigia 48:341-356.

LUDWIG, T.A.V., TREMARIN, P.I., BECKER, V. & TORGAN, L.C. 2008. *Thalassiosira rudis* sp. nov. (Coscinodiscophyceae): a new freshwater species. Diat. Res. 23(2):389-400.

MEDLIN, L.K., ELWOOD, H.J., STICKEL, S. & SOGIN, M.L. 1991. Morphological and genetic variation within the diatom *Skeletonema costatum* (Bacillariophyta): evidence for a new species, *Skeletonema pseudocostatum*. J. Phycol. 27:514-524.

MOREIRA-FILHO, H. & VALENTE-MOREIRA, I.M. 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. Bol. Mus. Bot. Mun. 47:1-17.

MOREIRA-FILHO, H. 1959. Diatomáceas do Paraná: I. A flora diatomológica no Sargassum. Bol. Inst. Hist. Nat. Bot. 2:1-18.

MOREIRA-FILHO, H. 1961. Diatomáceas da Baía de Guaratuba. Bol. Univ. Fed. Parana Bot. 3:1-35.

ODUM, E.P. 1983. Ecologia. 1 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 834p.

OLIVA, M.G., LUGO, A., ALCOCER, J. & CANTORAL-URIZA, E.A. 2008. Morphological study of *Cyclotella chotawhatcheeana* Prasad (Stephanodiscaceae) from a saline Mexican lake. Saline System 4:1-9.

PRASAD, A.K.S.K., FRYXELL, G.A. & LIVINGSTON, R.J. 1993. The genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta): *T. cedarkeyensis*, a new marine benthic diatom from the Florida coast of the Gulf of Mexico. Phycol. 32(3):204-212.

PROCOPIAK, L.K., FERNADES, L.F. & MOREIRA-FILHO, H. 2006. Diatomáceas (Bacillariophyta) marinhas e estuarinas do Paraná, Sul do Brasil: lista de espécies com ênfase em espécies nocivas. Biota Neotrop. 6(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?inventory+bn02306032006ISNN 1676-0603>

RICKLEFS, R.E. 2003. A economia da natureza. 5 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 501p.

ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M., MANN, D.G. 1990. The Diatoms: biology and morphology of the genera. New York: Cambridge University Press, 747p.

SARNO, D., KOOISTRA, W.H.C.F., BALZANO, S., HARGRAVES, P.E. & ZINGONE, A. 2007. Diversity in the genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae): III. Phylogenetic position and morphologicalvariability of *Skeletonema costatum* and *Skeletonema grevillei*, with the description of *Skeletonema ardens* sp. nov. J. Phycol. 43:156-170.

SARNO, D., KOOISTRA, W.H.C.F., MEDLIN, L., PERCOPO, I. & ZINGONE, A. 2005. Diversity in the genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae). II. An assessment of the taxonomy of *S. costatum*-like species with the description of four new species. J. Phycol. 41:151-176.

SIMONSEN, R. 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V "Meteor", 1964-65. Meteor Forschungsergbnisse Reihe D-Biologie 19:1-66.

TORGAN, L.C. & SANTOS, C.B. 2007. Ocorrência de *Thalassiosira nodulolineata* (Bacillariophyta) na Laguna do Patos, Brasil. Rev. Bras. Bioc. 5(2):714-716.

TREMARIN, P.I., LUDWIG, T.A.V. & MOREIRA-FILHO, H. 2008. Thalassiosirales (Diatomeae) do rio Guaraguaçu, Bacia Litorânea, PR. Brasil. Acta Bot. Bras. 22(4):1101-1113.

ZINGONE, A., PERCOPO, I., SIMS, A. & SARNO, D. 2005. Diversity in the genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae). I. A reexamination of the type material of *S. costatum* with the description of *S. grevillei* sp. nov. J. Phycol. 41:140-150.

Recebido em 24/06/09
Versão reformulada recebida em 21/05/10
Publicado em 03/06/10

Inventário de planárias terrestres (Platyhelminthes, Tricladida) em remanescente de Floresta Estacional Decidual do Sul do Brasil

Vanessa dos Anjos Baptista[1], Simone Machado de Oliveira[1] & Ana Maria Leal-Zanchet[1,2]

[1] Programa de Pós-graduação em Biologia, Instituto de Pesquisas de Planárias,
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS,
CEP 93022-000, São Leopoldo, RS, Brasil
[2]Autor para correspondência: Ana Maria Leal-Zanchet, e-mail: zanchet@unisinos.br

OLIVEIRA, S.M., BAPTISTA, V.A. & LEAL-ZANCHET, A.M. **Land flatworm (Platyhelminthes, Tricladida) inventory in a remnant of Subtropical Deciduous Forest in Southern Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn02110022010.

Abstract: Land triclads are top-predators in their microhabitats, feeding on other soil invertebrates. The species richness of triclads may indicate the diversity of other faunal groups. The community composition of land flatworms of areas of Deciduous Forest, which occupies a quarter of the vegetal cover of the state, is poorly known. The present study inventoried land planarians of the largest remnant of this type of forest in the State of Rio Grande do Sul, the Turvo State Park (SP-Turvo) and compared their communities with those of other localities of the state with inventories of land flatworms. We inventoried 26 species, two of them belonging to the subfamilies Rhynchodeminae and Bipaliinae, and 24 to the subfamily Geoplaninae. Besides the genera *Rhynchodemus* Leidy 1851 and *Bipalium* Stimpson, 1857, the following Geoplaninae genera were recorded: *Geoplana* Stimpson 1857, *Choeradoplana* Graff 1896, *Pasipha* Ogren & Kawakatsu 1990 and *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu 1990, as well as the collective group *Pseudogeoplana* Ogren & Kawakatsu, 1990. The highest species richness was registered for the genus *Geoplana* (10), followed by the genus *Pasipha* (4). *Geoplana rubidolineata* Baptista & Leal-Zanchet, 2005 was previously only known from its type-locality, located in the northeast of the state. *Bipalium kewense* Moseley, 1878 which shows a cosmopolitan distribution was observed in a man-disturbed area, not being registered in forest areas. We employed an NMDS ordination to compare land planarian communities of the Turvo State Park to those of other types of forest of the state. The analysis indicated that land planarian communities of the Turvo State Park and those of other areas with Deciduous, Semideciduous and Dense Ombrophilous Forests differ from those of Mixed Ombrophilous Forests of the region. The high observed species richness in the Turvo State Park reinforces its important contribution for the conservation of the regional diversity.
Keywords: *biodiversity, community composition, conservation unit, Geoplaninae, Rhynchodeminae, Bipaliinae.*

OLIVEIRA, S.M., BAPTISTA, V.A. & LEAL-ZANCHET, A.M. **Inventário de planárias terrestres (Platyhelminthes, Tricladida) em remanescente de Floresta Estacional Decidual do Sul do Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn02110022010.

Resumo: Os tricladidos terrestres são predadores de topo de cadeia no seu microhábitat, alimentando-se de outros invertebrados de solo. A riqueza de espécies de tricladidos pode indicar a diversidade de outros grupos. A composição das comunidades de planárias terrestres da Floresta Estacional Decidual, que ocupa um quarto da cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul, é pouco conhecida. O presente trabalho teve como área de estudo o maior remanescente dessa formação florestal no Rio Grande do Sul, apresentando os seguintes objetivos: inventariar as espécies de planárias terrestres no Parque Estadual do Turvo (PE-Turvo) e comparar as comunidades desse Parque com as de outras áreas do estado com inventários desses tricladidos. Na área de estudo, foram inventariadas 26 espécies, sendo duas pertencentes às subfamílias Rhynchodeminae e Bipaliinae, e as demais, à subfamília Geoplaninae. Além dos gêneros *Rhynchodemus* Leidy 1851 e *Bipalium* Stimpson, 1857, foram registrados os seguintes gêneros de Geoplaninae: *Geoplana* Stimpson 1857, *Choeradoplana* Graff 1896, *Pasipha* Ogren & Kawakatsu 1990 e *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu 1990, além do grupo coletivo *Pseudogeoplana* Ogren e Kawakatsu, 1990. O maior número de espécies foi registrado para o gênero *Geoplana* (10), seguido pelo gênero *Pasipha* (4). *Geoplana rubidolineata* Baptista & Leal-Zanchet, 2005 havia sido registrada anteriormente apenas para sua localidade-tipo, no nordeste do estado. *Bipalium kewense* Moseley, 1878, de distribuição cosmopolita, foi encontrada apenas em local submetido a alto impacto antrópico, não tendo sido registrada em áreas de floresta. Para comparar as comunidades de planárias terrestres do PE-Turvo com as de outros tipos de vegetação do estado, utilizou-se o método de ordenação NMDS. Essa análise indicou que as comunidades de planárias terrestres do PE-Turvo e de outras áreas de Floresta Decidual, Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa diferenciam-se das comunidades de áreas de Floresta Ombrófila Mista. A alta riqueza de espécies observada no PE-Turvo reforça sua importante contribuição para a conservação da diversidade regional.
Palavras-chave: *biodiversidade, composição de comunidades, unidade de conservação, Geoplaninae, Rhynchodeminae, Bipaliinae.*

Introdução

Os tricladidos terrestres representam um grupo relativamente numeroso em espécies, sendo a maioria delas registradas para a região Neotropical (Sluys 1999, Winsor et al. 1998). Muitas espécies de planárias terrestres apresentam especificidade de hábitat e capacidade reduzida de locomoção (Sluys 1995, Winsor et al. 1998). Embora algumas espécies tenham sua distribuição atual influenciada por atividades antrópicas, os tricladidos terrestres apresentam alto endemismo em nível de espécie, gênero e subfamília (Winsor et al. 1998). As planárias são carnívoras, sendo consideradas predadores de topo de cadeia no seu microhábitat. As terrestres alimentam-se de lesmas, caracóis, minhocas, larvas de insetos, tatuzinhos-de-jardim, cupins, opiliões e outros pequenos artrópodes, além de outros tricladidos terrestres (Ogren 1995, Prasniski & Leal-Zanchet 2009). Pelo fato de serem muito sensíveis a alterações no microclima do ambiente onde vivem, Sluys (1998) propôs a utilização dos tricladidos terrestres como indicadores do estado de conservação do seu ambiente. Adicionalmente, considerando a diversidade das planárias terrestres em escala mundial, com base em dados da literatura, Sluys (1998, 1999) sugeriu a utilização desse grupo como indicador de áreas de alta biodiversidade, visando à determinação de áreas prioritárias para conservação.

No Brasil, cerca de 160 espécies de planárias terrestres (Carbayo & Froehlich 2008) são conhecidas, a maioria registrada para a área de abrangência da Floresta Atlântica (= Floresta Ombrófila Densa). No entanto, o conhecimento da diversidade desse grupo baseia-se principalmente em dados coletados a partir de amostragens não sistematizadas, isto é, realizadas com base em coletas pontuais, em especial aqueles desenvolvidos no final do século XIX até meados do século XX (Ogren & Kawakatsu 1990, Leal-Zanchet & Carbayo 2000).

No Rio Grande do Sul, estudos recentes baseados em amostragens com procedimentos padronizados, desenvolvidos principalmente na região do Planalto das Araucárias, no nordeste do estado, em áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa, têm indicado a ocorrência de um grande número de espécies de tricladidos, constituindo comunidades características de cada formação ou tipo de vegetação (Carbayo et al. 2001, 2002, Fick et al. 2003, 2006, Palácios et al. 2006, Baptista et al. 2006a). Inventários realizados em duas áreas de conservação situadas no Planalto das Araucárias, a Floresta Nacional de São Francisco de Paula e o Parque Nacional dos Aparados da Serra, registraram, respectivamente, 40 e 35 espécies (Leal-Zanchet & Carbayo 2000, Baptista et al. 2006b). No entanto, o conhecimento taxonômico do grupo é incipiente, sendo inviável o uso de chaves dicotômicas para identificação em nível de espécie, de forma que, nesses inventários, muitos espécimes têm sido identificados como morfoespécies. Vários espécimes representam novas espécies ou mesmo novos gêneros, endêmicos para cada região (Carbayo et al. 2001, 2002, Leal-Zanchet & Carbayo 2000, 2001, Carbayo & Leal-Zanchet 2001, 2003, Froehlich & Leal-Zanchet 2003, Baptista & Leal-Zanchet 2005, Leal-Zanchet & Froehlich 2006, Lemos & Leal-Zanchet 2008, Leal-Zanchet & Baptista 2009).

Em comparação com a Floresta Ombrófila Mista e Densa, as comunidades de planárias terrestres de outras formações florestais do Estado do Rio Grande do Sul foram objeto de um número reduzido de estudos. Para a Floresta Estacional Semidecidual, há apenas uma análise comparativa da composição de comunidades de planárias terrestres de áreas do Parque Estadual de Itapuã, em Viamão, e de São Leopoldo (Antunes et al. 2008). Já na área de abrangência da Floresta Estacional Decidual, a composição de comunidades de planárias terrestres foi investigada em duas áreas de floresta e uma de campo, localizadas na região central do estado, em zona de transição da Depressão Central para o Planalto das Missões (Castro & Leal-Zanchet 2005). De acordo com Irgang (1980), a parte noroeste dessa formação foi fortemente impactada, restando o Parque Estadual do Turvo como único fragmento significativo. Este corresponde a 56% da área total dos remanescentes da Floresta Decidual e encontra-se desconectado dos demais fragmentos (SEMA/DEFAP 2005).

O presente estudo tem como objetivos realizar um inventário das espécies de planárias terrestres do Parque Estadual do Turvo, bem como comparar a composição das comunidades desse Parque com aquelas de outras áreas de floresta estacional e outras formações florestais da região.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O Parque Estadual do Turvo (Figura 1), unidade de conservação integral, localiza-se no município de Derrubadas, Rio Grande do Sul, Brasil, no Noroeste do estado, entre as coordenadas 27° 00' - 27° 20' S e 53° 40' - 54° 10' O, possuindo área de 17.491,40 ha. O Parque limita-se, ao norte, com a província argentina de Misiones e com o estado brasileiro de Santa Catarina, através do Rio Uruguai, a este, com o Rio Turvo, a leste, com o Rio Parizinho, e, ao sul com propriedades particulares e com os rios Calixto e Bonifácio.

O clima da região é classificado como sub-tropical chuvoso temperado, segundo Köppen, sem estação seca. O solo é, na maior parte, argiloso, raso, de cor vermelho-escuro e com drenagem rápida;

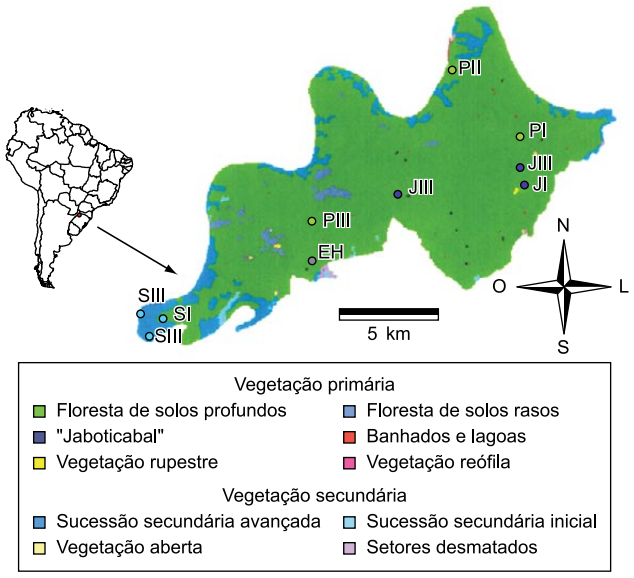


Figura 1. Localização do Parque Estadual do Turvo, RS, Brasil, e das áreas selecionadas para a realização das amostragens no período de 2005 a 2006. JI-III: áreas de jaboticabais; PI-PIII: áreas de vegetação primária (Floresta Estacional Decidual); SI-SIII: áreas de vegetação com estágio secundário de sucessão (Floresta Estacional Decidual). EH representa a área do entorno das habitações do Parque. Modificado de Guadagnin (1994).

Figure 1. Location map of the State Park of Turvo, in Southern Brazil, and sampling sites in the period between 2005 and 2006. JI-III: areas with jaboticaba trees; PI-PIII: areas of primary vegetation (Deciduous Forest); SI-SIII: areas of secondary vegetation (Deciduous Forest). EH indicates the area in the neighborhood of man-made buildings. Modified from Guadagnin (1994).

há também solos de profundidade média, apresentando, em alguns locais, afloramentos rochosos. A precipitação anual é de 1.900 mm, sendo que o maior volume de chuvas ocorre nos meses mais quentes (SEMA/DEFAP 2005).

A vegetação pode ser classificada, na sua maior parte, como Floresta Estacional Decidual (Brasil 1986), com áreas de vegetação primária com árvores de até 30 m de altura (Vasconcellos et al. 1992). Nas regiões Sudoeste e Noroeste do Parque, estabelecendo limites com áreas agrícolas e com o Rio Uruguai, há áreas com vegetação em estágio secundário de sucessão com árvores de menor porte e sub-bosque denso. Essas áreas haviam sido anteriormente destinadas à agricultura. Adicionalmente, há extensos trechos com antigas plantações de jaboticabeiras (*Myrciaria trunciflora* Berg), com sub-bosque diferenciado das demais formações florestais do parque pela baixa quantidade de plântulas. Esses fragmentos ocorrem em solos submetidos à drenagem insuficiente, constituindo, portanto, áreas bastante úmidas (Guadagnin 1994).

2. Métodos

Foram realizadas amostragens em julho de 1999, durante sete dias, em locais de fácil acesso, sem a demarcação de parcelas, selecionando refúgios (troncos caídos, pedras e etc.) onde há maior probabilidade de encontrar planárias terrestres. Essas amostragens foram realizadas em áreas de Floresta Estacional, bem como no entorno das habitações do Parque.

De maio de 2005 a novembro de 2006 foram feitas oito amostragens em três tipos de vegetação, i.e, Floresta Decidual primária, Floresta Decidual em estágio secundário de sucessão e áreas de jaboticabais (Figura 1), com três sítios para cada tipo de vegetação. Em cada sítio foram demarcadas dez parcelas de 50 × 2 m. Em cada amostragem, foram sorteadas cinco dessas 10 parcelas, sendo realizadas observações sob troncos, pedras e na serapilheira, com esforço de coleta de uma hora por parcela.

Durante as atividades de coleta, os animais encontrados foram separados em morfoespécies de acordo com o padrão de coloração e comprimento e forma do corpo. Em laboratório, os animais foram analisados quanto à forma do corpo, ao padrão de coloração, à distribuição dos olhos e à posição da boca e do gonóporo (Seitenfus & Leal-Zanchet 2004). As características morfológicas externas dificilmente observáveis nos animais em vida foram conferidas após fixação. Para identificação em nível de espécie ou até o menor nível taxonômico possível, foram feitas preparações histológicas de exemplares de cada morfoespécie conforme metodologia descrita por Leal-Zanchet & Carbayo (2001). A análise da morfologia interna foi realizada nos fragmentos do corpo correspondentes à região pré-faríngea, à faringe e ao aparelho copulador (Seitenfus & Leal-Zanchet 2004). Espécimes incompletamente maduros, com padrão de coloração e distribuição dos olhos característicos, passíveis de diferenciação dos demais ocorrentes na área de estudo, foram classificados no grupo coletivo *Pseudogeoplana* Ogren & Kawakatsu, 1990. Os espécimes coletados nesse estudo foram incluídos na Coleção Científica do Instituto de Pesquisa de Planárias (IPP/UNISINOS).

O método de ordenação NMDS (análise de escalonamento multidimensional não-métrica) foi usado para comparar as comunidades do PE-Turvo com aquelas de outras áreas de Floresta Estacional e outros ecossistemas florestais ocorrentes no Rio Grande do Sul. Os dados de outras localidades foram obtidos de inventários ou análises da estrutura de comunidades de planárias (Leal-Zanchet & Carbayo 2000, Carbayo et al. 2002, Castro & Leal-Zanchet 2005, Campos 2005, Fick et al. 2006, Baptista et al. 2006a, Antunes et al. 2008). As seguintes formações florestais foram consideradas: Floresta Estacional Decidual (região central do Rio Grando Sul), Floresta Estacional Semidecidual (Parque Estadual de Itapuã, em Viamão, e do Campus da UNISINOS, em São Leopoldo), Floresta Ombrófila Mista (Floresta Nacional de São Francisco de Paula) e Floresta Ombrófila Mista e Densa (Parque Nacional dos Aparados da Serra) (Figura 2). A NMDS foi realizada com auxílio do programa PC-ORD (McCune & Mefford 1997), com os dados de abundância transformados em logaritmo na base 10 e relativizados pelo total (relativização geral), utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis. Espécies cuja abundância representava menos do que 0,2% do total de indivíduos foram excluídas da análise, com vistas à obtenção de um menor valor do stress da ordenação com uma representação em duas dimensões. Apenas valores de estresse menores que 0,20 propiciam uma descrição adequada da informação da matriz de distâncias (Legendre & Anderson 1999). As seguintes opções de análise foram selecionadas: número máximo de iterações de 100 e critério de estabilidade de 0,005.

Resultados e Discussão

Foram inventariadas 26 espécies no Parque Estadual do Turvo, distribuídas em três subfamílias: Geoplaninae, Rhynchodeminae e Bipaliinae. A subfamília Geoplaninae representou 92% dos táxons (n = 24), com quatro gêneros amostrados (*Geoplana* Stimpson, 1850, *Pasipha* Ogren & Kawakatsu, 1990, *Choeradoplana* Graff, 1896 e *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu, 1990), sendo *Geoplana* o de maior

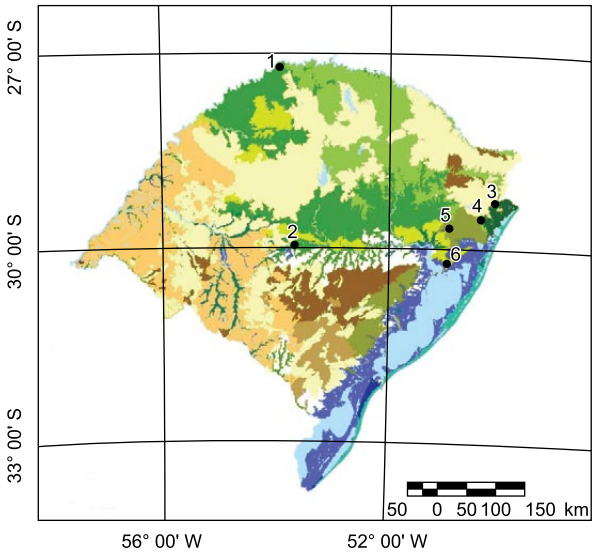


Figura 2. Localização dos sítios florestais com amostragens de planárias no Rio Grande do Sul usados na análise de ordenação (ver Figura 3). 1. Parque Estadual do Turvo; 2. Região central do estado nas proximidades de Santa Maria; 3. Parque Nacional dos Aparados da Serra; 4. Floresta Nacional de São Francisco de Paula; 5. Campus da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo; 6. Parque Estadual de Itapuã. Modificado de RADAMBRASIL – Brasil (2009).

Figure 2. Location of forest sites including flatworm inventories in the Rio Grande do Sul and used in the ordination analysis (see Figure 3) the state of Rio Grande do Sul compared to the State Park of Turvo in relation to land planarian communities. 1. Turvo State Park; 2. Central region in the neighborhood of Santa Maria; 3. National Park of Aparados da Serra; 4. National Forest of São Francisco de Paula; 5. Campus of Vale do Rio dos Sinos University, São Leopoldo; 6. Itapuã State Park. Modified from RADAMBRASIL – Brasil (2009).

número de espécies registradas (10). No grupo coletivo *Pseudogeoplana,* foram incluídas oito espécies. Das subfamílias Rhynchodeminae e Bipaliinae, foram registradas, respectivamente, *Rhynchodemus* sp. e *Bipalium kewense* Moseley, 1878. Da subfamília Geoplaninae, *Geoplana rubidolineata* Baptista & Leal-Zanchet, 2005 representou o único táxon formalmente descrito registrado no local.

A amostragem realizada em 1999 no PE-Turvo registrou a ocorrência de 14 espécies, quatro das quais não foram amostradas no período de 2005-2006. Neste último período, 22 espécies foram registradas; 12 delas não haviam sido amostradas anteriormente (Tabela 1). Nas áreas de Floresta Decidual, *Pasipha* sp.1 foi a espécie com maior abundância relativa em ambos períodos de amostragem (cerca de 17 e 22%, respectivamente, nas amostragens de 1999 e 2005-2006). Adicionalmente, *Notogynaphallia* sp. e *Pasipha* sp.2 foram espécies com abundância relativa moderada nas áreas de Floresta Decidual, variando de aproximadamente 6 a 10%, em ambos períodos de amostragem. No entorno das habitações do Parque, no entanto, *Geoplana* sp.3 foi a espécie mais abundante. Esta espécie e três outras de abundância moderada (cinco a oito indivíduos) na primeira amostragem tiveram um único ou nenhum registro no período 2005-2006. Entretanto, verifica-se que o maior número de amostragens realizadas nesse segundo período, distribuídas ao longo de um ano e meio, e o aumento do número de áreas amostradas, além de sua ampla distribuição na área do Parque, possibilitaram ampliar a riqueza observada.

Tabela 1. Espécies de planárias terrestres registradas no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. EH: áreas do entorno de habitações do Parque; J: áreas de jaboticabais; P: áreas de vegetação primária (Floresta Estacional Decidual); S: áreas de vegetação com estágio secundário de sucessão (Floresta Estacional Decidual). Os algarismos romanos indicam os três sítios de cada tipo de vegetação amostrados no período de 2005 a 2006. *: Espécies registradas em áreas de Floresta Decidual da região central do estado.

Table 1. Land flatworm species registered in the State Park of Turvo, state of Rio Grande do Sul, Brazil. EH: areas in the neighborhood of man-made buildings; J: areas with jaboticaba trees; P: areas of primary vegetation (deciduous forest); S: areas of secondary vegetation (deciduous forest). Roman numerals indicate the three sites of each vegetation type sampled in the period from 2005 to 2006. The asterisk indicates species registered in areas of deciduous forest located in the central region of the state.

Espécies	1999		2005-2006			
	EH	P	PI-III	SI-III	JI-III	Total
Pasipha sp.1	-	10	4	9	2	25
Notogynaphallia sp.	-	6	2	2	2	12
Pasipha sp.2	-	5	3	1	-	9
Geoplana sp.3	8	-	1	-	-	9
Geoplana sp.2*	6	1	1	-	-	8
Geoplana sp.5*	6	1	-	-	1	8
Pasipha sp.3	-	2	1	-	2	5
Geoplana sp.8	1	4	-	-	-	5
Pseudogeoplana sp.27	-	-	4	-	-	4
Geoplana rubidolineata	-	1	3	-	-	4
Choeradoplana sp.	-	-	3	-	-	3
Geoplana sp.1*	-	-	-	-	3	3
Pseudogeoplana sp.28	-	-	-	3	-	3
Pasipha sp.4	-	1	2	-	-	3
Geoplana sp.9	3	-	-	-	-	3
Pseudogeoplana sp.29	-	-	-	2	-	2
Pseudogeoplana sp.30	-	1	-	1	-	2
Rhynchodemus sp.*	-	-	1	1	-	2
Geoplana sp.4*	-	-	1	-	-	1
Geoplana sp.6	-	-	1	-	-	1
Geoplana sp.7	-	-	1	-	-	1
Pseudogeoplana sp.31	-	-	-	1	-	1
Pseudogeoplana sp.32	-	-	1	-	-	1
Pseudogeoplana sp.33	-	-	1	-	-	1
Pseudogeoplana sp.34	1	-	-	-	-	1
Bipalium kewense	1	-	-	-	-	1
Espécimes não identificados	-	-	4	1	2	7
Riqueza	7	10	16	8	5	26
Abundância	26	32	34	21	12	125

Em comparação com áreas de Floresta Decidual da região central do estado, estudadas por Castro & Leal-Zanchet (2005), apenas cinco espécies de planárias terrestres (30% do total de espécies registradas na região central) foram também observadas no PE-Turvo. Destas, uma pertence ao gênero *Rhynchodemus* e quatro ao gênero *Geoplana*, sendo uma destas registrada apenas em áreas de jaboticabais do PE-Turvo (Tabela 1).

As duas espécies formalmente descritas, *Geoplana rubidolineata e Bipalium kewense,* registradas no PE-Turvo tiveram registros anteriores de ocorrência no estado. *Geoplana rubidolineata* havia sido registrada exclusivamente para sua localidade-tipo, a Floresta Nacional de São Francisco de Paula, originalmente coberta por Floresta Ombrófila Mista. Sua ocorrência no Parque Estadual do Turvo não era esperada devido à distância entre as áreas, assim como ao fato de não ter sido observada em outras áreas de Floresta Decidual mais próximas de sua localidade-tipo, tais como Santa Maria e Salvador do Sul (Leal-Zanchet, obs. pessoal). *Bipalium kewense* possui distribuição cosmopolita (Winsor 1983), sendo observada, no Rio Grande do Sul, em jardins e locais destinados a atividades de agricultura e/ou pecuária (Leal-Zanchet, obs. pessoal). No PE-Turvo, foi encontrada apenas em um local do Parque submetido a alto impacto antrópico (Tabela 1), não tendo sido registrada em áreas de floresta. Essa espécie não foi registrada, até o momento, em outras unidades de conservação do Rio Grande do Sul.

A análise de ordenação indicou uma separação entre (1) áreas de Floresta Decidual do PE-Turvo e de Santa Maria, áreas de jaboticabais e do entorno das habitações do PE-Turvo, áreas de Floresta Semidecidual do PE-Itapuã e da UNISINOS e de Floresta Ombrófila Densa do Parque Nacional dos Aparados da Serra (PNAS) e (2) áreas de Floresta Ombrófila Mista do PNAS e da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) ao longo do eixo 1 (Figura 3). Em relação ao eixo 2, as áreas de Floresta Ombrófila Mista diferiram entre si, mas não houve uma separação clara entre as demais áreas. Assim, a análise de ordenação demonstrou uma diferenciação nítida entre as comunidades de planárias terrestres das áreas de Floresta Estacional em relação às áreas de Floresta Ombrófila Mista. O stress da ordenação foi de 0,02, garantindo uma boa confiabilidade na interpretação dos resultados.

Considerando que o PE-Turvo representa o maior remanescente de Floresta Decidual do estado, sendo mantido como área de proteção integral, a alta riqueza de espécies de planárias terrestres observada neste Parque reforça sua importante contribuição para a conservação da diversidade regional.

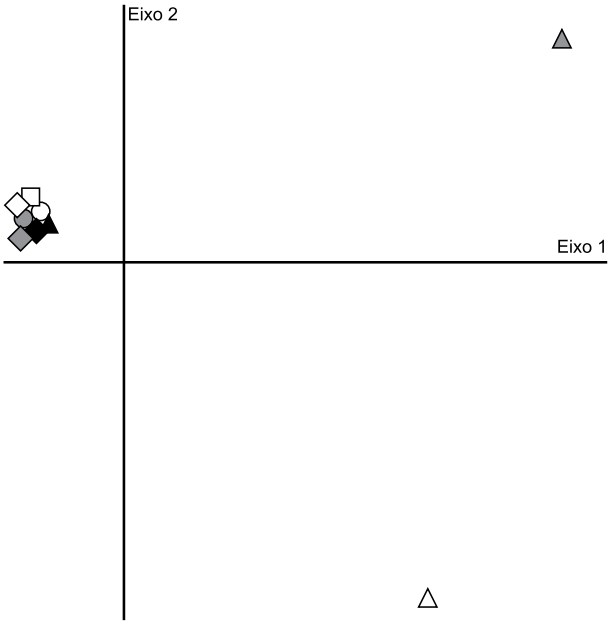


Figura 3. Ordenação através de análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) das localidades com inventários de planárias terrestres. Stress = 0,02. Círculo branco: Floresta Decidual do Parque Estadual do Turvo; círculo cinza: Floresta Decidual da região central do Estado nas proximidades de Santa Maria; losango branco: Jaboticabais do Parque Estadual do Turvo; losango cinza: Floresta Semidecidual do Campus da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo; losango preto: Floresta Semidecidual do Parque Estadual de Itapuã; quadrado branco: entorno de habitações do Parque Estadual do Turvo; triângulo branco: Floresta Ombrófila Mista do Parque Nacional dos Aparados da Serra; triângulo cinza: Floresta Ombrófila Mista da Floresta Nacional de São Francisco de Paula; triângulo preto: Floresta Ombrófila Densa do Parque Nacional dos Aparados da Serra.

Figure 3. Ordination by nonmetric multidimensional scale (NMDS) of localities with inventories of land flatworms. Stress = 0.02. Black lozenge: Semideciduous Forest of Itapuã State Park; black triangle: Dense Ombrophilous Forest of the National Park of Aparados da Serra; grey circle: Deciduous Forest of the central region in the neighborhood of Santa Maria; grey lozenge: Semideciduous Forest of Campus of Vale do Rio dos Sinos University, São Leopoldo; grey triangle: Mixed Ombrophilous Forest of the National Forest of São Francisco de Paula; white circle: Deciduous Forest of Turvo State Park; white lozenge: areas with jaboticaba-trees of Turvo State Park; white triangle: Mixed Ombrophilous Forest of the National Park of Aparados da Serra; white quadrate: neighborhood of man-made buildings of Turvo State Park.

Agradecimentos

Ao CNPq, a bolsa de produtividade em pesquisa e o apoio financeiro concedido ao projeto de pesquisa nº. 476882/2004-4. Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – IBAMA e ao Departamento de Florestas e Áreas Protegidas (DEFAP) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, a autorização para o desenvolvimento de pesquisas no Parque Estadual do Turvo. Aos colegas do Laboratório de Histologia/Instituto de Pesquisas de Planárias – UNISINOS, em especial a Daniela Rocha, Juliana Alvarenga, Letícia Guterres, Lisiane Matos, Lucas Campos, Michelle Antunes, Norton Rodrigues e Rejane Castro, o auxílio nas atividades de campo. A Fernando Carbayo (USP), Israel Fick e Maurício Cardoso, a realização das amostragens em julho de 1999 e o tombamento dos espécimes coletados na coleção científica do Instituto de Pesquisas de Planárias (IPP/UNISINOS). A Alexandre F. Souza (UNISINOS), sugestões em relação à análise de ordenação. Aos revisores anônimos, as sugestões realizadas em versão preliminar do manuscrito.

Referências Bibliográficas

ANTUNES, M.B., MARQUES, D.I.L. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2008. Composição das comunidades de planárias terrestres (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) em duas áreas de floresta estacional decidual do sul do Brasil. Neotrop. Biol. Conserv. 31:34-38.

BAPTISTA, V.A. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2005. Nova espécie de *Geoplana* Stimpson (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) do sul do Brasil. Rev. Bras. Zool. 22(4):875-882.

BAPTISTA, V.A., MATOS, L.B., FICK, I.A. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2006a. Composição de comunidades de planárias terrestres (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) do Parque Nacional dos Aparados da Serra, Brasil. Iheringia 96:293-297.

BAPTISTA, V.A., RAFFO, J.F. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2006b. Land flatworm (Platyhelminthes: Terricola) community structure and composition in areas of Araucaria Forest in Southern Brazil. Ber. naturw.-mediz. Ver. Innsbruck 16:72-72.

Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 1986. Levantamento de recursos naturais: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro.

Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. RADAMBRASIL – IBGE (2009). Mapa simplificado da vegetação do estado do Rio Grande do Sul. http://www.fzb.rs.gov.br/novidades/images/10_vegetacao_unidades_150.pdf (último acesso em 16/10/2009).

CAMPOS, L. M. 2005. Composição e estrutura de comunidades de planárias terrestres (PLATYHELMINTHES: TERRICOLA) em um mosaico de floresta ombrófila mista e monoculturas de espécies nativas e exóticas na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso, UNISINOS, São Leopoldo.

CARBAYO, F. & FROEHLICH, E.M. 2008. Estado do conhecimento dos macroturbelários (Platyhelminthes) do Brasil. Biota Neotrop. 8(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/pt/abstract?thematic-review (último acesso em 08/01/2010).

CARBAYO, F. & LEAL-ZANCHET, A.M. & VIEIRA, E.M. 2001. Land planarians (PLATYHELMINTHES, TRICLADIDA, TERRICOLA) as indicators of man-induced disturbance in South Brazilian rainforest. Belg. J. Zool. 131(1):223-224.

CARBAYO, F. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2001. A new species of terrestrial planarian (PLATYHELMINTHES, Tricladida, Terricola) from south Brazil. Braz. J. Biol. 61:437-447.

CARBAYO, F. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2003. Two new genera of geoplanid land planarians (PLATYHELMINTHES: TRICLADIDA: TERRICOLA) of Brazil in the light of cephalic specialisations. Invert. Syst. 17(3):449-468.

CARBAYO, F., LEAL-ZANCHET, A.M. & VIEIRA, E.M. 2002. Flatworms (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) diversity versus man-induced disturbance in ombrophilous rainforest from Southern Brazil. Biodiv. Conserv. 11:1091-1104.

CASTRO, R.A & LEAL-ZANCHET, A.M. 2005. Composição de comunidades de planárias terrestres (Platyhelminthes) em área de floresta estacional e de campo na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Biol. Leopold. 27:147-150.

FICK, I.A., LEAL-ZANCHET, A.M. & VIEIRA, E.M. 2003. Comparação da estrutura de comunidades de tricladidos terrestres (PLATYHELMINTHES: TERRICOLA) em duas formações florestais do sul do Brasil. In VI Congresso de Ecologia do Brasil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, p.152-153.

FICK, I.A., LEAL-ZANCHET, A.M. & VIEIRA, E.M. 2006. Community structure of land flatworms (Platyhelminthes, Terricola): comparisons between Araucaria and Atlantic forest in Southern Brazil. Inv. Biol. 125(4):306–313.

FROEHLICH, E.M. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2003. A new species of terrestrial planarian of the genus *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) from south Brazil and some comments on the genus. Rev. Bras. Zool. 20(4):745-753.

GUADAGNIN, D.L. 1994. Zonificación del Parque Estadual do Turvo, RS, Brasil, y directivas para el plan de manejo. Dissertação de mestrado da Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.

IRGANG, B.E. 1980. A mata do alto Uruguai no RS. Ciênc.Cult. 32:323-324.

LEAL-ZANCHET, A.M. & BAPTISTA, V.A. 2009. Planárias terrestres (Platyhelminthes: Tricladida) em áreas de floresta com araucária no Rio Grande do Sul. In Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. (C.R.S. Fonseca, A.F. Souza, T.L. Dutra, A.M. Leal-Zanchet, A. Backes & G.M.S. Ganade, eds.). Holos, Ribeirão Preto, p.199-207.

LEAL-ZANCHET, A.M. & CARBAYO, F. 2000. Fauna de planárias terrestres da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul: uma análise preliminar. Acta Biol. Leopold. 22:19-25.

LEAL-ZANCHET, A.M. & CARBAYO, F. 2001. Two new species of Geoplanidae (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) from South Brazil. J. Zool. 253:433-446.

LEAL-ZANCHET, A.M. & FROEHLICH, E.M. 2006. A species complex in the genus *Notogynaphallia* Ogren and Kawakatsu (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) with a taxonomic revision of homonyms of *Geoplana marginata* Schultze & Müller and a reinterpretation of *Notogynaphallia caissara* (Froehlich) anatomy. Belg. J. Zool. 136(1):81-100.

LEGENDRE, P. & ANDERSON, M.J. 1999. Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. Ecol. Monog. 69(1):1-24.

LEMOS, V.S. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2008. Two new species of *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) from Southern Brazil. Zootaxa 1907:28-46.

McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1997. PC-ORD: multivariete analysis of ecological data, version 3.18. MjM Software Design, Gleneden Beach.~

OGREN, R.E. & KAWAKATSU, M. 1990. Index to the species of the family Geoplanidae (Turbellaria, Tricladida, Terricola). Part I. Geoplaninae. Bull. Fuji Women's Coll. 28:79-166.

OGREN, R.E. 1995. Predation behaviour of land planarians. Hydrobiologia 305:105-111.

PALACIOS, C.M., BAPTISTA, V.A. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2006. Land flatworm (Tricladida: Terricola) community structure and composition: comparisons between dense and mixed ombrophilous forests in Southern Brazil. Ver. Innsbruck 16:72-72.

PRASNISKI, M.E.T. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2009. Predatory behaviour of the land flatworm *Notogynaphallia abundans* (Platyhelminthes: Tricladida). Zoologia 26(4):606-612.

SEITENFUS, A.L.R. & LEAL-ZANCHET, A.M. 2004. Uma introdução à morfologia e taxonomia de planárias terrestres (PLATYHELMINTHES, TRICLADIDA, TERRICOLA). Acta Biol. Leopold. 26(2):187-202.

SEMA/DEFAP. 2005. Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas. Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo. http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/manejos/Plano_de_Manejo_Turvo_-_versao_atual.pdf (último acesso 09/06/2009).

SLUYS, R. 1995. Platyhelminthes as paleogeographical indicators. Hydrobiologia 305:49-53.

SLUYS, R. 1998. Land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terrícola) in biodiversity and conservation studies. Pedobiologia 42:490-494.

SLUYS, R. 1999. Global diversity of land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola): a new indicator- taxon in biodiversity and conservation studies. Biodiv. Conserv. 8:1663-1681.

VASCONCELLOS, J.M.O., DIAS, L.L., SILVA, C.P. & SOBRAL, M. 1992. Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. Rev. Inst. Florest. 4:252-259.

WINSOR, L. 1983. A revision of the cosmopolitan land planarian *Bipalium kewense* Moseley, 1878 (Turbellaria: Tricladida: Terricola). Zool. J. Linnean Soc. 79:61-100.

WINSOR, L., JOHNS, P.M. & YEATES, G.W. 1998. Introduction, and ecological and systematic background, to the Terricola (Tricladida). Pedobiologia 42:389-404.

Recebido em 16/09/09
Versão reformulada recebida em 03/05/10
Publicado em 14/05/10

A new species of *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata: Corduliidae) from Minas Gerais State, Brazil

***Tatiana Chrysostomo Santos*[1,3], *Janira Martins Costa*[1] & *César Carriço*[1,2]**

[1]*Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, CEP 20940-040, São Cristóvão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil*
[2]*Instituto de Biologia, Programa de Pós-graduação em Biologia Animal – PPGBA, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, BR 465, Km 7, CEP 23890-000, Seropédica, Rio de Janeiro, RJ, Brazil*
[3]*Autor para correspondência: Tatiana Chrysostomo Santos, e-mail: taticsantos42@yahoo.com.br*

SANTOS, T.C., COSTA, J.M. & CARRIÇO, C. **A new species of *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata: Corduliidae) from Minas Gerais State, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn02010022010.

Abstract: A new species of *Neocordulia* is described and illustrated based on a reared male, collected at Cachoeira da Eubisose stream, São Tomé das Letras, Minas Gerais State, Brazil. The Holotype is deposited in the Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro, Brazil.
Keywords: *dragonfly, Anisoptera, stream, taxonomy, Brazil.*

SANTOS, T.C., COSTA, J.M. & CARRIÇO, C. **Uma nova espécie de *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata: Corduliidae) do Estado de Minas Gerais, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn02010022010.

Resumo: Uma nova espécie de *Neocordulia* é descrita e ilustrada com base em um macho obtido a partir de criação de ninfa, coletada no riacho da Cachoeira da Eubiose, São Tomé das Letras, Estado de Minas Gerais, Brasil. O Holótipo está depositado no Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
Palavras-chave: *libélula, Anisoptera, riacho, taxonomia, Brasil.*

Introduction

The genus *Neocordulia* was established by Selys-Longchamps (1882) based on *Gomphomacromia androgynis* (Selys, 1871) including *G. batesi* (Selys, 1871) and *G. setifera* (Hagen in Selys, 1871) with 13 species and one subspecies all neotropical (Garrison et al. 2006, Costa & Machado 2007, Costa et al. 2008). Out of these, ten occur in Brazil. Most of the ten Brazilian species are concentrated in the Southeastern states, with two records from the State of Rio Grande do Sul (Santos 1968) and Santa Catarina (Costa et al. 2008). We describe herein one new species of *Neocordulia* from Minas Gerais State, based on a reared male larva.

Neocordulia machadoi sp. n. differs from the other species of *Neocordulia* by the small conical protuberance of S8 with a concave contour in its distal end.

Material and Methods

The larva was collected with sieve (500 μ) from shallow riffles and reared during 18 days, emerging on 2.XI.2009. All drawings were made with the aid of a camera lucida attached to a stereoscopic microscope; measurements were made with the aid of a Starrett digital caliper. Terminology for wing venation follows Riek & Kukalová-Peck (1984). S1-10 refers to abdominal segments 1-10, FW to fore wing and HW to hind wing.

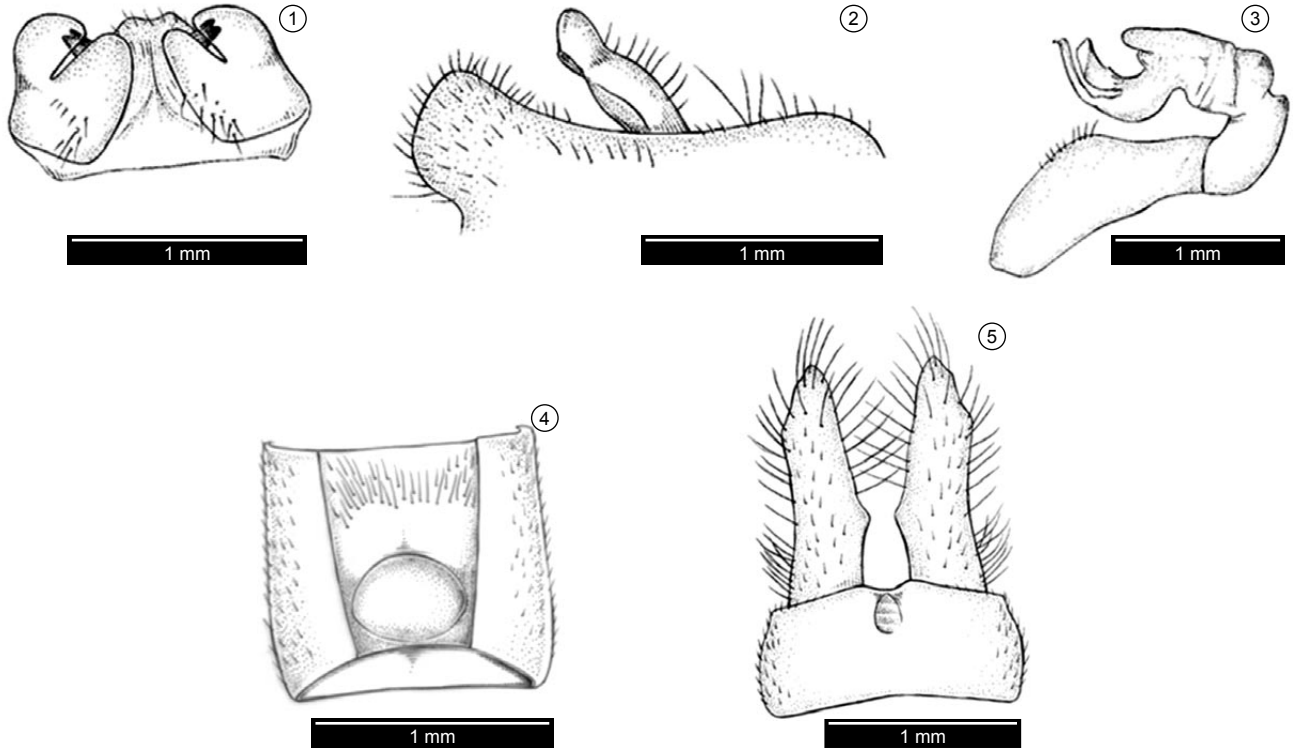
Results

1. Neocordulia machadoi sp. n. (Figures 1-5)

Male (holotype). Head. Postfrons, antefrons, postclypeus and anteclypeus light brown; labium pale, with long black setae uniformly distributed; mandibles dark brown and maxillae yellowish; frons divided by a strongly deep median furrow with flattened facets. Vertex light brown, rounded, with regularly distributed setae. Occipital triangle large, light brown, with concentrated setae. Antennae dark brown; ocellus dark brown; rear of head light brown.

Thorax: Prothorax yellowish. Pterothorax light brown and iridescent metallic green covered with brown and golden yellow setae. Mesepisternum with a longitudinal light brown stripe and green reflections. Legs black, except coxae and trochanter. All tibiae with a ventral keel along distal third. Wings hyaline and light yellowish; venation black; pterostigma light brown; membranule enlarged, white, ending before apex of anal triangle. Wing margin at distal end of anal triangle entire, without a distinct excavation. Anal angle rounded.

Venation: Antenodals in FW 10/10; in HW 7/7; postnodals in FW 8/10, in HW 10/10. Arculus proximal to second antenodal. Sectors of arculus stalked in both wings. All triangle free. One CuA crossvein in FW, two in HW. FW discoidal field parallel sided with two rows of cells except three rows on distal end. Discoidal field in HW with two



Figures 1-5. *Neocordulia machadoi* sp. nov. Holotype ♂. 1) hamule, ventral view; 2) hamule and genital lobe, lateral view; 3) vesica spermalis, lateral view; 4) S8, ventral view; and 5) cerci, dorsal view.

rows of cells. Mspl indistinct. RP2 slightly undulate. Rspl distinct with six cells. Anal loop elongate surpassing level of distal angle of triangle, with 15/15 cells. Space between anal loop and triangle with two cells at base. Space between posterior border of anal area and distal end of anal loop with 2-3 rows of cells. Posterior border of anal loop with two cells.

Abdomen: Posterior margin of anterior lamina with medial arched rim bearing a tuft of setae on each lateral; inner branch of hamule wider than outer branch, with three small teeth (Figure 1); vesica spermalis with one short apical flagellum (Figure 3); S7-8 moderately widened, depressed dorsoventrally; dorsolateral carinae present on S3-7; sternum of S8 with a small conical protuberance and a pilose area (Figure 4). S1-10 dark brown. Segment 10 with middorsal keel indistinct, except for a blunt apical tooth. Genital lobe quadrangular; hamule long, surpassing half the height of genital lobe (Figure 2). Cerci (Figure 5) divergent tips, shorter than S9 + 10, covered with long setae. Epiproct much shorter than cerci with distal margin slightly angulate medially with two teeth.

Measurements (mm): Total length (including anal appendages) 56; maximum width of head 8.0; total length of thorax 10.0; length of metepisternal stripe 6.0; length of femur I 5.3; II 7.5, III 8.3; tibiae I 6.0, II 7.0, III 8.5; tibial keel I 4.0, II 4.0, III 7.0; length of FW 38.5, HW 38.0; maximum width of HW 15.0; FW pterostigma length 3.0, HW 3.0; distance from base to nodus 20.0, distance from nodus to apex 18.5; total length of abdomen 35.0; length of hamule 1.2; maximum width of hamule 0.1; length of genital lobe 1.5, width of genital lobe 1.0; length of cerci 4.0, length of epiproct 2.0.

Material examined: Holotype ♂, BRAZIL, Minas Gerais, Cachoeira da Eubiose stream, São Tomé das Letras; 21° 43' 0" S and 44° 58' 60" W, 15.X.2009, J.M.Costa & C. Carriço leg. (emerged 02.XI.2009).

Etymology: This species is named after Prof. Angelo B. Machado from Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Diagnosis: *Neocordulia machadoi* can be readly separated from the other species of the genus by having a small conical protuberance of S8 with a contour in its distal end.

Discussion

This new species belongs to the genus *Neocordulia* Selys (sensu May 1991) by the following characters: 1) posterior margin of anterior lamina with medial arched rim bearing a tuft of setae on each lateral end; 2) hamule divided into lateral and medial branches or lobes and 3) long legs (May 1991, Garrison et al. 2006, Machado 2005, Costa & Machado 2007, Costa et al. 2008).

Conlusion

Based on shape of cerci we believe that *Neocordulia machadoi* shows closer affinities to *Neocordulia setifera* (Hagen in Selys, 1871) but differs (characters for *N. setifera* in parenthesis) by distal end of cerci with few setae (with tuft of setae) and vesica spermalis with one short apical flagellum (large) and the small conical protuberance of S8 (large).

Acknowledgements

We are grateful to Angelo B. Machado for helpful review of the manuscript. This paper was supported in part by CAPES, CNPq and FAPERJ.

References

COSTA, J.M. & MACHADO, A.B.M. 2007. Two new species of *Neocordulia* Selys, 1882 from southern Brazil (Anisoptera: Corduliidae). Lundiana 8(2):143-146.

COSTA, J.M., RAVANELLO, C.T. & SOUZA-FRANCO, G.M. 2008. Description of a new species of *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata: Libellulidae, Corduliinae) from Southern Brazil. Zootaxa 1704:64-68.

MACHADO, A.B.M. 2005. *Neocordulia matutuensis* spec. nov. from Brazil (Anisoptera: Corduliidae). Odonatologica 34(3):299-302.

MAY, M.L. 1991. A review of the genus *Neocordulia*, with a description of *Mesocordulia* Subgen. nov. and of *Neocordulia griphus* spec. nov from Central America, and on *Lauromacromia* (Odonata: Corduliidae). Folia Entomol. Mex. 82:17-67.

GARRISON, R.W., VON ELLENRIEDER, N. & LOUTON, J.A. 2006. Dragonfly genera of the new world: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p.1-359.

RIEK, E.F. & KUKALOVÁ-PECK, J. 1984. A new interpretation of dragonfly wing venation based upon Early Upper Carboniferous fossils from Argentina (Insecta: Odonatoidea) and basic character states in pterygote wings. Can. J. Zool. 62(6):1150-1166.

SANTOS, N.D. 1968. Notas sobre *Neocordulia androgynis* (Selys, 1871) (Odonata, Corduliidae). Atas Soc. Biol. do Rio J. 31:239-316.

SELYS-LONGCHAMPS, E. 1882. Note sur le genre *Gomphomacromia* Brauer. Ann. Soc. Entomol. Belg. 26:166-169.

Received 16/03/10
Revised 29/04/10
Accepted 12/05/10

História de vida de *Laetacara* aff. *araguaiae* Ottoni & Costa, 2009 (Perciformes, Cichlidae) em dois riachos no Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil

Paulo Sérgio de Souza Filho[1,2] & Lilian Casatti[1]

[1]Departamento de Zoologia e Botânica, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas – IBILCE, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rua Cristóvão Colombo, 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Paulo Sérgio de Souza Filho, e-mail: paulounesp@gmail.com

SOUZA FILHO, P.S. & CASATTI, L. **Life history of *Laetacara* aff. *araguaiae* Ottoni & Costa, 2009 (Perciformes, Cichlidae) in two streams in Northwestern São Paulo State, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03910022010.

Abstract: The structure in size, density, feeding, fecundity, and presence of ectoparasites in two populations of *Laetacara* aff. *araguaiae* was investigated in two streams, in Northwestern São Paulo State, one structurally more heterogeneous (HET) and other relatively more simplified (SIM). Six samples were taken in each stream, three in the wet period (October, December/2007, February/2008) and three in the dry period (April, July, September/2008), which were performed during 15 minutes of sampling in each stream, using a 3 mm-mesh sieve. A total of 118 individuals in HET stream (49 in the wet season and 69 in dry) and 146 in SIM stream were captured (82 in wet and 64 in dry). Fish collected in HET stream were larger than those collected in the SIM, both in wet and dry periods. The density was similar between two streams, with an increase agreeing with the peak of the dry period. Fragments of aquatic insects were the most important items of diet, which showed little spatial and temporal variation. Fecundity was significantly higher in HET, ranging from 977 to 1,602 oocytes, in contrast with females of the SIM, which had 338 to 814 oocytes. The ectoparasites (Digenea) were present only in specimens of the SIM, and were attached to the fins (dorsal and anal) with higher prevalence in October. Feeding and density were similar in the two populations of *Laetacara* aff. *araguaiae*, contrasting with the structure in size and fecundity. The differences in these demographic parameters do not occur randomly and are possibly reflecting the high rates of parasitism in the more simplified stretch that determines lower resources allocation to growth and reproduction of fishes in this population.
Keywords: *structure in size, density, feeding, fecundity, ectoparasites, heterogeneity, upper Paraná.*

SOUZA FILHO, P.S. & CASATTI, L. **História de vida de *Laetacara* aff. *araguaiae* Ottoni & Costa, 2009 (Perciformes, Cichlidae) em dois riachos no Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03910022010.

Resumo: Foi investigada a estrutura em tamanho, densidade, alimentação, fecundidade e presença de ectoparasitos em duas populações de *Laetacara* aff. *araguaiae* no Noroeste do Estado de São Paulo, em dois riachos, sendo um estruturalmente mais heterogêneo (HET) e outro relativamente mais simplificado (SIM). Foram realizadas seis amostragens em cada riacho, sendo três no período chuvoso (outubro, dezembro/2007, fevereiro/2008) e três no seco (abril, julho e setembro/2008), durante 15 minutos de coletas em cada riacho, utilizando-se uma peneira com malha de 3 mm. Foram coletados 118 indivíduos no riacho HET (49 no período chuvoso e 69 no seco) e 146 no riacho SIM (82 no chuvoso e 64 no seco). Os peixes coletados no riacho HET foram maiores do que aqueles coletados no riacho SIM, independente do período considerado. A densidade populacional foi similar entre os dois riachos, com aumento que coincidiu com o pico do período seco. Fragmentos de insetos aquáticos representaram os itens mais importantes da dieta, com variação espaço-temporal pouco relevante. A fecundidade foi significativamente maior no riacho HET, variando de 977 a 1.602 ovócitos, em contraste com as fêmeas do riacho SIM, que apresentaram de 338 a 814 ovócitos. Os ectoparasitos (Digenea) estiveram presentes somente em indivíduos do riacho SIM e encontravam-se aderidos às nadadeiras (dorsal e anal), com maior prevalência no mês de outubro. A alimentação e densidade foram similares nas duas populações de *Laetacara* aff. *araguaiae*, ao contrário da estrutura em tamanho e fecundidade. As diferenças nestes parâmetros demográficos não ocorrem ao acaso e são possivelmente reflexo das elevadas taxas de parasitismo no riacho mais simplificado que determinam menor alocação de recursos para crescimento e reprodução nesta população de peixes.
Palavras-chave: *estrutura em tamanho, densidade, alimentação, fecundidade, ectoparasitos, heterogeneidade, alto Paraná.*

Introdução

A heterogeneidade espacial em sistemas ecológicos é vista como um dos principais fatores que exercem influência sobre a dinâmica de populações (Hastings 1991), competição entre diferentes espécies (Bengtsson 1991), interações entre presas e predadores (Taylor 1990), disponibilidade de manchas de recursos (McIntosh et al. 2004) e organização de sistemas parasito-hospedeiro (Grosholz 1993). Em ambientes aquáticos, ela pode ser representada por combinações de rochas, troncos, galhos, macrófitas, algas e folhiço, além das variações locais de fluxo e profundidade da água (Matthews 1998). Existem várias abordagens que podem ser usadas para acessar a amplitude de processos e padrões que podem ser influenciados pelas muitas formas de heterogeneidade existentes em múltiplas escalas (Palmer & Poff 1997).

Rios e riachos oferecem boas oportunidades para explorar a influência deste fator sobre diversos aspectos ecológicos. Dentre os estudos já realizados sob este enfoque, Theel et al. (2008) verificaram que a composição de comunidades de macroinvertebrados varia com a heterogeneidade espacial enquanto Simpson et al. (2008) registraram maior rapidez nas taxas de colonização por diatomáceas em riachos experimentais estruturalmente mais complexos. Dessa forma, estes estudos exemplificam que a influência da heterogeneidade ambiental se estende a diversos grupos biológicos e pode ser detectada em condições naturais ou experimentais.

Diversos estudos apontam forte associação de peixes em riachos com características locais que promovem complexidade estrutural em diferentes escalas (e.g., Gorman & Karr 1978, Angermeier & Karr 1984, Flecker 1997, Bührnheim & Cox-Fernandes 2003), sendo que a simplificação de hábitats pode afetar diretamente diversos atributos ecológicos, desde populações (e.g., Torgersen & Close 2004) a comunidades (e.g., Snyder et al. 2006, Schneider & Winemiller 2008).

No sistema do alto rio Paraná, observações preliminares registraram elevada abundância de *Laetacara* aff. *araguaiae* (Figura 1) em áreas marginais rasas de riachos com condições estruturais diversas e até mesmo de hipoxia (Casatti et al. 2006). Apesar da espécie aparentemente demonstrar-se generalista quanto à ocupação de riachos, acredita-se que, em locais estruturalmente mais heterogêneos, alguns parâmetros populacionais e reprodutivos da espécie serão diferentes quando comparados o outros estruturalmente mais simplificadas, com menor disponibilidade de componentes estruturais que confiram sítios para abrigo e forrageio. Assim, no presente estudo investigou-se a estrutura em tamanho, densidade, alimentação, fecundidade e presença de ectoparasitos em duas populações de *Laetacara* aff. *araguaiae* em dois riachos de uma mesma bacia de drenagem no Noroeste do Estado de São Paulo, caracterizados por diferentes condições de heterogeneidade física do hábitat.

Material e Métodos

Os dois riachos estudados situam-se na porção noroeste do Planalto Ocidental Paulista, bacia do alto rio Paraná, em uma área de relevo suave, ondulado e razoavelmente uniforme (Arid 1973). O clima é tropical quente (Nimer 1989), com duas estações pluviométricas bem definidas: uma chuvosa, de outubro a março, e outra seca, de abril a setembro. Foi selecionado um trecho (20° 13' 12,7" S e 50° 30' 11,0" W) apresentando alta heterogeneidade de hábitat (HET) no córrego do Cedro no município de Vitória Brasil, e um trecho (20° 09' 28,2" S e 50° 32' 11,4" W) relativamente mais simplificado (SIM) de um riacho sem nome no município de Dolcinópolis (Figura 2). Ambos os riachos são trechos de primeira ordem, afluentes do ribeirão do Arara, que é um dos tributários do rio Grande, na divisa entre os Estados de São Paulo e Minas Gerais. O hábitat interno do riacho HET apresenta-se ocupado por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav., enquanto que o riacho SIM apresenta esparsas touceiras de Poaceae, em meio ao fundo de areia.

Foram realizadas seis amostragens em cada riacho, sendo três no período chuvoso (outubro, dezembro/2007, fevereiro/2008) e três no seco (abril, julho e setembro/2008). A cada amostragem foram caracterizados os descritores limnológicos (condutividade elétrica, temperatura, turbidez e largura, comprimento e profundidade em vários pontos, para posterior cálculo do volume de hábitat), com o objetivo de verificar possíveis alterações sazonais e espaciais. O esforço de amostragem foi padronizado em 15 minutos de coletas em cada riacho, com a utilização de uma peneira de malha fina (3 mm entre nós). Após a captura, os indivíduos foram fixados em formalina a 10% por um período de 48 horas e depois conservados em uma solução de EtOH a 70%. Indivíduos testemunho estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas de São José do Rio Preto, SP.

Em laboratório, os indivíduos foram pesados e medidos, sendo determinadas seis classes de tamanho (6,0-15,9; 16,0-25,9; 26,0-35,9; 36,0-45,9; 46,0-55,9; 56,0-65,9 mm CP) para os cálculos da estrutura em tamanho e densidade (por volume de hábitat) de cada população. A dieta foi determinada pela análise dos conteúdos gástricos. Os estômagos foram removidos e os itens alimentares triados e identificados, sendo que para cada item foi calculada a freqüência de ocorrência (Gelwick & Matthews 1996) e a dominância (Hynes 1950), esta dada como a porcentagem do número de vezes em que o item ocupa o maior volume de cada estômago em função do número total de indivíduos analisados. Foi aplicada uma modificação do método gráfico de Costello (1990), na qual o volume/peso foi substituído pela dominância, a qual foi plotada no eixo y em função da freqüência de ocorrência no eixo x (Bennemann et al. 2006). A partir desses gráficos foram determinados os itens alimentares mais importantes na dieta de cada espécie (os mais próximos à extremidade do quadrante superior direito) e, assim, definido o grupo trófico de cada população em cada período sazonal. O grau de enchimento dos estômagos foi determinado por estimativa visual, sendo definido a partir de três estados possíveis: (1) estômago vazio, (2) parcialmente cheio e (3) cheio. A fecundidade foi determinada com a contagem de ovócitos em 16 fêmeas maduras. Todos os indivíduos foram examinados para avaliar a presença de ectoparasitos que, quando presentes, foram extraídos, contados e com essas informações foram calculadas a abundância média, intensidade média e prevalência (Bush et al. 1997).



Figura 1. *Laetacara* aff. *araguaiae*, 42,2 mm de comprimento padrão (foto: F. Langeani).

Figure 1. *Laetacara* aff. *araguaiae*, 42.2 mm standard length (photo: F. Langeani).

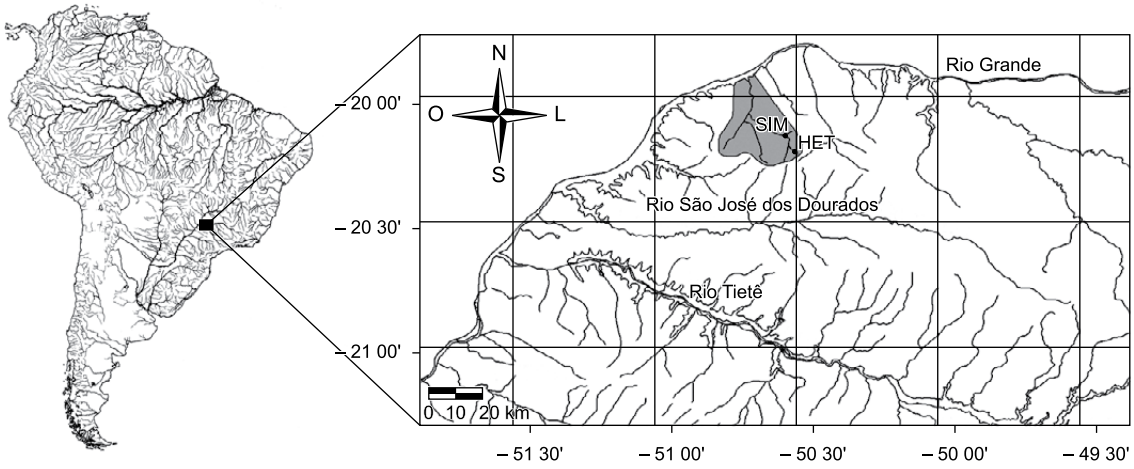


Figura 2. Localização geográfica dos riachos estudados (HET = Heterogêneo; SIM = Simplificado) na região Noroeste do Estado de São Paulo, sistema do alto Rio Paraná. A área em cinza representa a bacia do ribeirão do Arara.

Figure 2. Geographical location of the studied streams (HET = Heterogeneous; SIM = Simplified) in the Northwester region of the São Paulo State, upper Rio Paraná system. The grey area represents the ribeirão do Arara basin.

Tabela 1. Médias dos valores dos descritores limnológicos dos riachos heterogêneo (HET) e simplificado (SIM) durante os períodos chuvoso e seco.

Table 1. Average values of limnological descriptors in the heterogeneous (HET) and simplified (SIM) streams during wet and dry periods.

Descritores	HET		SIM	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Condutividade (μS.cm^{-1})	0,09	0,08	0,07	0,09
Temperatura (°C)	31,1	23,2	28,0	25,3
Turbidez (NTU)	91	28	18,3	11,3
Volume (m^3)	9,9	3,9	8,5	5,7

Para testar se as diferenças nos descritores limnológicos entre os riachos e nos parâmetros ecológicos entre as populações foram significativas, buscou-se primeiramente verificar a homogeneidade das variâncias por meio do teste de Levene para aplicação do teste *t*; quando esta premissa não foi atendida, o teste t foi aplicado com a opção de variâncias separadas. Tais análises foram conduzidas com 5% de nível de significância no programa STATISTICA 6.0.

Resultados

Foram constatadas poucas variações dos descritores limnológicos entre os dois riachos e entre períodos sazonais (Tabela 1). No riacho HET, durante o período chuvoso foram registrados o maior volume de hábitat e a maior temperatura da água (teste *t*, p_{volume} = 0,025, $p_{temperatura}$ = 0,037), enquanto que os demais descritores não demonstraram variações estatisticamente significativas. Analisando o conjunto das seis repetições amostrais entre os riachos, somente a maior turbidez no riacho HET não ocorreu ao acaso (teste *t*, p = 0,037).

Foram coletados 118 indivíduos no riacho HET, sendo 49 no período chuvoso (16,7-52,3 mm CP, mediana 37,8 mm) e 69 no período seco (10,6-58,6 mm CP, mediana 35 mm). No riacho SIM foram capturados 146 espécimes, dos quais 82 no período chuvoso (6,0-53,0 mm CP, mediana 26,4 mm) e 64 no período seco (13,9-35,6 mm CP, mediana 25,2 mm), demonstrando nitidamente que no riacho HET os indivíduos apresentaram maior porte do que no riacho SIM (Figura 3) e esta tendência não ocorre ao acaso

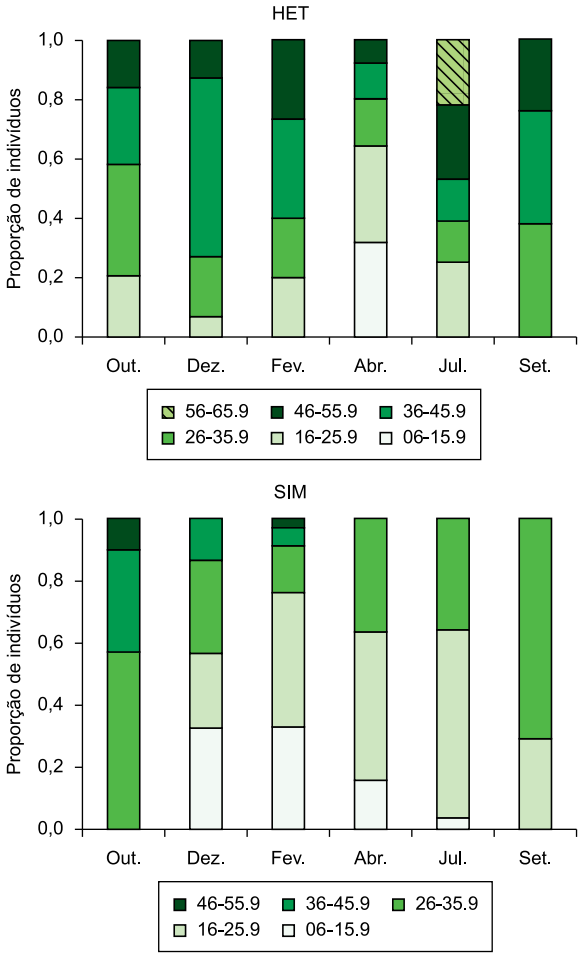


Figura 3. Proporção de indivíduos de *Laetacara* aff. *araguaiae* por classes de tamanho (mm) em seis amostragens realizadas em dois riachos (HET = Heterogêneo; SIM = Simplificado) do Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 3. Proportion of individuals of *Laetacara* aff. *araguaiae* by size classes (mm) in six samplings in two streams (HET = Heterogeneous; SIM = Simplified) of the Northwestern of São Paulo State, Brazil.

quando considerados os períodos sazonais (teste *t*, período chuvoso, $p < 0,0001$; período seco, $p < 0,0001$). A densidade de peixes nos dois ambientes foi mais elevada no período seco, com picos no mês de julho (Figura 4), porém essas diferenças ocorrem ao acaso tanto quando avaliados os períodos sazonais quanto os riachos (teste *t*, $p > 0,05$).

No riacho HET foram examinados os conteúdos gástricos de 98 indivíduos (46 no período chuvoso e 52 no seco), com registro de oito tipos de itens alimentares, sendo seis deles de origem autóctone e dois, alóctone (Tabela 2). No período chuvoso, os itens mais importantes foram fragmentos de invertebrados aquáticos muito triturados (mas que foram passíveis de reconhecimento por apêndices locomotores, brânquias e peças do aparato mandibular), bem como algas e fragmentos de vegetais, caracterizando uma dieta onívora. No período seco, fragmentos de invertebrados aquáticos foram os itens mais importantes, seguidos por insetos aquáticos, indicando dieta invertívora (Figura 5). No riacho SIM foram examinados 108 indivíduos (55 no período chuvoso e 53 no seco), com registro de 10 tipos de itens alimentares (Tabela 2), sendo que os mais importantes, em ambos os períodos, foram fragmentos de invertebrados aquáticos e insetos aquáticos (Figura 5), indicando dieta invertívora. Em ambos os riachos predominaram estômagos parcialmente cheios (85,71% em HET; 86,84% em SIM).

A fecundidade foi significativamente maior no riacho HET (teste *t*, $p < 0,0001$), variando de 977 a 1.602 ovócitos, em contraste com as fêmeas do riacho SIM, que apresentaram de 338 a 814 ovócitos. Para a relação entre fecundidade e tamanho (CP) obteve-se o valor médio de 21,4 para a amostra do riacho HET e de 30,3 para a amostra do riacho SIM, sendo que esta diferença não ocorre ao acaso (teste *t*, $p = 0,007$). Os ectoparasitos foram encontrados aderidos às nadadeiras (dorsal e anal) dos peixes em todas as amostragens no riacho SIM, com maior prevalência no mês de outubro (Tabela 3). Não foram registrados ectoparasitos em indivíduos do riacho HET.

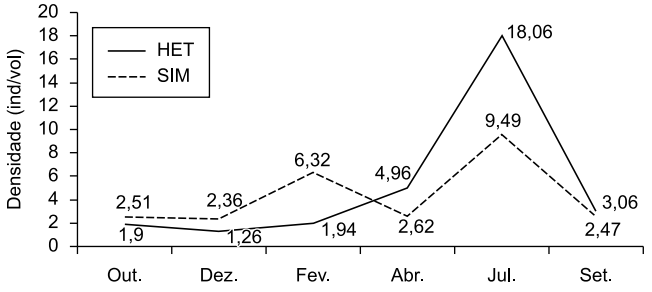


Figura 4. Densidade de indivíduos de *Laetacara* aff. *araguaiae* (por volume de hábitat) coletados em dois riachos (HET = Heterogêneo; SIM = Simplificado) do Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 4. Density of *Laetacara* aff. *araguaiae* (by habitat volume) individuals collected two streams (HET = Heterogeneous; SIM = Simplified) of the Northwestern of São Paulo State, Brazil.

Discussão

O maior volume de hábitat registrado nas três primeiras amostragens coincide com o período de maior pluviosidade na região (out.-fev.: 982,8 mm; abr.-set.: 71,4 mm, CIIAGRO 2008), período este em que se constatou a menor densidade de peixes em ambos os riachos, refletindo a bem conhecida relação entre espaço e abundância (Connor & McCoy 1979, Whittaker 1998). Apesar desta variação, ao contrário do esperado, a densidade não variou entre os riachos HET e SIM. Segundo Teresa (2007), esta espécie ocorre preferencialmente em áreas marginais de riachos de leito arenoso, mostrando que não é uma espécie dependente dos bancos de vegetais submersos, como os presentes no riacho HET. Dessa forma, os elementos que conferem heterogeneidade ao riacho em questão não influenciariam diretamente a abundância destes peixes, mas sim, indiretamente, por meio da interferência nos recursos e condições, como, por exemplo, na turbidez, que foi significativamente maior no riacho HET. Ainda, os maiores valores de turbidez no riacho HET durante o período chuvoso coincidem com maior proliferação de algas filamentosas e macrófitas observadas in loco. Estes organismos promovem maior adensamento de estruturas submersas (raízes e filamentos), que são facilitadoras ao acúmulo de detritos (Rocha et al. 2009), explicando, portanto, a maior freqüência e dominância deste item nos estômagos provenientes do riacho HET no período chuvoso.

Os itens alimentares de origem autóctone foram de extrema importância para a dieta dos peixes, predominando nos dois riachos,

Tabela 2. Freqüência de ocorrência (%F), dominância (%D) dos itens alimentares e grau de enchimento dos estômagos de indivíduos de *Laetacara* aff. *araguaiae* em dois riachos (HET = Heterogêneo; SIM = Simplificado) do Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil, nos períodos chuvoso e seco.

Table 2. Frequency of occurrence (%F), dominance (%D) of feeding items and degree of stomach fullness of *Laetacara* aff. *araguaiae* individuals in two streams (HET = heterogeneous; SIM = simplified) of Northwestern São Paulo State, Brazil, during wet and dry periods.

Itens	HET				SIM			
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	
	FO	D	FO	D	FO	D	FO	D
Fragmentos de invertebrados	76,1	32,6	80,8	50,0	89,1	67,3	90,6	60,4
Fragmentos de vegetais	56,5	19,6	42,3	11,5	7,3	1,8	17,0	7,3
Insetos aquáticos	41,3	6,5	51,9	21,1	65,4	14,5	62,3	23,6
Detritos	10,9	8,7	7,1	7,7	-	-	3,8	3,8
Insetos terrestres	2,2	-	-	-	3,6	-	-	-
Microcrustáceos	43,5	8,7	38,5	7,7	36,4	12,7	26,4	3,8
Aracnídeos	-	-	1,9	-	7,3	-	9,4	-
Hirudíneos	-	-	-	-	1,8	1,8	-	-
Algas	76,1	23,9	46,1	1,9	16,4	1,8	5,7	-
Escamas	-	-	-	-	-	-	1,9	-
Grau de enchimento estomacal	1 - 0% 2 - 91,3% 3 - 8,7%		1 - 11,9% 2 - 81,3% 3 - 6,8%		1 - 5,2% 2 - 86,2% 3 - 8,6%		1 - 5,3% 2 - 87,5% 3 - 7,1%	

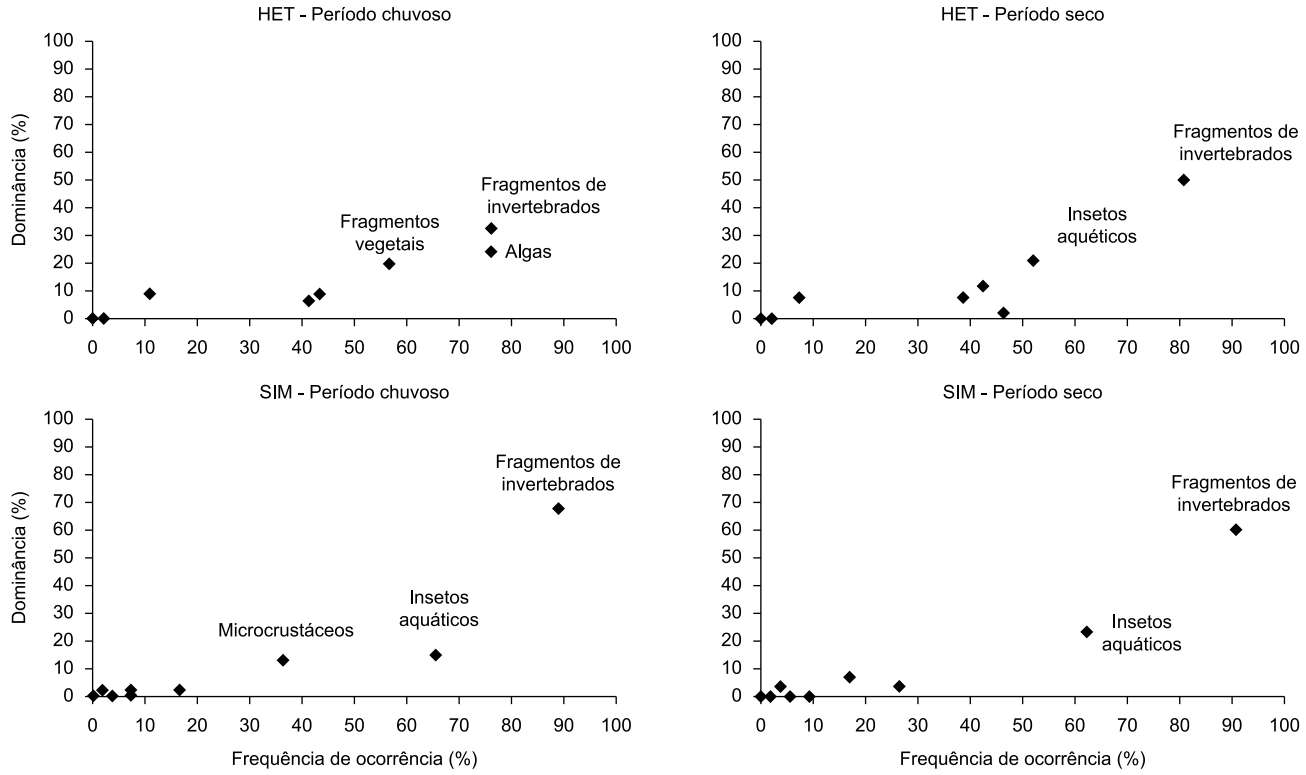


Figura 5. Itens alimentares preferenciais consumidos por indivíduos de *Laetacara* aff. *araguaiae* coletados em dois riachos (HET = Heterogêneo; SIM = Simplificado) do Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil, nos períodos chuvoso e seco.

Figure 5. Main feeding items consumed by *Laetacara* aff. *araguaiae* individuals in two streams (HET = Heterogeneous; SIM = Simplified) of the Northwestern of São Paulo State, Brazil, during the wet and dry periods.

Tabela 3. Índices de parasitismo registrados nos peixes do riacho simplificado, Noroeste Do Estado de São Paulo, Brasil, nos períodos chuvoso (Out., Dez., Fev.) e seco (Abr., Jul., Set.).

Table 3. Parasitism indexes registered in the fishes of the simplified stretch, Northwestern São Paulo State, Brazil, during wet (Out., Dez., Fev.) and dry periods (Abr., Jul., Set.).

Índices	Out.	Dez.	Fev.	Abr.	Jul.	Set.
Nº hospedeiros examinados	21	28	33	19	28	17
Abundância de parasitos	390	22	1	1	21	1
Abundância média	18,60	0,78	0,03	0,05	0,75	0,06
Intensidade média	22,9	5,5	1	1	2,6	1
Prevalência (%)	81	14	3	5	28	6

independente do período sazonal. Fragmentos de invertebrados aquáticos foram os itens alimentares mais importantes em todas as amostras, sendo importante ressaltar que estes itens estavam sempre muito triturados. O estado de fragmentação do conteúdo estomacal pode estar relacionado ao fato dos peixes da Ordem Perciformes apresentarem numerosos e bem desenvolvidos dentes faringeanos em placas, que são responsáveis pela trituração do alimento antes da sua chegada ao estômago (Moyle & Cech 2000).

Não foi possível atingir a identidade específica do parasito registrado, mas trata-se de uma espécie de digenético (Platyhelminthes) com ciclo heteroxênico, no qual os peixes participam como hospedeiros intermediários (Gilberto C. Pavanelli, inf. pessoal). Embora o registro de parasitos tenha ocorrido em todos os períodos amostrais no riacho SIM, a maior abundância e intensidade média nos meses de outubro e dezembro indicam que esta é a época mais favorável à sua reprodução. Como a espécie de parasito não foi identificada, não é possível inferir sobre a natureza da injúria ao hospedeiro, mas em razão do alto grau de infecção, provavelmente a alocação de recursos para manutenção seja maior na população dos peixes em SIM, em detrimento ao crescimento e reprodução. Estes fatores provavelmente podem explicar o menor porte e menor fecundidade dos peixes do riacho SIM quando comparado ao HET e, de fato, a menor fecundidade em SIM parece estar relacionada ao menor tamanho das fêmeas deste local. Wootton (1998) discute diversos aspectos qualitativos da interação entre o parasito cestóide *Schistocephalus solidus* e espécies de *Gasterosteus*, dentre eles o aumento do risco de predação, desfavorecimento na competição por recursos, inibição da maturação sexual e prejuízos na produção de ovos.

O uso diferencial do alimento poderia ser um fator que potencialmente explicaria as diferenças de tamanho corporal encontradas entre as duas populações; contudo, o grau de enchimento estomacal foi semelhante entre os peixes dos dois riachos, indicando quantias semelhantes na ingestão do alimento. Apesar das diferenças com relação à variedade de itens alimentares registrados nos conteúdos estomacais dos peixes de ambos os riachos, o mesmo item (fragmentos de invertebrados aquáticos) foi dominante, permitindo supor que a oferta alimentar seja equivalente nos dois ambientes, tanto do ponto de vista quantitativo quanto nutricional. Por outro

lado, é provável que haja maior ocorrência de predação no riacho SIM, visto que este é mais raso, com água mais transparente e com menor quantidade de refúgios, dada a menor complexidade estrutural. Embora esta seja uma explicação razoável, são necessários estudos mais detalhados para investigá-la apropriadamente. Mais provável, contudo, é o prejuízo que parasitos alojados nas nadadeiras podem causar aos peixes, especialmente sobre deslocamentos natatórios, afetando assim, a performance durante a fuga contra predadores (Wootton 1998).

Em síntese, a alimentação e densidade foram similares nas duas populações de *Laetacara* aff. *araguaiae*, ao contrário da estrutura em tamanho e fecundidade. As diferenças nestes parâmetros demográficos não ocorrem ao acaso e são possivelmente reflexo das elevadas taxas de parasitismo no riacho mais simplificado que, em resumo, determinam menor alocação de recursos para crescimento e reprodução nesta população de peixes.

Agradecimentos

Fernando R. Carvalho e Oscar J. Canassa pelo apoio em campo, equipe do Laboratório de Ictiologia do IBILCE/UNESP pelo apoio em laboratório, Gilberto C. Pavanelli pelo auxílio com a identificação (via fotografia) do parasito, Francisco Langeani e Fernando R. Carvalho pela identificação dos indivíduos das duas populações, Fabrício B. Teresa e assessoria da Biota Neotropica pela leitura crítica do manuscrito e valiosas sugestões. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) dentro do Programa BIOTASP/FAPESP (www.biota.org.br) - O Instituto Virtual da Biodiversidade (processos 01/13340-7, 04/04820-3, 06/02276-0). PSSF é bolsista da FAPESP.LC é bolsista de Produtividade CNPq.

Referências Bibliográficas

ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **In** Evolutionary ecology of Neotropical freshwater fishes (T.M. Zaret, ed.). Junk, The Hague, p.38-56.

ARID, F.M. 1973. Comportamento espacial da formação Bauru na região norte-ocidental do estado de São Paulo. Rev. Bras. Geoc. 3(1):23-24.

BENGTSSON, J. 1991. Interspecific competition in metapopulations. Biol. J. Linn. Soc. 42(1-2):219-237.

BENNEMANN, S.T., CASATTI, L. & OLIVEIRA, D.C. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. Biota Neotrop. 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01206022006>. (último acesso em 11/05/2009).

BÜHRNHEIM, C.M. & COX-FERNANDES, C. 2003. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. Copeia 2003(2):255-262.

BUSH, A.O., LAFFERTY, K.D., LOTZ, J.M. & SHOSTAK, A.W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. J. Parasitol. 83(4):575-583.

CASATTI, L., LANGEANI, F. & FERREIRA, C.P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environ. Manag. 38(6):974-982.

CONNOR, E.F. & McCOY, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. Am. Nat. 113:791-833.

COSTELLO, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. J. Fish Biol. 36(2):261-263.

FLECKER, A.S. 1997. Habitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of interaction strength. J. N. Am. Benthol. Soc. 16(1):286-295.

GELWICK, F.P. & MATTHEWS, W.J. 1996. Trophic relations of stream fishes. In Methods in stream ecology (G. Lamberti & R. Hauer, eds). Academic Press, New York, p.475-492.

GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology 59(3):507-515.

GROSHOLZ, E.D. 1993. The influence of habitat heterogeneity on host-pathogen population dynamics. Oecologia 96(3):347-353.

HASTINGS, A. 1991. Structured models of metapopulation dynamics. Biol. J. Linn. Soc. 42(1-2):57-71.

HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19:36-57.

MATTHEWS, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, New York.

McINTOSH, A.R., PECKARSKY, B.L. & TAYLOR, B.W. 2004. Predator-induced resource heterogeneity in a stream food web. Ecology 85(8):2279-2290.

MOYLE, P.B. & CECH, J.J. 2000. Fishes: an introduction to ichthyology. Prentice Hall, Upper Saddle River.

NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro.

PALMER, M.A. & POFF, N.L. 1997. Heterogeneity in streams: the influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 16(1):169-173.

ROCHA, F.C., CASATTI, L. & PEREIRA, D.C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. Acta Limnol. Bras. 21(1):123-134.

São Paulo (Estado). Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO. <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/> (último acesso em 30/04/2008).

SCHNEIDER, K.N. & WINEMILLER, K.O. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. Hydrobiol. 610(1):235-244.

SIMPSON, K., McCAULEY, E. & NELSON, W.A. 2008. Spatial heterogeneity and rates of spread in experimental streams. Oikos 117(10):1491-1499.

SNYDER, C.D., YOUNG, J.A. & STOUT III, B.M. 2006. Aquatic habitats of Canaan valley, West Virginia: Diversity and environmental threats. Northeast. Nat. 13(3):333-352.

TAYLOR, A.D. 1990. Metapopulations, dispersal, and predator-prey dynamics: an overview. Ecology 71:429-433.

TERESA, F.B. 2007. Comportamento reprodutivo e cooperação no ciclídeo neotropical *Laetacara* sp. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

THEEL, H.J., DIBBLE, E.D. & MADSEN, J.D. 2008. Differential influence of a monotypic and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage; an experimental implication of exotic plant induced habitat. Hydrobiol. 600(1):77-87.

TORGERSEN, C.E. & CLOSE, D.A. 2004. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. Fresh. Biol. 49(5):614-630.

WHITTAKER, R.J. 1998. Island biogeography: ecology, evolution, and conservation. Oxford University Press, Oxford.

WOOTTON, R.J. 1998. Ecology of teleost fishes. 2 ed. Kluwer Academic Publishers, London.

Recebido em 30/07/09
Versão reformulada recebida em 16/03/10
Publicado em 18/06/10

Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica - Brasil

Ana Tereza Bittencourt Guimarães[1,3], Márcia Santos de Menezes[2] & Alberto Carvalho Peret[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil
[2]Laboratório de Ecologia de Rios, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19031, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil
[3]Autor para correspondência: Ana Tereza Bittencourt Guimarães, e-mail: anat@brturbo.com.br

BITTENCOURT GUIMARÃES, A.T., MENEZES, M.S. & PERET, A.C. **Ichthyofauna composition related to physiography in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01010022010.

Abstract: In spite of the impacts that tropical streams are submitted, they still present a great fish diversity. The knowledge of the fish structure and composition is an important attempt in order to stabilish evaluation parameters that can favour conservation of these environments. The icthyofaunal composition related to physiographic features of coastal streams of south Brazil is an important contribution to the interpretation of these ecosystem dynamics. We perform fish collections in five sampling sites in the Pinto River, placed in Morretes municipality in the Paraná State, Brazil. The samples were accomplished between May 2006 and November 2007, using electric fishing along 50 m/hour in each site. The collected animals were fixed in formaline 10%. Each site (point) was classified in relation to the bottom substratum, depth, width average, and current speed. Direct relationship between substratum type and fish compostition was observed. Siluriformes were predominant in places with coarseness granulometry, such as boulders, cobbles and pebbles. On the other hand, Characiformes were predominant in places with smaller granulometry, such as coarse sand and gravel.
Keywords: *Siluriformes, Characiformes, longitudinal distribution, coastal streams.*

BITTENCOURT GUIMARÃES, A.T., MENEZES, M.S. & PERET, A.C. **Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica - Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn01010022010.

Resumo: Os riachos costeiros apresentam grande diversidade de peixes, apesar dos impactos a que são submetidos. O conhecimento da estrutura e da composição da ictiofauna constitui importante esforço para levantamento de parâmetros de avaliação que possam proporcionar atitudes para a conservação destes ambientes. A composição da ictiofauna relacionada a características fisiográficas de riachos costeiros do sul do Brasil constitui-se uma contribuição para a interpretação da dinâmica destes ecossistemas. Foram realizadas coletas de peixes em cinco pontos amostrais do Rio do Pinto, localizado no município de Morretes, Paraná, Brasil. As coletas foram realizadas entre os meses de maio de 2006 a novembro de 2007, utilizando a técnica de pesca elétrica, com um esforço amostral de 50 m/hora em cada localidade. Os animais coletados foram fixados em formaldeído 10%. Cada localidade foi classificada em relação ao tipo de substrato, profundidade, velocidade de correnteza e largura média. Foi possível observar a relação direta entre o tipo de substrato e a composição da ictiofauna. Em regiões onde a granulometria era maior, tais como matacões e seixos, prevaleceram os Siluriformes. Por outro lado, em regiões onde o sedimento apresentava menor granulometria, tais como areia grossa associada a cascalho, ocorreram espécies de Characiformes.
Palavras-chave: *Siluriformes, Characiformes, substratos, distribuição longitudinal.*

Introdução

Muitas pesquisas têm sido concentradas na tentativa de compreender os processos ecológicos que ocorrem em riachos costeiros da Floresta Atlântica. A restauração e a conservação de ecossistemas como este, não pode prescindir da idealização de planos de avaliação da higidez dos sistemas por meio da valoração das características hidromorfológicas, químicas e biológicas (Tejerina-Garro et al. 2005).

A dinâmica dos riachos costeiros é diretamente afetada por eventos naturais. Aranha (2000) demonstrou como a diversidade da ictiofauna é desestabilizada em função da ocorrência de trombas d'água, alterando-se a dominância das espécies ocorrentes. Ferreira (2007) conseguiu demonstrar como a variação da vegetação ripária pode influenciar na ocupação das espécies de peixes, havendo a alteração dos tipos ecomorfológicos, bem como dos hábitos alimentares. Entre estes autores, muitos outros abordam questões semelhantes sobre a influência de eventos estocásticos sobre a diversidade animal e vegetal (Grossman et al. 1982, Yant et al. 1984, Mathews 1986, Griffin et al. 2009).

Variáveis explicativas da ocorrência e distribuição das espécies de peixes em um córrego e/ou riacho podem estar relacionadas à fisiografia local, ilustrando tal fato em função do tipo de substrato, presença ou ausência de vegetação ripária submersa e velocidade de corrente (Ferreira & Casatti 2006, Ferreira 2007). Silveira (2004) afirma que a textura do substrato, seu tamanho, níveis de compressão e espaço intersticial são importantes no movimento e estabelecimento de espécies de macroinvertebrados em um local. Considerando estes organismos como fonte alimentar para uma série de espécies de peixes, sua presença e distribuição podem influenciar na ocorrência e distribuição da ictiofauna. Contudo, não só a fisiografia é explicativa para a ocorrência das espécies, havendo também a influência de variáveis biológicas (Esteves & Lobón-Cerviá 2001), físicas e químicas (Friberg et al. 2009).

No Brasil, ainda são poucos os trabalhos que realizaram o levantamento das características de riachos costeiros. Ainda são mais freqüentes os trabalhos que fazem abordagens biológicas, tais como levantamentos de ocorrência de espécies (Casatti et al. 2001, Barreto & Aranha 2005, Ferreira 2007), comportamento alimentar (Aranha et al. 1998, Esteves & Lobón-Cerviá 2001, Casatti 2002, Ferreira 2007), aspectos reprodutivos (Menezes et al. 2000, Ferreira 2007) e avaliações de integridade biológica (Araújo 1998, Casatti 2004).

Os fragmentos de Floresta Atlântica remanescentes no Brasil necessitam de mais estudos básicos que gerem subsídios teóricos para futuros trabalhos de restauração ambiental. O conhecimento sobre a composição e a caracterização das taxocenoses nos riachos costeiros do Paraná ainda é insuficiente e tem se tornado de especial importância, principalmente para a compreensão dos processos ecológicos. Desta maneira, a conduta científica não se refere apenas à preservação, mas também à reabilitação da estrutura ecológica, das funções e da integridade dos ambientes. A valoração de um ecossistema, bem como a formulação de modelos de avaliação de impacto ambiental, utiliza informações sobre biologia de espécies de peixes, sendo tal fato evidenciado por Lemes & Garutti (2002) que afirmaram que riachos apresentam fisiografia plástica espacial e temporal, o que resulta em uma composição ictíica que explora o meio de acordo com habilidades e exigências biológicas.

Sendo assim, trabalhos sobre a biologia, a composição e a distribuição de peixes, tornam-se informações de base para a posterior construção de modelos que possibilitem prognósticos sobre as alterações ambientais provindas do impacto antrópico. Sendo assim, os objetivos deste trabalho foram:

1) avaliar a composição e a distribuição da ictiofauna em um riacho costeiro de Floresta Atlântica;
2) relacionar a composição e a distribuição da ictiofauna com a estrutura fisiográfica de diferentes porções de um riacho costeiro; e
3) demonstrar as estratégias ecomorfológicas para adaptação em diferentes estruturas fisiográficas de um riacho costeiro.

Material e Métodos

Coletas de peixes foram realizadas mensalmente durante o período compreendido entre maio de 2006 a novembro de 2007. As amostragens foram realizadas em cinco pontos na microbacia do Rio do Pinto, situados na Serra do Mar, município de Morretes, Paraná, sul do Brasil. O primeiro localiza-se no Rio Caiuru (P1 – 25° 34.356' S e 48° 53.008' O). Os demais se localizam no Rio do Pinto (P2 – 25° 32.744' S e 48° 51.839' O; P3 – 25° 32.202' S e 48° 50.831' O; P4 – 25° 30.282' S e 48° 49.834' O, P5 – 25° 29.948' S e 48° 48.903' O) (Figura 1). Todas as coletas foram realizadas apenas em dias com sol e/ou sem chuva.

O apetrecho de coleta utilizado foi a pesca elétrica, com um esforço amostral de 50 m/hora em cada localidade. Os animais coletados foram fixados em Formaldeído 10% e após 48 horas transferidos para álcool 70°. As espécies de peixes coletadas foram identificadas até o menor nível taxonômico possível por meio de chaves de identificação específicas. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do Laboratório de Ecologia de Rios do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.

Em cada um dos pontos de coleta foi registrado o tipo de corrente, conforme determinado por Barreto & Aranha (2005), sendo considerada correnteza *ausente* 0 m/s, *lenta* de 0,01 a 0,25 m/s, *moderada* de 0,26 a 0,50 m/s, *rápida* de 0,51 a 0,75 m/s e *torrencial* acima de 0,76 m/s.

A granulometria do cascalho foi definida em cada ponto de coleta, de acordo com Teixeira et al. (2000), sendo denominado de *matacão* os sedimentos com intervalo granulométrico superior a 256 mm; *bloco* os que apresentam variação entre 64 a 256 mm; *seixo* com 4 a 64 mm e *grânulo* de 2 a 4 mm.

Para cada espécie foi calculado mensalmente o grau de importância relativa, pela freqüência de ocorrência percentual (FO%), e sua percentagem numérica (PN%), conforme Loebmann & Vieira (2005). Desta maneira, foi possível identificar as espécies como:

a) freqüentes e abundantes, sendo aquelas que ultrapassaram as médias de PN% e FO%;
b) freqüentes e não abundantes, aquelas que não ultrapassam as médias de PN%, mas ultrapassam de FO%; e
c) ocasionais, aquelas que não ultrapassaram as médias de PN% e FO%.

As espécies foram classificadas como adaptadas para os ambientes de corredeira ou remansos quando apresentavam características ecomorfológicas específicas para tais ambientes, como por exemplo compressão dorso-ventral, nadadeiras peitorais amplas e estruturas modificadas para fixação espécies de ambientes de corredeiras; e compressão lateral, nadadeiras caudais amplas e boca terminal para espécies de ambientes com águas mais calmas. Estas características foram propostas por Watson & Balon (1984). As diversidades foram calculadas por meio do índice de Equitabilidade de Pielou e comparadas por meio do teste t para diversidade, utilizando um nível de significância de 0,05 (Zar 1998). A similaridade entre os ambientes foi calculada por meio do índice de Similaridade de Bray-Curtis e posteriormente, expresso em dendrograma (Dajoz 2005). A significância do dendrograma foi analisada por meio do cálculo do valor cofenético.

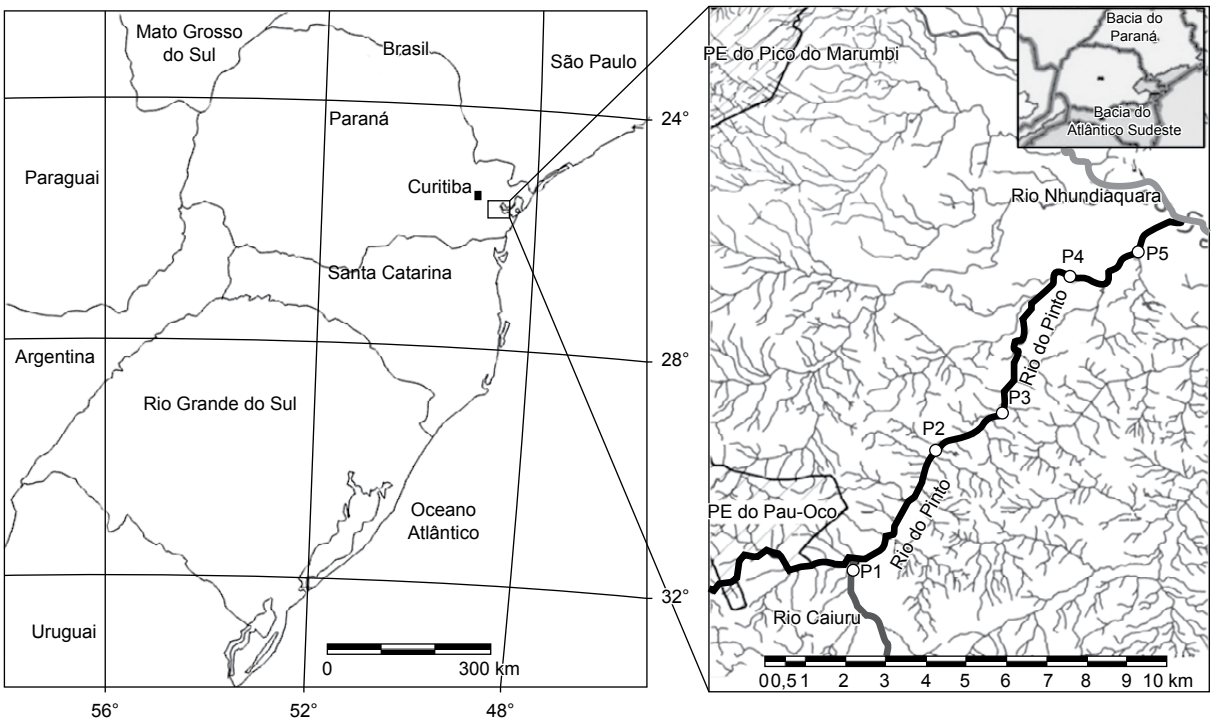


Figura 1. Mapa de localização dos pontos de Coleta. Ponto 1 (P1) situado no Rio Caiuru (destaque em cinza escuro); Ponto 2 (P2), Ponto 3 (P3), Ponto 4 (P4) e Ponto 5 (P5) situados no rio do Pinto (destaque em preto).

Figure 1. Location map of sampling sites. Site 1 (P1) placed in Caiuru River (dark ash); Site 2 (P2), Site 3 (P3), Site 4 (P4), and Site 5 (P5) placed in Pinto River (black).

Por fim, foi realizada a análise multivariada de correspondência (Hair et al., 1998) para verificar a associação da freqüência absoluta das espécies freqüentes e abundantes com os pontos de coleta de acordo com os seus aspectos fisiográficos. Todos os testes estatísticos foram realizados no programa XLStat2009 (Addinsoft 2009).

Resultados

A microbacia do Rio do Pinto apresenta atividade antrópica crescente da nascente à foz. O ponto P1 está localizado no Rio Caiuru, que é um afluente do Rio do Pinto. Caracteriza-se por estar a 169 m de altitude em relação ao nível do mar, apresentando a correnteza do tipo torrencial (0,95 m/s) e o substrato composto por grande quantidade de matacões e blocos. A profundidade variou entre 0,2 e 0,4 m e largura média de 6,8 m. Nesta localidade, um trecho do leito está cimentado e parte das margens estão canalizadas com muretas para suportar a passagem de um oleoduto sob o leito do rio (Figura 2).

O ponto P2 distancia-se 3,9 km de P1 e localiza-se no Rio do Pinto. Apresenta-se a 73 m de altitude, com corrente caracterizada como rápida (0,53 m/s). A profundidade variou entre 0,14 e 0,60 m e a largura média foi de 15 m. O leito do rio é composto principalmente por matacões, blocos e seixos, apresentando sua vazão fluvial regulada pelas precipitações locais, as quais determinam a variação de correnteza. A vegetação ripária é composta por integrantes da família Poaceae, além de pequenas plantações de subsistência de banana, palmito, cana de açúcar e mandioca (Figura 3).

O ponto P3 distancia-se 2,2 km do P2, encontrando-se a 44 m de altitude e com corrente do tipo moderada (0,37 m/s). A profundidade variou entre 0,33 e 0,48 m, e sua largura atingiu 20 m. Seu leito é semelhante ao P2, havendo a predominância de blocos. A vegetação é semelhante a observada no ponto P2, sendo que próximo às margens



Figura 2. Ponto 1: Situado no Rio Caiuru, município de Morretes, PR. Profundidade máxima: 0,4 m; Correnteza: torrencial; Substrato: matacões e blocos. Vista à montante. Foto obtida em maio/2009.

Figure 2. Site 1: Placed in the Caiuru River, Morretes municipality in the Parana State. Maximum depth: 0.4 m; Current: torrential; Substrate: boulders and cobbles. Upper view. Photo taked on 2009/May.

também são observados cultivos de subsistência familiar e comerciais, tais como banana, palmito, chuchu e berinjela (Figura 4).

O ponto P4 encontra-se distante 4,5 km do P3. Localiza-se a 16 m de altitude, com porções onde a corrente é do tipo torrencial (1,06 m/s) e grande parte de sua área com corrente rápida (0,63 m/s). A profundidade observada variou de 0,10 a 0,80 m, com largura

média de 22 m. Seu leito é composto principalmente por seixos e grânulos. Nesta região observou-se uma grande influência de dejetos residenciais e agrícolas provindos da população rural do município de Morretes. As áreas próximas à microbacia do rio nesta localidade são mais planas, com plantações comerciais de chuchu, maracujá e arroz (Figura 5).

O ponto P5 distancia-se 2,2 km do P4, estando a 6 m de altitude. Sua corrente caracteriza-se como rápida (0,74 m/s), com profundidade variável entre 0,2 e 1,5 m. A largura média foi de 15 m e o leito é composto principalmente por grânulos e areia de diferentes intervalos granulométricos. A água apresenta odor desagradável devido à existência de dejetos residenciais. Cultivos de subsistências, tais como cana de açúcar, mandioca e banana, e grande quantidade de plantações comerciais de hortaliças e verduras são encontradas no entorno (Figura 6).

Ao longo do trecho estudado, foram capturados 7116 exemplares de peixes, distribuídos em 12 famílias e 33 espécies, sendo as ordens Siluriformes (54,08%) e Characiformes (39,66%) predominantes em FO% e PN%, seguidas de Perciformes (2,82%), Cyprinodontiformes (2,55%), Symbranchiformes (0,53%) e Gymnodontiformes (0,35%) (Tabela 1). Os Siluriformes foram principalmente representados por *Rineloricaria* sp. (22%) e *Isbrueckerichthys duseni* (19%), os Characiformes por *Charicidium pterostictum* (35%) e *Characidium lanei* (30%), os Perciformes por *Awaous tajasica* (70%), os Cyprinodontiformes por *Phalloceros caudimaculatus* (100%), Symbranchiformes por *Symbranchus marmoratus* (100%) e Gymnodontiformes por *Gymnotus carapo* (54%) e *Gymnotus panterinus* (46%).

O ponto P1 mostrou-se o menos rico, contendo apenas 16 espécies, seguido do P5 (22 espécies), P3 (24 espécies), P2 (27 espécies) e



Figura 3. Pontos 2: Situado no Rio do Pinto, município de Morretes, PR. Profundidade máxima: 0,5 m; Correnteza: rápida; Substrato: matacões, blocos e seixos. Vista à montante. Foto obtida em maio/2009.

Figure 3. Site 2: Placed in the Pinto River, Morretes municipality in the Parana State. Maximum depth: 0.5 m; Current: fast; Substrate: boulders, cobbles and pebbles. Upper view. Photo taked on 2009/May.



Figura 5. Ponto 4: Situado no Rio do Pinto, município de Morretes, PR. Profundidade máxima: 0,4 m; Correnteza: rápida à torrencial; Substrato: seixos e grânulos. Vista à montante. Foto obtida em maio/2009.

Figure 5. Site 4: Placed in the Pinto River, Morretes municipality in the Parana State. Maximum depth: 0.4 m; Current: fast to torrential; Substrate: pebbles and gravel. Upper view. Photo taked on 2009/May.



Figura 4. Ponto 3: Situado no Rio do Pinto, município de Morretes, PR. Profundidade máxima: 0,5 m; Correnteza: moderada (P3); Substrato: matacões, blocos e seixos. Vista à montante. Foto obtida em maio/2009.

Figure 4. Site 3: Placed in the Pinto River, Morretes municipality in the Parana State. Maximum depth: 0.5 m; Current: moderate; Substrate: boulders, cobbles and pebbles. Upper view. Photo taked on 2009/May.



Figura 6. Ponto 5: Situado no Rio do Pinto, município de Morretes, PR. Profundidade máxima: 1,5 m; Correnteza: rápida; Substrato: grânulos e areia. Vista à montante. Foto obtida em maio/2009.

Figure 6. Site 5: Placed in the Pinto River, Morretes municipality in the Parana State. Maximum depth: 1.5 m; Current: fast; Substrate: gravel and sand. Upper view. Photo taked on 2009/May.

Tabela 1. Relação das espécies de peixes coletados no Rio do Pinto, Morretes, Paraná.

Table 1. Relationship of the species of fish collected in the River Pinto, Morretes, Parana.

Ordem	Família	Subfamília	Espécie
Gymnodontiformes	GYMNOTIDAE		*Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758)
			Gymnotus pantherinus (Steindachner, 1908)
Symbranchiformes	SYMBRANCHIDAE		*Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795)
Cyprinodontiformes	POECILIIDAE		*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)
Perciformes	GOBIIDAE	Gobionellinae	*Awaous tajasica* (Lichtenstein, 1822)
	CICHLIDAE	Cichlinae	*Crenicichla lacustris* (Castelnau, 1855)
			Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)
Characiformes	CHARACIDAE	Glandulocaudinae	*Astyanax* sp.
			Oligosarcus hepsetus (Cuvier, 1829)
			Bryconamericus microcephalus (Miranda Ribeiro, 1908)
			Deuterodon langei (Travassos, 1957)
			Hollandichthys multifasciatus (Eigenmann & Norris, 1900)
			Mimagoniates microlepis (Steindachner, 1877)
	CRENUCHIDAE	Characidiinae	*Characidium lanei* (Travassos, 1967)
			Characidium pterostictum (Gomes, 1947)
	ERYTHRINIDAE		*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)
Siluriformes	CALLICHTHYDAE	Callichthyinae	*Scleromystax barbatus* (Quoy & Gaimard, 1824)
			Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)
	LORICARIIDAE	Hypostominae	*Ancistrus multispinis* (Regan, 1912)
			Pareiorhaphis splendens (Bizerril, 1995)
			Kronichthys lacerta (Nichols, 1919)
		Neoplecostominae	*Isbrueckerichthys duseni* (Miranda Ribeiro, 1907)
		Hypoptomatinae	*Pseudotothyris obtusa* (Miranda Ribeiro, 1911)
			Hisonotus leucofrenatus (Miranda Ribeiro, 1908)
			Schizolecis güntheri (Miranda Ribeiro, 1918)
		Loricariinae	*Rineloricaria* sp.
	HEPTAPTERIDAE		*Pimelodella pappenheimi* (Ahl, 1925)
			Acentronichthys leptos (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
			Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)
			Rhamdioglanis transfasciatus (Miranda Ribeiro, 1908)
	TRICHOMYCHTERIDAE	Trichomycterinae	*Trichomycterus davisi* (Haseman, 1911)
		Stegophilinae	*Homodiaetus graciosa* (Koch, 2002)
	PSEUDOPIMELODIDAE		*Microglanis cottoides* (Boulenger, 1891)

P4 (28 espécies). A menor riqueza do ponto P1 reflete os valores de diversidade, sendo o único ponto que difere quanto à composição da comunidade em relação aos demais ($t > t$ crítico = 1,96; GL = ∞; $p < 0,05$) (Tabela 2).

Dentre as 33 espécies amostradas, 15 foram consideradas freqüentes e abundantes em pelo menos um dos pontos de coleta ao longo do período amostral. Na Tabela 3 observa-se a alteração da composição da comunidade ao longo dos 11,1 km analisados. Várias espécies consideradas frequentes e abundantes se repetem nos pontos de coleta, apesar das localidades apresentarem características fisiográficas distintas. À medida que se direcionam à jusante, onde observa-se a mudança da paisagem, tais espécies tornam-se freqüentes, mas não abundantes, e podem até se tornar ocasionais ou ausentes.

Foi possível observar a inversão das abundâncias das ordens em função da composição fisiográfica de cada localidade. No primeiro ponto de coleta, onde são observados matacões e seixos, ocorre a maior freqüência de Siluriformes (85,7%), seguindo de uma diminuição gradativa até o quarto ponto (40,8%), onde são mais observados cascalho e areia grossa. O contrário ocorre em relação às espécies de Characiformes, havendo um aumento gradativo de sua freqüência, iniciando com apenas 14,3%, atingindo seu máximo em P4 (50,7%). As tendências gradativas da distribuição das duas ordens não permanecem contínuas até o P5, havendo um aumento da freqüência de Perciformes (11,1%), pois esta região sofre grande influência da baía de Antonina devido a sua proximidade ao mar (Figura 7).

Tabela 2. Equitabilidade (J'), Riqueza (R) e número de indivíduos coletados (n) nos pontos de coleta.

Table 2. Equitability (J'), Richness (R) and number of individuals collected in the sampling sites.

Índices	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
J'	0,696[a]	0,761[b]	0,736[b]	0,733[b]	0,761[b]
R	16	27	24	28	22
N	1499	1334	1484	1463	1251

* a diferença entre as letras demonstra a significância estatística ($p < 0,05$)

A diferença de composição da ictiofauna entre os pontos é evidente ao se realizar a análise de similaridade entre os ambientes (Figura 8). Os pontos 2, 3, 4 e 5 apresentaram similaridade de 59,1% entre si, sendo que os pontos 4 e 5 apresentaram os maiores valores

Tabela 3. Diagrama da composição das espécies amostradas.

Table 3. Diagram of the composition of samples species.

Espécies	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Trichomycterus davisi					
Isbrueckerichthys duseni					
Pareiorhaphis splendns					
Rhamdioglanis transfasciatus					
Bryconamericus microcephalus					
Deuterodon langei					
Ancistrus multispinis					
Rineloricaria sp.					
Scleromystax barbatus					
Characidium pterostictum					
Phalloceros caudimaculatus					
Pimelodella pappenheimi					
Characidium lanei					
Mimagoniates microlepis					
Awaous tajasica					

Espécies frequentes e abundantes

Espécies frequentes e não abundantes

Espécies ocasionais

Espécies ausentes

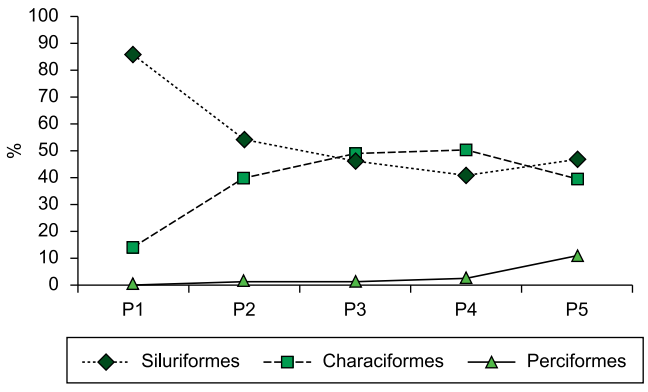


Figura 7. Frequência relativa (%) de Siluriformes, Characiformes e Perciformes entre os pontos de coleta.

Figure 7. Relative frequency (%) of Siluriformes, Characiformes and Perciformes along the sampling sites.

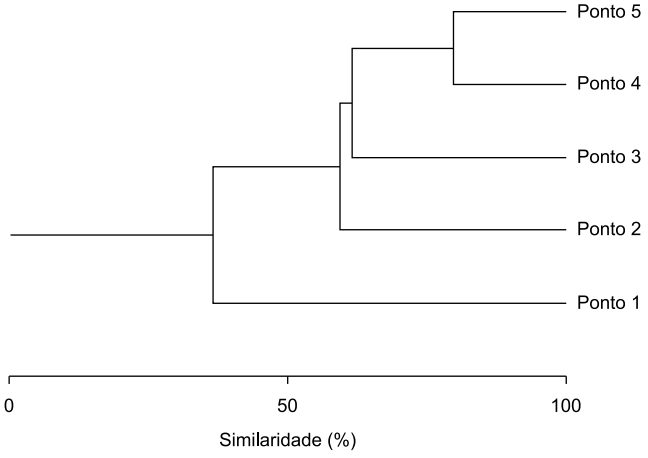


Figura 8. Dendrograma representativo da similaridade dos 5 pontos amostrais em relação à composição de espécies (valor cofenético = 0,89).

Figure 8. Similarity dendrogram of the 5 sampling sites related to the composition of species (cophenetic value = 0.89).

(79,6%). Estes dois últimos pontos também são os mais semelhantes em relação à fisiografia. O ponto 1 mostrou-se o mais distinto em sua composição ictíica, com apenas 36,5% de similaridade em relação aos demais, confirmando o resultado já observado na análise de diversidade.

Uma vez caracterizados os pontos, foi possível verificar que há correspondência das espécies em função dos aspectos fisiográficos, sendo que tal correspondência é explicada por 89,73% da variação dos dados ($\chi^2 = 6365,0$; GL = 56; $p < 0,0001$) (Figura 9).

A partir da análise multivariada de correspondência, pôde-se observar que o primeiro eixo demonstra a granulometria, sendo que os escores positivos denotam a ocorrência de matacões e blocos, enquanto os escores negativos demonstram a ocorrência de um substrato rico em seixos, cascalho e areia. O segundo eixo demonstra a localidade dos pontos, considerando-se a variação em relação a altitude dos locais amostrados no Rio do Pinto. Pode-se verificar que à medida que ocorre a diminuição da granulometria ao longo do rio, observa-se a diminuição da freqüência de espécies de Siluriformes, e o aumento de Characiformes. Contudo, em localidades onde há a mistura granulométrica, como por exemplo, matacões e seixos com cascalho e areia grossa, ocorre a formação de hábitats característicos tanto para espécies de corredeira (e.g. *Ancistrus multispinnis* e *Rineloricaria* sp.), como para espécies de águas mais calmas (e.g. *Phalloceros caudimaculatus* e *Bryconamericus microcephalus*).

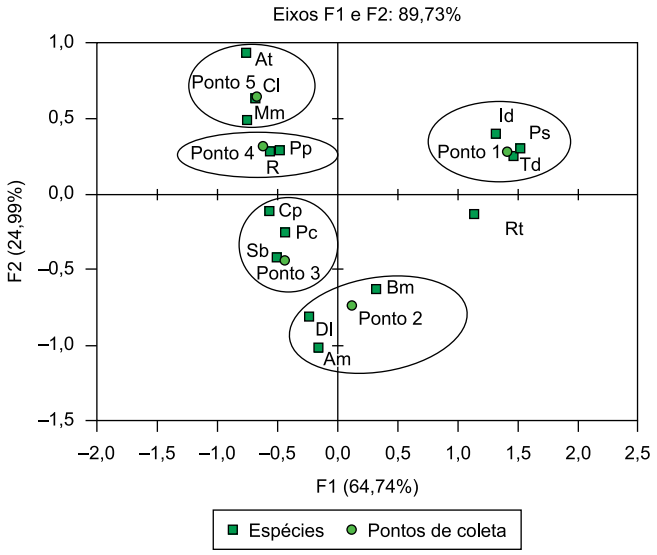


Figura 9. Gráfico de dispersão das duas funções de correspondência. Id – I. *duseni*, Ps – P. *splendens*, Td – T. *davisi*, Bm – B. *microcephalus*, Am – A. *multispinnis*, Dl – D. *langei*, Sb – S. *barbatus*, Pc – P. *caudimaculatus*, Cp – C. *pterostictum*, Pp – P. *pappenheimi*, R – *Rineloricaria* sp., At – A. *tajasica*, Cl – C. *lanei*, Mm – M. *microlepis*, Rt – R. *transfasciatus.*

Figure 9. Dispersion graph for two functions of the correspondence analysis. Id – I. *duseni*, Ps – P. *splendens*, Td – T. *davisi*, Bm – B. *microcephalus*, Am – A. *multispinnis*, Dl – D. *langei*, Sb – S. *barbatus*, Pc – P. *caudimaculatus*, Cp – C. *pterostictum*, Pp – P. *pappenheimi*, R – *Rineloricaria* sp., At – A. *tajasica*, Cl – C. *lanei*, Mm – M. *microlepis*, Rt – R. *transfasciatus.*

Discussão

As variáveis que caracterizam a fisiografia de riachos costeiros influenciam na abundância das diferentes espécies de peixes. Meador & Goldstein (2003) demonstraram que a composição da ictiofauna se modifica conforme as mudanças ambientais, condições de hábitats e influências antrópicas nos trechos dos rios, como resultado dos processos evolutivos e históricos de adaptações peculiares de cada espécie. As modificações dos hábitats decorrentes da canalização das margens, destruição da vegetação ripária ou barramentos, e deterioração da qualidade da água, exercem uma influência no ecossistema, podendo causar variações na distribuição espaço-temporal na ictiofauna (Waite & Carpenter 2000). A partir destes fatos, pode-se afirmar que as variáveis físicas de um rio, estando ele em estado natural de conservação ou impactado, apresentam gradiente contínuo de montante à jusante, com as comunidades biológicas ajustando-se por meio da substituição de espécies, com maior eficiência ao consumo de energia. Esta afirmação vai ao encontro do que é preconizado na Teoria do Rio Contínuo (Vannote et al., 1980). Desta maneira, discute-se a mudança da ictiocenose em função da mudança fisiográfica dos locais de coleta.

De acordo com a caracterização fisiográfica de cada um dos locais de coletas, pôde ser verificado que:

a) no ponto 1 prevaleceu um substrato de matacões e blocos, caracterizado por ser um ambiente do tipo corredeira, com correnteza variável de rápida a torrencial. Estas características minimizam o potencial de hábitat para espécies da ordem Characiformes, sendo, contudo, um recurso positivo para a colonização das espécies de Siluriformes, uma vez que estas apresentam diferentes adaptações ecomorfológicas, mas principalmente o achatamento dorso-ventral. Dentre as cinco espécies freqüentes e abundantes observadas nesta localidade, quatro são Siluriformes, sendo que *Trichomycterus davisi* (Barreto & Aranha, 2005), *I. duseni* (Jerep et al., 2006), *Pareiorhaphis splendens* (Aranha et al. 1998) e *Rhamdioglanis transfasciatus* (Menezes et al. 2007) habitam em rios de pequeno a médio porte, com correnteza rápida, de água bastante oxigenada e clara, com fundo pedregoso composto de cascalho e matacões.

b) O ponto 2 contém substrato de seixos e cascalho, apresentando sua vazão fluvial regulada pelas precipitações locais, as quais determinam a variação de correnteza moderada a rápida. Pode apresentar episódios de enxurradas, geralmente tendo uma profundidade máxima de 0,5 m. Foram amostradas 27 espécies, considerando-se 10 como freqüentes e abundantes: *I. duseni, P. splendens, R. transfasciatus, A. multispinis, Rineloricaria* sp., *Scleromystax barbatus, B. microcephalus, Deuterodon langei, C. pterostictum* e *P. caudimaculatus.* As três primeiras são comuns ao ponto de coleta anterior, uma vez que são observadas características fisiográficas comuns, tais como algumas áreas com matacões, cascalho e correnteza moderada a rápida. Estas características também são ideais para o hábitat das espécies *A. multispinis, Rineloricaria* sp. e *S. barbatus*, conforme já observado por Oyakawa et al. (2006) e Menezes et al. (2007). As últimas quatro espécies (*B. microcephalus, D. langei, C. pterostictum* e *P. caudimaculatus)* são Characiformes, as quais foram coletadas principalmente na região marginal, próximas à vegetação. *B. microcephalus* é característico de riachos de Floresta Atlântica (Mazzoni & Da Silva 2006), com fundo de areia e pedra e com correnteza rápida, e nadam ativamente na coluna d'água (Oyakawa et al. 2006). *D. langei* é geralmente coletado em porção inferior da coluna d'água em locais com profundidade de 0,5 m e na porção média em águas mais profundas, com cerca de 1,5 m (Barreto & Aranha, 2005). *C.pterostictum* habita locais de correnteza moderada a torrencial, geralmente associada ao fundo com matacões (Buckup et al., 2000). *P. caudimaculatus* é encontrado em correnteza lenta a moderada, formando pequenos agrupamentos em águas rasas próximas à margem (Barreto & Aranha, 2005). A partir de tais observações, constata-se que este trecho apresenta uma fauna ictíica típica, indicando que o mesmo se mostra íntegro em relação, pelo menos, a este grupo faunístico.

c) O ponto P3 é semelhante ao ponto P2. Entre as sete espécies freqüentes e abundantes que foram observadas nesta localidade, cinco eram comuns ao ponto P2 (*B. microcephalus*, *A. multispinis, Rineloricaria* sp., *S. barbatus, C. pterostictum*). *P. pappenheimi* e *C. lanei* mostraram-se abundantes e frequentes nesta localidade. A observação destas espécies está associada às áreas esparsas com fundo de areia grossa associada ao cascalho e seixos. *P. pappenheimi* é uma espécie de fundo, geralmente encontrada em porções das margens dos rios, onde a velocidade de correnteza é menor (Aranha et al. 1998); no presente estudo, esta espécie foi encontrada formando pequenos cardumes próximos à vegetação ripária, composta principalmente por integrantes da família Poaceae. *C. lanei* e *C. pterostictum* foram encontradas nas mesmas localidades, contudo a primeira foi geralmente coletada em locais próximos às margens, onde a correnteza é menor, enquanto a segunda foi coletada em águas com maior correnteza, onde o fundo apresenta-se com mais cascalho e blocos. Tais descrições corroboram com informações descritas por Barreto & Aranha (2005).

d) No ponto P4, com a maior prevalência de areia grossa associada ao cascalho, surge ainda como espécie freqüente e abundante *M. microlepis*. Esta espécie foi geralmente capturada em locais de pouca profundidade e com velocidade de corrente entre moderada à rápida, assim como o encontrado por Mazzoni & Iglesias-Rios (2002). Estes mesmos autores afirmam ainda que a presença desta espécie está diretamente correlacionada com a presença de insetos alóctones, que usam a cobertura vegetal como hábitat ideal à reprodução. *P. pappenheimi* e *C. lanei* também se mostraram abundantes e frequentes nesta localidade, assim como no ponto P3, apresentando sua ocorrência condicionada aos mesmos fatores supra citados.

e) No ponto P5, a prevalência de areia grossa associada ao cascalho é ainda maior do que no ponto P4. Esta região apresenta cinco espécies freqüentes e abundantes (*Rineloricaria* sp., *C. pterostictum, P. pappenheimi, C. lanei* e *A. tajasica*), havendo um aumento na ocorrência de Perciformes. Possivelmente, todas estas espécies sejam residentes na presente localidade, sendo características de pequenas bacias fluviais e demonstrando uma fidelidade ambiental (Castro 1999). A única exceção entre estas espécies é *A. tajasica*, pertencente à família Gobiidae, subfamília Gobioneliinae. É considerada uma espécie não residente, pois provavelmente passa parte do seu ciclo de vida inicial no mar (Lowe-McConnell 1999).

Apesar da evidência de relação entre a distribuição das espécies e a fisiografia dos pontos de coleta, são controversas as opiniões na literatura sobre as variáveis que influenciam diretamente na distribuição das comunidades. Teixeira et al. (2005) afirmaram que as diferenciações na fisiografia ao longo da extensão da bacia do rio Paraíba do Sul não coincidiram com as mudanças de diversidade ictíica. Contudo, desde Shelford (1911), é descrito que a análise fisiográfica do ambiente demarca as espécies aos seus hábitats. Mazzoni & Iglésias-Rios (2002) demonstraram a forte correlação da cobertura vegetal, vegetação aquática e tipos de substratos em relação à presença ou ausência de espécies, como *M. microlepis* e *H. malabaricus*, em riachos costeiros. Isto pode ser atribuído a inúmeras variáveis que podem influenciar nas comunidades, mas principalmente às dinâmicas, tais como a granulometria e o regime de fluxo do rio. Vários outros autores demonstram formas de relação da distribuição da ictiofauna com a fisiografia, tais como Belliard et al. (1997) e Oberdorff et al. (2001).

Esta caracterização das espécies em função das localidades de coleta denota a premissa proposta por Cunico & Agostinho (2006) de que padrões morfológicos estão diretamente relacionados à hidrodinâmica de rios e reservatórios. Estes autores relatam que ambientes com maior hidrodinâmica (lóticos) apresentam espécies com corpo mais achatado ventralmente e com menor compressão lateral, tais como as espécies observadas nos pontos P1 e P2 (*I. duseni, P. splendens, R. transfasciatus, A. multispinis, Rineloricaria* sp., *S. barbatus)*. Estas espécies também se caracterizam por apresentarem menores valores do índice de achatamento ventral, ou seja, baixos valores resultantes da razão entre a média de alturas do corpo sobre a altura do corpo (Freire & Agostinho 2001). Baixos valores deste índice estão associados a espécies bentônicas que se mantêm em ambientes com elevada hidrodinâmica sem precisarem nadar (Cunico & Agostinho 2006). Contudo, a partir do ponto P2 observam-se menor altitude e sítios com menor velocidade de corrente, caracterizando locais com menor hidrodinâmica quando comparados ao ponto P1. Desta maneira, nestes ambientes são observadas espécies com maior compressão lateral (Watson & Balon 1984) e maior altura relativa (Gatz Jr. 1979), tais como *B. microcephalus, D. langei, P caudimaculatus, M. microlepis* e *G. brasiliensis.* Estas características promovem uma melhor capacidade de deslocamentos verticais.

Contudo, uma vez observada a mudança gradual da distribuição dos peixes, foram encontradas espécies comuns desde o ponto P1 até o ponto P5, tais como *C. lanei* e *C. pterostictum*. Vale ressaltar que em todos os pontos amostrais foram observadas porções do substrato formados por matacões e/ou blocos e seixos, porém com variação em sua freqüência. Desta forma, possibilita a formação de microhábitats para estas espécies. Estas duas espécies pertencem à ordem Characiforme, e apresentam baixos valores relativos ao índice de achatamento ventral, ou seja, pequena média de altura do corpo em relação ao maior valor de altura do corpo (Gatz-Jr. 1979, Freire & Agostinho, 2001). Além disso, apresentam elevados valores da razão do aspecto da nadadeira peitoral, ou seja, apresentam nadadeiras longas que, segundo Buckup et al. (2000), neste gênero são utilizadas para se apoiar ao substrato rochoso. Mas, *C. lanei* possivelmente utiliza estas nadadeiras para se apoiar em um substrato predominantemente arenoso, enquanto *C. petrostictum*, as utiliza em um substrato mais rochoso.

Por fim, a alteração da fisiografia nesta microbacia promove a variação da ocupação das espécies de forma gradativa, havendo a alteração do padrão morfológico e ocupacional das espécies, passando de espécies que resistem à elevada força da corrente por meio de adaptações morfológicas, tais como o achatamento dorso-ventral característico de espécies de Siluriformes, para espécies que resistem a tal força por meio da compressão lateral do corpo e natação constante na coluna d'água, sendo representados principalmente por Characiformes.

Agradecimentos

Agradecemos ao apoio dos integrantes do Laboratório de Ecologia de Rios da Universidade Federal do Paraná, em especial ao Dr. José Marcelo Rocha Aranha pelas sugestões críticas. Agradecemos ao Prof. Oswaldo Oyakawa pela identificação de espécies de peixes.

Referências Bibliográficas

ADDINSOFT. 2009. XLStat 2009. Addinsoft SARL, França.

ARANHA, J.M.R. 2000. A influência da instabilidade ambiental na composição e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 130p.

ARANHA, J.M.R., TAKEUTI, D.F. & YOSHIMURA, T.M. 1998. Habitat use and food partioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest. Brazil. Rev. Biol. Trop. 46(4):951-959.

ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. Rev. Brasil. Biol. 58(4):547-558.

BARRETO, A.P. & ARANHA, J.M.R. 2005. Assembléia de peixes de um riacho de Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). Acta Sci. Biol. Sci. 27(2):153-160.

BELLIARD, J., BOËT, P. & TALES, E. 1997. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. Environ. Biol. Fisches 50(2):133-147.

BUCKUP, P.A., ZAMPROGNO, C., VIEIRA, F. & TEIXEIRA, R.L. 2000. Waterfall climbing in *Characidium* (Crenuchidae: Characidiinae) from eastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 11(3):273-278.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes de um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 2(2):1-14.

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64(4):757-765.

CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto rio Paraná, SP. Biota Neotrop. 1(1):1-15.

CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizzeril & P.R. Perez-Neto, eds.). PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, v. 6, p. 139-155. (Oecologia Brasiliensis).

CUNICO, A.M. & AGOSTINHO, A.A. 2006. Morphological Patterns of Fish and Their Relationships with Reservoirs Hydrodynamics. Braz. Arch. Biol. Technol. 49(1):125-134.

DAJOZ, R. 2005. Princípios de Ecologia. 7 ed. Artmed, Porto Alegre, 519p.

ESTEVES, K.E. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2001. Composition and trophic strutucture of a community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. Environ. Biol. Fisches 62: 429-440.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(3):642-651.

FERREIRA, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi Guaçu basin, Southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 5(3):311-326.

FREIRE, A.G. & AGOSTINHO, A.A. 2001. Ecomorfologia de oito espécies da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). Acta Limnol. Bras. 13(1):1-9.

FRIBERG, N., DYBKJÆR, J.B., OLAFSSON, J.S., GISLASON, G.M., LARSEN, S.E. & LAURIDSEN, T.L. 2009. Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. Freshw. Biol. 54:2051-2068.

GATZ Jr., A.J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. Tulane Stud. Zool. Bot. 21(2):91-124.

GRIFFIN, J.N., JENKINS, S.R., GAMFELDT, L., JONES, D., HAWKINS, S.J. & THOMPSON, R.C., 2009. Spatial heterogeneity increases the importance of species richness for an ecosystem process. Oikos 118:1335-1342.

GROSSMAN, G.D., MOYLE, P.B. & WHITAKER Jr., J.O. 1982. Stochasticity in structure and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. Am. Nat. 120:423-454.

HAIR, J.F., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L. & BLACK, W.C. 1998. Multivariate data analysis. 5 ed. Prentice Hall, New Jersey, 768p.

JEREP, F.C., SHIBATTA, O.A., PEREIRA, E.H.L. & OYAKAWA, O.T. 2006. Two new species of *Isbrueckerichthys* Derijst, 1996 (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Paranapanema basin, Brazil. Zootaxa 1372:53-68.

LEMES, E.M. & GARUTTI, V. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. Iheringia 92(3):69-78.

LOEBMANN, D. & VIEIRA, J.P. 2005. Composição e abundancia dos peixes do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil e comentários sobre a fauna acompanhante de crustáceos decápodos. Atlântica 27(2):131-137.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo, 536p.

MATHEWS, W.J. 1986. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. Copeia 1986(2):388-397.

MAZZONI, R. & DA SILVA, A.P.F. 2006. Aspectos da história de vida de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes, Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(1):228-233.

MAZZONI, R. & IGLÉSIAS-RIOS, R. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. Braz. J. Biol. 62(1):171-178.

MEADOR, M.R. & GOLDSTEIN, R.M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. Environ. Manag. 31(4):504-517.

MENEZES, M.S., TAKEUTI, D.F., ARANHA, J.M.R. & VERANI, J.R. 2000. Desenvolvimento Gonadal de machos e fêmeas de *Pseudotothyris obtusa* (Ribeiro,1911) (Loricariidae, Hypoptopomatinae). Acta Biol. Par. 29(1-4):89-100.

MENEZES, N.A., HEITZMAN, S.H., OYAKAWA, O.T., DE LIMA, F.C.T., CASTRO, R.M.C. & WEITZMAN, M.J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 407p.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B. & CHESSEL, D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshw. Biol. 46(3):399-415.

OYAKAWA, O.T., AKAMA, A., MAUTARI, K.M. & NOLASCO, J.C. 2006. Peixes de Riachos da Mata Atlântica. Ed. Neotropica, São Paulo, 201p.

SHELFORD, V.E. 1911. Ecological succession: stream fishes and the method of physiographic analysis. Bio. Bull. 21:9-35.

SILVEIRA, M.P. 2004. Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. Embrapa Meio Ambiente. 68 p. (Documentos 36).

TEIXEIRA, W., TOLEDO, M.C.M., FAIRCHILD, T.R. & TAIOLI, F. 2000. Decifrando a Terra. Oficina dos Textos, São Paulo, 568p.

TEIXEIRA, T.P., PINTO, B.C.T., TERRA, B.F., ESTILIANO, E.O., GARCIA, D. & ARAÚJO, F.G., 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. Iheringia, Sér. Zool., 95(4): 347-357.

TEJERINA-GARRO, F.L., MALDONADO, M., IBAÑEZ, C., PONT, D., ROSET, N. & OBERDORFF, T. 2005. Effects of naturaland anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. Braz. Arch. Biol. Tech. 48(1):91-108.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(1):130-137.

WAITE, I.R. & CARPENTER, K.D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. Trans. Am. Fish. Soc. 129(3):754-770.

WATSON, D.J. & BALON, E.K., 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. J. Fish Biol. 25(3):371-384.

YANT, P.R., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 1984. Stochasticity in stream fish communities: an alternative interpretation. Am. Nat. 124(4):573-582.

ZAR, J.H. 1998. Biostatistical Analysis. 4 ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 929p.

Recebido em 26/10/09
Versão reformulada recebida em 04/02/10
Publicado em 22/04/10

Trece registros nuevos de *Lutzomyia* (Diptera: Psychodidae) para el departamento de Vichada, Orinoquia Colombiana

Rafael José Vivero[1,5], Eduar Elías Bejarano[2], Mirley Castro[3], Andrés Vélez[1], Juan Esteban Pérez[1], Alveiro Pérez-Doria[2], Iván Darío Vélez[1] & Lina María Carrillo[1,4]

[1]Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales – PECET, Universidad de Antioquia, Calle 62 No. 52-69, A.A. 1226, Medellín, Colombia
[2]Grupo de Investigaciones Biomédicas, Universidad de Sucre, Cra. 14 No. 16 B-32, A.A. 406, Sincelejo, Colombia
[3]Secretaría de Salud de Vichada, Av. Orinoco, Calle 10, Puerto Carreño, Colombia
[4]Facultad de Ciencias Agrarias, Escuela de Medicina Veterinaria, Universidad de Antioquia, Calle 62 No. 52-69, A.A. 1226, Medellín, Colombia
[5]Autor para correspondencia: Rafael José Vivero, e-mail: rajovigo2001@yahoo.com

VIVERO, R.J., BEJARANO, E.E., CASTRO, M., VÉLEZ, A., PÉREZ, J.E., PÉREZ-DORIA, A., VÉLEZ, I.D. & CARRILLO, L.M. **Thirteen new records of *Lutzomyia* (Diptera: Psychodidae) for the department of Vichada, Colombian Orinoquia**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?short-communication+bn01510022010.

Abstract: *Lutzomyia trinidadensis* (Newstead, 1922), *L. bettinii* Feliciangeli, Ramírez-Pérez & Ramírez, 1988, *L. flaviscutellata* (Mangabeira, 1942), *L. yuilli* Young & Porter, 1972, *L. saulensis* (Floch & Abonnenc, 1944), *L. runoides* (Fairchild & Hertig, 1953), *L. ayrozai* (Barretto & Coutinho, 1940), *L. claustrei* Abonnenc, Leger & Fauran, 1979, *L. walkeri* (Newstead, 1914), *L. preclara* Young & Arias, 1984, *L. (geniculata)* sp., *L. (squamiventris)* sp., and *L. (Evandromyia)* sp., are recorded for the first time in the department of Vichada, Colombia. In addition, the presence of *L. antunesi* (Coutinho, 1939) and *L. aragaoi* (Costa Lima, 1932) in this department is confirmed. Sand flies were collected in the municipalities of Puerto Carreño, Cumaribo, and La Primavera, using CDC light traps, Shannon trap, and human bait, and by active search in resting places. The epidemiological importance of these sand fly species is discussed in relation with the cutaneous leishmaniasis.
Keywords: *Sand flies, leishmaniasis, Lutzomyia, Orinoquia, Colombia.*

VIVERO, R.J., BEJARANO, E.E., CASTRO, M., VÉLEZ, A., PÉREZ, J.E., PÉREZ-DORIA, A., VÉLEZ, I.D. & CARRILLO, L.M. **Trece registros nuevos de *Lutzomyia* (Diptera: Psychodidae) para el departamento de Vichada, Orinoquia Colombiana**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/es/abstract?short-communication+bn01510022010.

Resumen: Se informa el primer hallazgo de *Lutzomyia trinidadensis* (Newstead, 1922), *L. bettinii* Feliciangeli, Ramírez-Pérez & Ramírez, 1988, *L. flaviscutellata* (Mangabeira, 1942), *L. yuilli* Young & Porter, 1972, *L. saulensis* (Floch & Abonnenc, 1944), *L. runoides* (Fairchild & Hertig, 1953), *L. ayrozai* (Barretto & Coutinho, 1940), *L. claustrei* Abonnenc, Leger & Fauran, 1979, *L. walkeri* (Newstead, 1914), *L. preclara* Young & Arias, 1984, *L. (geniculata)* sp., *L. (squamiventris)* sp., y *L. (Evandromyia)* sp., en el departamento de Vichada, Colombia. También se confirma la presencia de *L. antunesi* (Coutinho, 1939) y *L. aragaoi* (Costa Lima, 1932) en este departamento. Los flebotomíneos fueron recolectados en los municipios de Puerto Carreño, Cumaribo, y La Primavera, con trampas de luz tipo CDC, trampa Shannon y atrayente humano, y mediante búsqueda activa en lugares de reposo. Se discute la importancia epidemiológica de estas especies de flebotomíneos en relación con la leishmaniosis cutánea.
Palabras-clave: *Flebotomíneos, leishmaniosis, Lutzomyia, Orinoquia, Colombia.*

Introducción

Colombia es uno de los países denominados megadiversos, por albergar una enorme cantidad y diversidad de animales y plantas. La diversidad de la fauna colombiana, incluye a los insectos transmisores de microorganismos patógenos, dentro de los cuales se encuentran los flebotomíneos, vectores naturales de parásitos del género *Leishmania* Ross, 1903. La infección por estos parásitos produce, en humanos, diversos cuadros clínicos, cutáneos, mucocutáneos o viscerales, conocidos como leishmaniosis (Lainson & Shaw 2005).

En América, Colombia ocupa el segundo lugar en diversidad de flebotomíneos, con más de 160 especies reconocidas en diferentes unidades biogeográficas del país (Bejarano 2006), pero los departamentos de la Amazonia y Orinoquia no han sido exhaustivamente muestreados. Dentro de la Orinoquia, se encuentra el departamento de Vichada, donde sólo están registradas tres especies de *Lutzomyia*, *L. antunesi* (Coutinho, 1939), *L. aragaoi* (Costa Lima, 1932) y *L.* sp. de Baduel (Floch & Abonnenc, 1945) (Bejarano 2006), aunque conforma el segundo departamento más extenso de Colombia. Esto contrasta con el número de especies de flebotomíneos encontrado en departamentos colindantes, que presentan una composición ecológica similar, como Guainía con nueve especies (Bejarano et al. 2007, Flores & Ferro 2007), Meta con 35 especies (Bejarano 2006, Vásquez-Trujillo et al. 2008) y Guaviare con 37 especies (Cabrera et al. 2009).

La abundancia y amplia diversidad de especies en localidades vecinas del departamento de Vichada, evidencia el desconocimiento de la fauna flebotomínea para esta área de la Orinoquia Colombiana, posiblemente, por la falta de exploración asociada a la dificultad de acceso a la zona. El presente trabajo tiene como objetivo registrar el hallazgo de trece especies del género *Lutzomyia* en el departamento de Vichada.

Materiales y Métodos

La recolección de los flebotomíneos se realizó en el departamento de Vichada (4° 56' 17.91" N y 69° 30' 04.20" O), localizado en la margen izquierda del Río Orinoco y derecha del Río Meta, en la llamada altillanura. En la cabecera municipal de Puerto Carreño se registra en promedio por año una temperatura de 28 °C y un rango de precipitación anual que va de los 2.000 a 4.000 mm, que corresponde, según la clasificación de Holdridge (1967), a bosque húmedo tropical (bh-T), con una altitud comprendida entre 51 y 161 msnm (IGAC 1996). En algunas de las localidades muestreadas (Caño Ariba) se denota una cobertura vegetal intervenida por cultivos ilícitos cercanos al peridomicilio, con cambios graduales al aproximarse al fragmento de bosque mas conservado.

En la zona de estudio se efectuaron muestreos esporádicos por el Programa de Vigilancia Entomológica de la Secretaría de Salud de Vichada y el Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales (PECET) de la Universidad de Antioquia, durante los años 2007 y 2008, en los municipios de Puerto Carreño (La Primavera y Gaitán), Cumaribo (Caño Ariba, Santa Rita-El Sejal, Parque Nacional Natural El Tuparro) y La Primavera, donde la leishmaniosis cutánea es endémica.

En la mayoría de las localidades se trabajó entre una y dos noches utilizando trampas de luz tipo CDC, ubicadas a 1,3 m de altura en ambientes peri-extradomiciliares. Adicionalmente, en la localidad de Caño Ariba se usó una trampa Shannon en el peridomicilio, la cual fue operada de las 18:00 a las 21:00 por dos personas, y en el casco urbano de Puerto Carreño se desarrolló, entre las 06:00 y 07:00, una búsqueda de flebotomíneos en sitios potenciales de reposo cercanos a viviendas. También en los municipios de Puerto Carreño y La Primavera se recolectaron los flebotomíneos que, ocasionalmente, intentaron picar a humanos.

Los ejemplares capturados se almacenaron en tubos de 1,5 mL a una temperatura de –20 °C. Cada flebotomíneo fue aclarado en lactofenol y montado en láminas portaobjeto con el medio de Hoyer. La determinación taxonómica se llevó a cabo con las claves de Young & Duncan (1994) y Galati (2009). Estos montajes están distribuidos en la colecciones de flebotomíneos de la Secretaría de Salud de Vichada, el PECET de la Universidad de Antioquia y el Grupo de Investigaciones Biomédicas de la Universidad de Sucre.

Resultados y Discusión

Se recolectaron en total 182 flebotomíneos pertenecientes a 15 especies de *Lutzomyia*, 13 de las cuales constituyen primeros registros para el departamento de Vichada, *L. trinidadensis* (Newstead, 1922), *L. bettinii* Feliciangeli, Ramírez-Pérez & Ramírez, 1988, *L. flaviscutellata* (Mangabeira, 1942), *L. yuilli* Young & Porter, 1972, *L. saulensis* (Floch & Abonnenc, 1944), *L. runoides* (Fairchild & Hertig, 1953), *L. ayrozai* (Barretto & Coutinho, 1940), *L. claustrei* Abonnenc, Leger & Fauran, 1979, *L. walkeri* (Newstead, 1914), *L. preclara* Young & Arias, 1984, *L. (geniculata)* sp., *L. (squamiventris)* sp., y *L. (Evandromyia)* sp., y dos habían sido documentadas antes en la zona, *L. antunesi* y *L. aragaoi*. El número absoluto de individuos recolectados de cada especie discriminado por sexo, municipio y método de muestreo, se presenta en la Tabla 1.

Dentro de las especies de importancia médica, sobresalen *L. antunesi, L. yuilli* y *L. flaviscutellata*, del subgénero *Nyssomyia* Barretto 1962, relacionadas previamente con el ciclo epidemiológico de la leishmaniosis cutánea, y se destaca *L. antunesi* por la densidad relativamente alta, cercana al 42%, y presencia en la mayoría de las localidades muestreadas. Un estudio reciente de determinación de infección natural en el departamento de Meta, Colombia, asoció a *L. antunesi* con la trasmisión de *Leishmania* spp. (Vásquez-Trujillo et al. 2008). *L. yuilli* está incriminada como vector de *Le. panamensis* Lainson & Shaw, 1972, en el departamento de Boyacá, piedemonte del valle del Magdalena medio, Colombia (Santamaría et al. 2006), mientras que *L. flaviscutellata* es un reconocido transmisor de *Le. amazonensis* Lainson & Shaw, 1972, en Brasil (Rangel & Lainson 2009) y probablemente también en Colombia.

La segunda especie más abundante en el departamento de Vichada fue *L. trinidadensis*, que ha sido encontrada infectada en la naturaleza con *Le. venezuelensis* Bonfante-Garrido, 1980, en Venezuela (Bonfante et al. 1990). Desde el punto de vista epidemiológico, es importante resaltar también el hallazgo de cuatro miembros del subgénero *Psychodopygus* Mangabeira, 1941, taxón reconocido por albergar especies con un marcado comportamiento antropofílico. *L. ayrozai* y *L. claustrei* están incriminadas como vectores de *Le. naiffi* Lainson & Shaw, 1989, en Brasil (Rangel & Lainson 2003), en tanto que las especies de la serie *L. squamiventris* revisten importancia como transmisores de *Le. braziliensis* Vianna, 1911 (Rangel & Lainson 2003), aunque por lo general las hembras de las especies de esta serie no se pueden distinguir entre sí. De forma similar, la otra hembra hallada del subgénero *Psychodopygus* pertenece al complejo *L. geniculata*, taxón informal cuyos integrantes están aún por discriminar.

Durante el estudio también se recolectaron especies no relacionadas hasta ahora con el ciclo epidemiológico de la leishmaniosis, como *L. bettinii*, *L. saulensis*, *L. runoides, L. aragaoi*, *L. walkeri* y *L. preclara*. Esta última estaba registrada sólo en los departamentos de Meta y Amazonas (Bejarano 2006), mientras que *L. bettinii* había sido informada únicamente para el departamento de Guainía (Flores & Ferro 2007).

Tabla 1. Especie, sexo, método de muestreo y número absoluto de los flebotomíneos del género *Lutzomyia* recolectados en los municipios de Puerto Carreño, Cumaribo y La Primavera, Departamento de Vichada, Colombia.

Table 1. Species, sex, sampling method, and absolute number of sand flies of the genus *Lutzomyia* collected in the municipalities of Puerto Carreño, Cumaribo, and La Primavera, Department of Vichada, Colombia.

Especie	Cumaribo				Puerto Carreño					La Primavera	Total
	CDC		Shannon		CDC		Cebo Humano	Reposo		Cebo Humano	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♀	♂	♀	
L. antunesi	38	29	2	5	1	1	-	1	1	-	78
L. trinidadensis	18	14	-	-	1	-	1	1	-	-	35
L. bettinii	3	6	4	-	-	-	-	-	-	-	13
L. flaviscutellata	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12
L. yuilli	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
L. saulensis	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
L. runoides	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	6
L. aragaoi	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	3
L. ayrozai	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
L. claustrei	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
L. walkeri	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
L. preclara	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
L. (geniculata) sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
L. (squamiventris) sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	17
L. (Evandromyia) sp.	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
Total	99	53	7	5	2	1	1	2	1	17	188

Las condiciones del ecosistema donde se realizaron los muestreos, permite suponer que la relación de los flebotomíneos con la aparición de casos de leishmaniosis en Vichada podría estar definida por varios factores. La deforestación, que ejerce un efecto negativo en la abundancia y diversidad de los flebotomíneos y expone a la población humana a la picadura de las especies antropofílicas aumentando la posibilidad de infectarse (Travi et al. 2002, Silva et al. 2007). Así mismo, actividades diarias necesarias para el sostenimiento de la población, como la agricultura y la migración fluvial, también podrían influir directamente en la aparición esporádica o en el establecimiento de un foco de leishmaniosis cutánea en esta área de la Orinoquia.

En conclusión, se reconoce para el departamento de Vichada, la existencia de 15 especies del género *Lutzomyia*, trece de ellas como primer registro y se confirma la presencia de *L. antunesi* y *L. aragaoi.* Esto expone la necesidad de desarrollar estudios eco-epidemiológicos con el fin de fijar el papel de las especies halladas en la diseminación de agentes patógenos que afectan al humano en la región.

Agradecimientos

A Juan Eduardo Gómez, Juan Carlos Durán y Adriana Betancourt del Programa de Enfermedades Transmitidas por Vectores, de Vichada, por su colaboración durante el desarrollo del estudio. Esta investigación se realizó dentro del marco del convenio celebrado entre la Secretaría de Salud de Vichada y el Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales (PECET) de la Universidad de Antioquia.

Referencias Bibliográficas

BEJARANO, E.E. 2006. Lista actualizada de los psicódidos (Diptera: Psychodidae) de Colombia. Folia Entomol. 45(1):47-56.

BEJARANO, E.E., CASTRO, M., PÉREZ-DORIA, A., HERNÁNDEZ-OVIEDO, E., VÉLEZ, A. & VÉLEZ, I.D. 2007. Primer Informe de *Lutzomyia* França en el Departamento de Guainía, Amazonia Colombiana, y de *Brumptomyia mesai* Sherlock (Diptera: Psychodidae) en el Litoral Caribe Colombiano. Neotrop. Entomol. 36(6):990-993.

BONFANTE, G., URDANETA, R. & ALVARADO, I. 1990. *Natural infection of Lutzomyia trinidadensis (Diptera, Psychodidae) with Leishmania in Barquisimeto, Venezuela.* Mem. Inst. Oswaldo Cruz **85**(4):477.

CABRERA, O.L., MOSQUERA, L., SANTAMARÍA, E. & FERRO, C. 2009. Flebótomos (Diptera: Psychodidae) del departamento de Guaviare, Colombia, con nuevos registros para el país. Biomédica 29(1):73-86.

FLORES, L. & FERRO, C. 2007. Especies de *Lutzomyia* (Diptera:Psycodidae) encontradas en el municipio de Inírida, departamento de Guainía, Colombia. Biomédica 27(2):222.

GALATI, E.A.B. 2009. Phlebotominae (Diptera, Psychodidae). Classificação morfologia e terminologia e identificação de adultos. Universidade de São Paulo, São Paulo. Apostila disciplina HEP 5752: Bioecologia e identificação de Phlebotominae.

HOLDRIDGE, L.R. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José.

INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI - IGAC. 1996. Diccionario geográfico de Colombia. 3 ed. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Santa Fé de Bogotá.

LAINSON, R. & SHAW, J.J. 2005. New world leishmaniasis. In Parasitology (F.E.G. Cox, D. Wakelin, S.H. Gillespie & D. Despommier, eds.). 10 ed. Hodder Arnold, London, p.313-349.

RANGEL, E.F. & LAINSON, R. 2003. Ecologia das leishmanioses: transmissores de leishmaniose tegumentar americana. In Flebotomíneos do Brasil (E.F. Rangel & R. Lainson, eds.). Editora Fiocruz, Rio do Janeiro, p.291-310.

RANGEL, E.F. & LAINSON, R. 2009. Proven and putative vectors of American cutaneous leishmaniasis in Brazil: aspects of their biology and vectorial competence. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 104(7):937-954.

SANTAMARÍA, E., PONCE, N., ZIPA, Y. & FERRO, C. 2006 Presencia en el peridomicilio de vectores infectados con *Leishmania (Viannia) panamensis* en dos focos endémicos en el occidente de Boyacá, piedemonte del valle del Magdalena medio, Colombia. Biomédica 26(1):82-94.

SILVA, D.F., FREITAS, R.A. & FRANCO, M.R. 2007. Diversidade e abundância de flebotomíneos do gênero *Lutzomyia* (Diptera: Psychodidae) em áreas de mata do nordeste de Manacapuru, AM. Neotrop. Entomol. 36(1):138-144.

TRAVI, B.L, ADLER, G.H., LOZANO, M., CADENA, H. & MONTOYA-LERMA, J. 2002. Impact of habitat degradation on Phlebotominae (Diptera: Psychodidae) of tropical dry forest in Northern Colombia. J. Med. Entomol. 39(3):451-456.

VÁSQUEZ-TRUJILLO, A., SANTAMARÍA-HERREÑO, E., GONZÁLEZ-REINA, A.E., BUITRAGO-ÁLVAREZ, L.S., GÓNGORA-ORJUELA, A. & CABRERA-QUINTERO, O.L. 2008. *Lutzomyia antunesi,* probable vector de leishmaniasis cutánea en el área rural de Villavicencio. Rev. Salud Pública. 10(4):625-632.

YOUNG, D.G. & DUNCAN, M.A. 1994. Guide to the identification and geographic distribution of *Lutzomyia* sand flies in Mexico, the West Indies, Central and South America (Diptera: Psychodidae). Mem. Am. Entomol. Inst. 54:1-881.

Recibido en 11/01/10
Versión revisada recibida en 26/03/10
Aceptado en 30/04/10

Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil

Lucas Brandão-Gonçalves[1,3], Suelen Aparecida de Oliveira[1] & Sidnei Eduardo Lima-Junior[2]

[1]Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Unidade universitária de Ivinhema, Av. Brasil, 679, CEP 79740-000, Ivinhema, MS, Brasil
[2]Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental – CINAM,
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil
[3]Autor para correspondência: Lucas Brandão-Gonçalves, e-mail: lucasbrandaog@yahoo.com.br

BRANDÃO-GONÇALVES, L., DE OLIVEIRA, S.A. & LIMA-JUNIOR, S.E. **Diet of fish fauna from Franco stream, Mato Grosso do Sul, Brazil.** Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn00310022010.

Abstract: Diet of fish fauna from Franco stream, Mato Grosso do Sul, Brazil. The aim of this study was to characterize the diet of the most abundant fish species in the Franco stream (Ivinhema, MS). Fish were captured monthly, from March 2006 to February 2007. To infer the diet of species that feed on macroscopic items, the stomach contents of each individual was removed, weighed (g) and subsequently analyzed under stereomicroscope. The data obtained for each species in each sampling unit were analyzed with the following methods: Frequency of Occurrence, Volumetric Analysis Index and Index of Importance. We collected 17 species of fish, the vast majority Characiformes, with ten species, two species of Siluriformes, two of Perciformes, two of Gymnotiformes and one of Synbranchiformes. The diet of two species of the genus *Astyanax* was based mainly on items of plant origin; *Serrapinnus notomelas* fed up of plant items, mainly from algae; *Hemigrammus marginatus* showed a mainly insectivorous feeding habits of alien origin, *Corydoras aeneus* and *Eigenmannia trilineata* fed up primarily of aquatic insects; sediment was the main food item of *Hypostomus ancistroides*, followed by algae and macrophytes; *Crenicichla britiskii* fed mainly on terrestrial insects.
Keywords: *feeding fish, fish fauna, Mato Grosso do Sul, sharing resources, streams.*

BRANDÃO-GONÇALVES, L., DE OLIVEIRA, S.A. & LIMA-JUNIOR, S.E. **Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00310022010.

Resumo: O objetivo deste estudo foi caracterizar a dieta das espécies de peixes mais abundantes no córrego Franco (Ivinhema, MS). Os peixes foram capturados mensalmente, no período de março de 2006 a fevereiro de 2007. Para inferência da dieta de espécies que se alimentam de itens macroscópicos, o conteúdo estomacal de cada indivíduo foi retirado, pesado (em g) e posteriormente analisando sob lupa. Os dados obtidos para cada espécie em cada unidade amostral foram analisados a partir dos seguintes métodos: Freqüência de Ocorrência, Índice de Análise Volumétrica e Índice de Importância. Foram coletadas 17 espécies de peixes, na sua grande maioria Characiformes, com dez espécies, duas espécies de Siluriformes, duas de Perciformes, duas de Gymnotiformes e uma de Synbranchiformes. A alimentação das duas espécies estudadas do gênero *Astyanax* baseou-se principalmente de itens de origem vegetal independentemente da origem; *Serrapinnus notomelas* alimentou-se de itens vegetais, predominantemente de algas; *Hemigrammus marginatus* apresentou um hábito alimentar insetívoro principalmente de origem alóctone; *Corydoras aeneus* e *Eigenmannia trilineata* alimentaram-se basicamente de insetos aquáticos; sedimento foi o principal item alimentar de *Hypostomus ancistroides,* seguido por algas e macrófitas; *Crenicichla britiskii* alimentou-se principalmente de insetos terrestres.
Palavras-chave: *alimentação de peixes, ictiofauna, Mato Grosso do Sul, partilha de recursos, riachos.*

Introdução

A região neotropical é a mais rica em número de espécies de peixes, com estimativas de atingir até 8.000 apenas em água doce (Schaefer 1998). Somente na bacia do Rio Paraná são encontradas aproximadamente 436 espécies (Fishbase 2009), riqueza esta que levanta uma importante questão sobre o papel que cada espécie desempenha na natureza e de que forma os recursos disponíveis são partilhados entre elas.

As pressões seletivas ao longo da história evolutiva compeliram o desenvolvimento de diversas estratégias de forrageamento por parte dos peixes, fazendo com que a segregação trófica se tornasse mais expressiva do que a segregação de habitat nas comunidades aquáticas (Lowe-McConnel 1999, Ross 1986).

Wootton (1992) comenta que os peixes ocupam virtualmente todos os níveis tróficos da cadeia alimentar. Portanto, o alimento consumido permite reconhecer dentro da ictiofauna grupos tróficos distintos e inferir sobre a sua estrutura, grau de importância dos diferentes níveis tróficos e inter-relações entre seus componentes. O estudo dos hábitos alimentares, além de propiciar um campo interessante para a discussão de aspectos teóricos como a substituição das espécies através dos componentes espacial, temporal e trófico do nicho (Schoener 1974), atende a outros propósitos tais como conhecimento básico da biologia das espécies, compreensão da organização trófica do ecossistema e conhecimento quantitativo dos mecanismos biológicos de interação entre espécies, como predação e competição (Herrán 1988).

As informações disponíveis sobre alimentação de peixes em riachos no Brasil são reduzidas, principalmente quando comparadas com a quantidade de estudos existentes sobre o tema em grandes rios e represas e se considerando a superfície de riachos existentes no país. Embora os pesquisadores estejam conscientes das características específicas locais de cada bacia de drenagem, conceitos gerais sobre comunidades e ecossistemas podem e estão sendo testados, pois estes ambientes representam um ecossistema aquático em pequena escala e freqüentemente com características físicas bem marcantes (Esteves & Aranha 1999).

Peixes de riachos neotropicais convivem com uma considerável variação temporal e espacial do seu alimento (Power 1983). Assim sendo, variações sazonais normalmente ocorrem na alimentação desses animais, em resposta à flutuação temporal dos fatores bióticos e abióticos que determinam a disponibilidade de recursos alimentares no ambiente (Lowe-McConnel 1999, Wooton 1992, Zavala-Camin 1996, Abelha et al. 2001).

Com base nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a dieta alimentar das espécies de peixes mais abundantes no córrego Franco (Município de Ivinhema, Estado de Mato Grosso do Sul).



Figura 1. Córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Figure 1. Franco Stream, Mato Grosso do Sul, Brazil.

Materiais e Métodos

O córrego Franco apresenta largura entre 0,5 e 1,5 m e profundidade entre 0,5 e 1,80 m. Em sua extensão verifica-se velocidade relativamente baixa e seu leito é composto de areia e seixos. As coordenadas geográficas do local de coleta são 22° 18' 12.55" S e 53° 48' 20.35" O e praticamente não há mata ciliar em seu entorno (Figura 1).

Os peixes foram capturados mensalmente, no período diurno, entre os meses de março de 2006 a fevereiro de 2007, utilizando-se como aparelhos de pesca uma peneira de isca (malha 2 mm) e uma rede de arrasto manual (malha 10 mm). Os exemplares coletados foram fixados, ainda em campo, em solução aquosa de formol 10% e posteriormente transferidos, no laboratório, para um recipiente com solução aquosa de álcool etílico 70% (conservante).

O estômago de cada indivíduo foi retirado, pesado (em g, com aproximação de 0,01 g) e inspecionados sob lupa. Após a identificação dos itens alimentares segundo a literatura especializada (Peterson 1960, Bicudo, C.E.M. & Bicudo, R.M.T. 1970, Needham, J.G. & Needham, P.R. 1982, Barnes 1990), os itens alimentares foram quantificados de acordo com o método proposto por Lima-Junior & Goitein (2001) e utilizado por Brandão-Gonçalves et al. (2009). Esse método permite o cálculo do Índice de Importância (AI) de cada categoria (ou item) alimentar, utilizando os dados de freqüência de ocorrência e de abundância relativa de cada item alimentar. O cálculo do AI foi feito para cada estação do ano (amostras). A fim de testar se a dieta varia sazonalmente quanto à hierarquia dos itens alimentares consumidos, a comparação dos resultados obtidos nas diferentes estações do ano foi feita pela aplicação do método proposto por Fritz (1974), segundo o qual os itens alimentares são ranqueados (com base na sua importância relativa) em cada uma das amostras e confrontados pelo coeficiente de comparação de postos de Spearman (utilizando-se nível de significância de 0,05).

Para complementar as análises de dieta das espécies e identificar com mais facilidade os grupos tróficos, processou-se uma análise de agrupamento (Valentin 1995) com os dados de AI calculados com todos os indivíduos de uma mesma espécie reunidos em uma única amostra, utilizando a distância de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade entre as espécies e o método de ligação UPGMA.

Resultados

Foram coletadas 17 espécies de peixes, pertencentes a cinco ordens, no total de 763 indivíduos, na sua grande maioria Characiformes, com 11 espécies, dentre as quais *Astyanax fasciatus* e *Serrapinnus notomelas* foram as mais abundantes entre todas as espécies coletadas. Foram capturadas ainda duas espécies de Siluriformes, duas de Perciformes, duas de Gymnotiformes e uma de Synbranchiformes (Tabela 1).

As espécies coletadas mais representativas sazonalmente e em número total de indivíduos ($n \geq 10$) – *Astyanax altiparanae* (n = 77), *Astyanax fasciatus* (n = 254), *Corydoras aeneus* (n = 31), *Crenicichla britskii* (n = 14), *Eigenmannia trilineata* (n = 15), *Hemigrammus marginatus* (n = 53), *Hypostomus ancistroides* (n = 37) e *Serrapinnus notomelas* (n = 242) – foram analisadas e os itens alimentares encontrados nos estômagos dessas espécies foram agrupados em sete grandes categorias apresentadas na Tabela 2, na Tabela 3 são apresentados os resultados de freqüência de ocorrência, a Tabela 4

Tabela 1. Espécies coletadas no córrego Franco no período de março de 2006 a fevereiro de 2007, com suas respectivas abundâncias relativas em cada estação do ano.
Table 1. Species collected in the stream Franco from March 2006 to February 2007, with their respective relative abundances in each season.

Taxa	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Total
	N	N	N	N	N
CHARACIFORMES	163	218	147	128	655
ANOSTOMIDAE	1	0	0	2	3
Leporinus frederici Bloch, 1794	1	0	0	2	3
CRENUCHIDAE	0	0	0	1	1
Characidium fasciatum Reinhardt, 1867	0	0	0	1	1
CHARACIDAE	160	218	147	122	646
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000	15	31	9	22	77
Astyanax fasciatus Cuvier, 1819	66	151	29	8	254
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911	11	0	29	13	53
Moenkhausia sanctaefilomenae Steindachner, 1907	0	0	1	4	5
Oligosarcus pintoi Amaral Campos, 1945	2	0	6	5	13
Piabina argentea Reinhardt, 1867	0	1	0	0	1
Serrapinnus notomelas Eigenmann, 1915	66	34	73	69	242
CURIMATIDAE	0	0	0	4	4
Steindachnerina brevipinna Eigenmann & Eigenmann, 1889	0	0	0	4	4
ERYTHRINIDAE	2	0	0	0	2
Hoplias malabaricus Bloch, 1794	2	0	0	0	2
GYMNOTIFORMES	0	0	8	12	20
GYMNOTIDAE	0	0	1	4	5
Gymnotus gr. carapo Linnaeus, 1758	0	0	1	4	5
STERNOPYGIDAE	0	0	7	8	15
Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966	0	0	7	8	15
PERCIFORMES	5	1	7	7	18
CICHLIDAE	5	1	7	7	18
Cichlasoma sp	0	0	3	1	4
Crenicichla britskii Kullander, 1982	3	1	4	6	14
SILURIFORMES	5	9	35	19	68
CALLICHTHYIDAE	2	0	17	12	31
Corydoras aeneus Gill, 1858	2	0	17	12	31
LORICARIIDAE	3	9	18	7	37
Hypostomus ancistroides Ihering, 1911	3	9	18	7	37
SYNBRANCHIFORMES	0	0	1	1	2
SYNBRANCHIDAE	0	0	1	1	2
Synbranchus marmoratus Bloch, 1795	0	0	1	1	2
Total	171	227	198	167	763

Tabela 2. Alimentos agrupados em cada item (ou categoria) alimentar para análise da dieta das espécies de peixe amostradas no córrego Franco (Mato Grosso do Sul, Brasil), no período de março de 2006 a fevereiro de 2007.

Table 2. Contained in each food item (or category) for diet analysis of fish species sampled in the stream Franco (Mato Grosso do Sul, Brazil) from March 2006 to February 2007.

Categoria alimentar	Alimentos agrupados
Algas	Todas as partes ou vestígios de qualquer espécie de alga.
Macrófitas	Fragmentos de vegetais superiores (restos de folhas, sementes, gravetos, etc.)
Insetos terrestres	Todas as partes ou vestígios de insetos de origem alóctone (indivíduos adultos das Ordens Diptera, Coleoptera, Odonata e Hymenoptera).
Insetos aquáticos	Todas as partes ou vestígios de insetos autóctones (ovos e larvas das Ordens Diptera e Coleoptera).
Material não identificado	Restos semi-digeridos ou muito dilacerados, impossíveis de serem identificados.
Sedimento	Partículas minerais (materiais provenientes do fundo do córrego, como grãos de areia).
Outros	Itens de origem incerta ou de influência antrópica.

traz abundância relativa de cada item (ou categoria) presentes na dieta das espécies estudadas.

A partir da análise de agrupamento das espécies com relação às suas respectivas dietas, observa-se claramente que estas podem ser divididas em dois grandes grupos tróficos: onívoras com tendência à herbivoria – que são as que se alimentaram mais intensamente de vegetais, embora consumam itens de origem animal – e insetívoras – que são aquelas espécies que se alimentam principalmente de insetos alóctones ou autóctones (Figura 2). O espectro alimentar das espécies estudadas é apresentado na Figura 3, juntamente com o seu tamanho médio.

1. Onívoros com tendência à herbivoria.

Este grupo reúne as espécies que apresentaram um espectro alimentar mais amplo, e que consumiram principalmente vegetais (algas e macrófitas), mas também fizeram uso de itens alimentares de origem diversa (insetos e detritos), possivelmente complementando suas dietas.

Astyanax altiparanae alimentou-se mais de algas no outono e no verão. No inverno e na primavera predominaram macrófitas

Tabela 3. Freqüência de Ocorrência (F) dos itens (ou categorias) alimentares encontrados nos estômagos das espécies de peixes amostradas no córrego Franco entre no período de março de 2006 a fevereiro de 2007. (A = Algas; M = Macrófitas; IT = Insetos terrestres; IA = Insetos aquáticos; N = Material não identificado; S = Sedimento; O = Outros).

Table 3. Frequency of Occurrence (F) of food items (or categories) found in the stomachs of fish species sampled in the stream Franco between from March 2006 to February 2007. (A = Algae, M = Macrophytes; IT = Terrestrial Arthropod; IA = Aquatic Insects, N = Unidentified material, S = Sediment; O = Other).

Espécie	Estação	Item						
		A	M	I T	I A	NID	S	O
		F (%)	F (%)	F (%)	F (%)	F (%)	F (%)	F (%)
A. altiparanae	Outono	71,42	64,29	21,43	0	21,43	78,57	0
	Inverno	67,74	80,65	12,9	0	12,9	61,29	0
	Primavera	88,89	100	33,33	0	0	66,67	0
	Verão	90,91	86,36	31,82	4,55	4,55	13,64	0
A. fasciatus	Outono	70,15	85,07	26,87	4,48	5,97	49,25	8,96
	Inverno	84,14	83,45	47,59	6,9	2,76	59,31	2,07
	Primavera	75,86	93,1	68,97	6,9	24,14	41,38	0
	Verão	100	77,78	11,11	0	0	11,11	0
S. notomelas	Outono	87,69	69,23	7,69	3,08	3,08	70,77	0
	Inverno	93,94	75,76	3,03	0	0	90,91	0
	Primavera	100	92,31	1,54	0	0	36,92	0
	Verão	94,12	66,67	3,92	1,96	3,92	33,33	0
H. ancistroides	Outono	100	0	0	0	0	100	0
	Inverno	14,29	42,86	0	0	28,57	100	0
	Primavera	100	60	0	0	100	100	0
	Verão	20	40	0	20	40	100	0
H.marginatus	Outono	90,91	72,73	45,45	0	0	90,91	0
	Inverno	0	0	0	0	0	0	0
	Primavera	0	0	96	88	80	0	0
	Verão	22,22	0	44,44	55,56	0	22,22	0
C. britskii	Outono	0	0	100	100	0	0	0
	Inverno	0	0	100	0	0	0	0
	Primavera	0	0	100	50	0	0	0
	Verão	0	0	100	50	0	0	0
C. aeneus	Outono	0	0	50	50	0	100	0
	Primavera	0	5,88	0	76,47	82,35	82,35	0
	Verão	0	0	0	80	40	90	0
E. trilineata	Primavera	0	0	0	100	50	0	0
	Verão	0	0	33,33	83,33	66,67	50	0

(Figura 4). Apesar deste ciclo semestral de predomínio de itens vegetais, *A. altiparanae* não apresentou sazonalidade na dieta como verificado pelo teste de correlação de Spearman (Tabela 5).

Para *Astyanax fasciatus* o item macrófitas prevaleceu durante a maior parte do ano em relação às algas, item que se destacou somente no verão (Figura 4). Não houve variação sazonal significativa na dieta (Tabela 5).

Para *Serrapinnus notomelas*, os itens mais abundantes e de maior importância foram algas e macrófitas, com pouca freqüência de itens de origem animal. *S. notomelas* apresenta alta preferência por algas (Figura 4) e não houve sazonalidade na dieta, como demonstrado pelo teste de correlação de Spearman (Tabela 5).

Para *Hypostomus ancistroides* sedimento ocorreu em 100% dos estômagos com elevado Índice de Importância em todas as estações do ano. As algas predominaram no outono e na primavera e macrófitas sobressaíram no verão e no inverno (Figura 4). A análise de correlação de Spearman indica sazonalidade entre o outono e as demais estações do ano (Tabela 5).

2. Insetívoros

Neste grupo foram incluídas quatro espécies de peixes que ingeriram principalmente insetos. No dendrograma de similaridade entre as dietas (Figura 2) nota-se também maior semelhança entre os hábitos das espécies de acordo com a origem do alimento.

Hemigrammus marginatus, apesar de ter apresentado uma prevalência de itens vegetais no outono, em termos gerais pode ser considerada uma espécie insetívora, já que na primavera e no verão os insetos foram seu principal item alimentar (Figura 4). Esta

Tabela 4. Abundância (A) dos itens (ou categorias) alimentares encontrados nos estômagos das espécies de peixes amostradas no córrego Franco entre no período de março de 2006 a fevereiro de 2007. (A = Algas; M = Macrófitas; IT = Insetos terrestres; IA = Insetos aquáticos; N = Material não identificado; S = Sedimento; O = Outros).

Table 4. Abundance (A) of food items (or categories) found in the stomachs of fish species sampled in the stream Franco between from March 2006 to February 2007. (A = Algae, M = Macrophytes; IT = Terrestrial Arthropod; IA = Aquatic Insects, N = Unidentified material, S = Sediment; O = Other).

Espécie	Estação	Item						
		A	M	I T	IA	NID	S	O
		A (%)	A (%)	A (%)	A (%)	A (%)	A (%)	A (%)
A. altiparanae	Outono	26,87	14	2,68	0	3,13	11,68	0
	Inverno	7,94	13,73	1,75	0	1,07	6,49	0
	Primavera	15,28	38,19	2,78	0	0	7,64	0
	Verão	39,43	18,64	7,01	0,28	1,7	2,01	0
A. fasciatus	Outono	15,6	15,79	4,19	0,34	1,15	5,5	2,85
	Inverno	18,75	28,61	10,47	1,25	1,59	11,14	3,17
	Primavera	65,19	79,98	25,77	2,16	16,16	30,06	0
	Verão	78,14	80,18	4,17	0	0	13,89	0
S. notomelas	Outono	40,29	31,44	1,73	0,96	0,77	23,65	0
	Inverno	48,14	38,67	0,76	0	0	30,15	0
	Primavera	55,58	30,04	0,38	0	0	8,42	0
	Verão	66,18	23,28	0,49	0,25	2,21	12,01	0
H. ancistroides	Outono	25	0	0	0	0	62,5	0
	Inverno	3,57	17,86	0	0	8,93	69,64	0
	Primavera	17,5	10	0	0	25	52,5	0
	Verão	7,5	12,5	0	5	20	55	0
H.marginatus	Outono	32,95	45,45	18,18	0	0	30,68	0
	Inverno	0	0	0	0	0	0	0
	Primavera	0	0	82	58,5	24,5	0	0
	Verão	25	0	58,33	17,22	0	8,33	0
C. britskii	Outono	0	0	75	25	0	0	0
	Inverno	0	0	100	0	0	0	0
	Primavera	0	0	75	12,5	0	0	0
	Verão	0	0	56,25	43,75	0	0	0
C. aeneus	Outono	0	0	12,5	25	0	62,5	0
	Inverno	0	0	0	0	0	0	0
	Primavera	0	1,47	0	28,31	42,65	23,16	0
	Verão	0	0	0	42,5	21,25	38,75	0
E. trilineata	Primavera	0	0	0	62,5	37,5	0	0
	Verão	0	0	10,42	39,58	16,67	16,67	0

variação na dieta pode ser explicada por uma possível sazonalidade na dieta conforme demonstrou a análise de correlação de Spearman (Tabela 5).

Para *Crenicichla britskii* itens animais de origem alóctone predominaram e ocorreram em todas as estações em 100% dos estômagos, com elevados índices de importância relativa. Itens animais autóctones ocorreram, exceto no inverno, com baixos índices de importância relativa (Figura 4). Não ocorreu sazonalidade na dieta dessa espécie (Tabela 5).

Para *Corydoras aeneus* sedimento ocorreu com predominância em todas as estações e itens de origem autóctone prevaleceram, pois insetos aquáticos ocorreram em todas as estações com índices expressivos (Figura 4). Itens animais de origem alóctone ocorreram apenas no outono, em 50% dos estômagos. Observou-se sazonalidade na dieta, com diferenças entre as amostras verão/outono e primavera/outono (Tabela 5).

Para *Eigenmannia trilineata* itens animais de origem autóctone predominaram em ambas as estações analisadas, sendo também o item mais importante. Insetos terrestres ocorreram apenas no verão (Figura 4). Para essa espécie também não se verificou sazonalidade na dieta (Tabela 5).

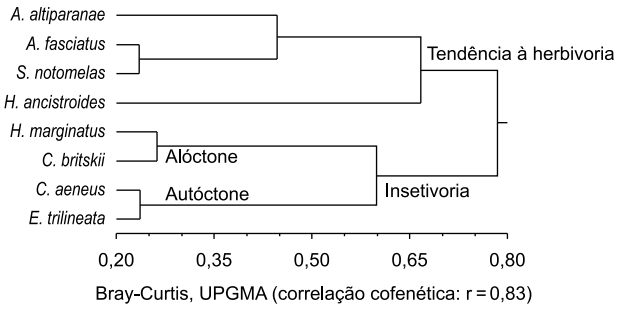


Figura 2. Dendrograma representativo da análise de agrupamento das espécies de peixes do córrego Franco de acordo com suas respectivas dietas.

Figure 2. Dendrogram representing cluster analysis of fish species from Franco stream according to their respective diets.

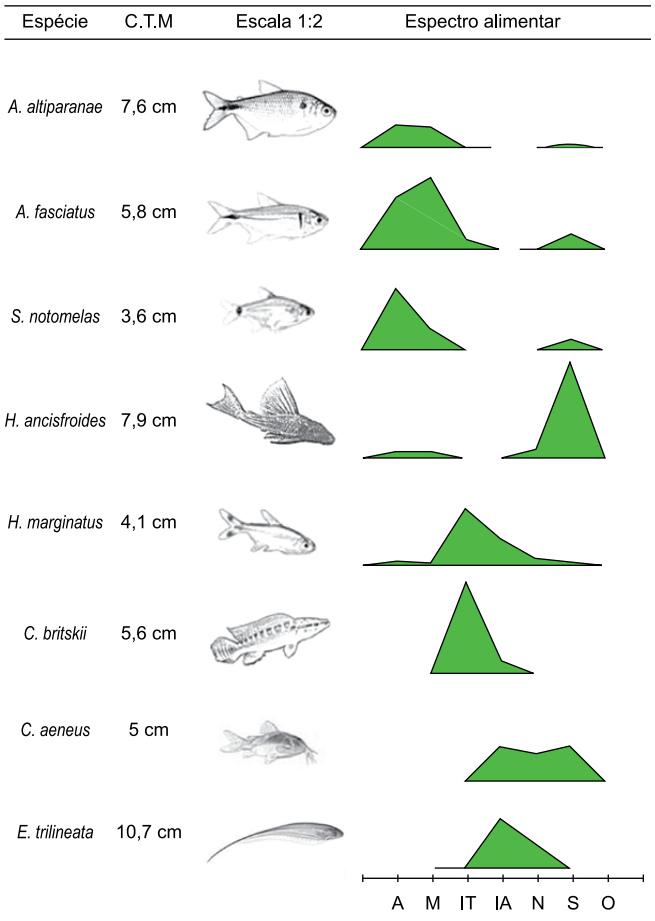


Figura 3. Tamanho médio e espectro alimentar das espécies de peixes amostradas no córrego Franco no período de março de 2006 a fevereiro de 2007 (A = Algas; M = Macrófitas; IT = Insetos terrestres; IA = Insetos aquáticos; N = Material não identificado; S = Sedimento; O = Outros).

Figure 3. Average size and food spectrum of fish species sampled in the stream Franco from March 2006 to February 2007 (A = Algae, M = Macrophytes; IT = Terrestrial Insects; IA = Aquatic Insects, N = Unidentified material, S = Sediment; O = Other).

Em corpos de águas tropicais, a despeito das especializações anatômicas para alimentação exibidas por muitas espécies de peixes, grande parte delas mostra considerável plasticidade em suas dietas (Lowe-McConnell 1999). A ictiofauna tende a usar o máximo de recursos disponíveis e conseqüentemente, muitas das espécies são generalistas, o que é uma boa estratégia para sobreviver em ambientes variáveis (Hahn et al. 1997, Lolis & Andrian 1996, Resende & Pereira 2000). Alimentos alóctones, principalmente insetos terrestres, têm sido considerados os mais importantes (Lowe-McConnell 1999, Soares 1979), embora outros autores ressaltem a importância de itens autóctones como algas e insetos aquáticos (Uieda & Kikuchi 1995). Todavia, a cadeia alimentar em riachos parece depender essencialmente da contribuição alóctone, visto que insetos aquáticos dependem da matéria orgânica originária da mata ciliar (Walker et al. 1991).

Espécies onívoras são normalmente definidas como aquelas que consomem ao mesmo tempo alimentos de origem animal e vegetal, enquanto outros autores utilizam o termo onívoro para as que se alimentam em mais de um nível trófico, não necessariamente de vegetais e animais (Rezende & Pereira 2000). A definição utilizada no presente trabalho procurou enquadrar-se à primeira, muito embora a análise dos alimentos ingeridos tenha mostrado que o segundo conceito também é aplicável para as espécies estudadas.

Metade das espécies estudadas foram consideradas onívoras com tendência à herbivoria. Uma característica que pode explicar a ocorrência elevada de peixes onívoros em ambientes tropicais é a diversidade e abundância de alimentos disponíveis nesses ambientes. Para Rezende & Pereira (2000), a ocorrência de várias espécies onívoras em um mesmo ambiente pode ser explicada por vários fatores, como uso espacial diferenciado do corpo d'água, e estruturas específicas de anatomia corporal e bucal para a captura dos alimentos.

Astyanax altiparanae e *Astyanax fasciatus* são espécies de meia-água que coletam itens alimentares arrastados pela corrente (Grant & Noakes1987, Castro & Casatti 1997). Vilella et al. (2002) estudaram a dieta de várias espécies de *Astyanax*, no Rio Maquiné, Rio Grande do Sul, e entre elas *Astyanax bimaculatus* cuja dieta foi composta por pedaços de plantas, sendo considerada uma espécie herbívora, embora escamas também tenham sido consumidas. Cassemiro et al. (2002) avaliaram a dieta de *A. altiparanae*, na área de influência do reservatório de Salto Caxias, Paraná, e observaram uma nítida tendência a herbivoria, embora a dieta tenha sido complementada por várias ordens de insetos e microcrustáceos. Andrian et al. (2001) identificaram *A. bimaculatus* como uma espécie oportunista, de hábito onívoro com tendência a herbivoria-insetivoria, na área de influência do reservatório de Corumbá.

A alimentação das duas espécies estudadas do gênero *Astyanax* baseou-se principalmente em itens de origem vegetal, independentemente da origem. Consumiram também insetos com predominância alóctone, o que as classifica como onívoras com tendência a herbivoria, como também registrado por Esteves & Galetti (1995), para três espécies em uma lagoa do Rio Mogi-Guaçu; por Hahn et al. (1998), para quatro espécies no reservatório Itaipu; por Lobón-Cerviá & Bennemann (2000), para uma espécie no Rio Tibagi; e por Casatti et al. (2003), no reservatório de Rosana, no Rio Paranapanema, para uma espécie.

Dentre os trabalhos sobre alimentação de Cheirodontinae disponíveis na literatura, muitos apontam o hábito onívoro para as espécies estudadas (Machado 2003, Dias 2007). Outros caracterizam essas espécies como onívoras, mas com tendência à herbivoria (Dias 2007). Outros trabalhos ainda as caracterizam como zooplantófagas (Alvim et al. 1997) ou como algívoras (Castro et al. 2004). Alguns autores caracterizaram espécies de Cheirodontinae como carnívoras, se alimentando principalmente de larvas de insetos (Escalante 1987), ou invertívoras, se alimentando principalmente de invertebrados aquáticos e terrestres (Angermeier & Karr 1983), ou detritívoras (Melo et al. 2004). Apesar das diferentes classificações utilizadas por diferentes autores para espécies de Cheirodontinae, o

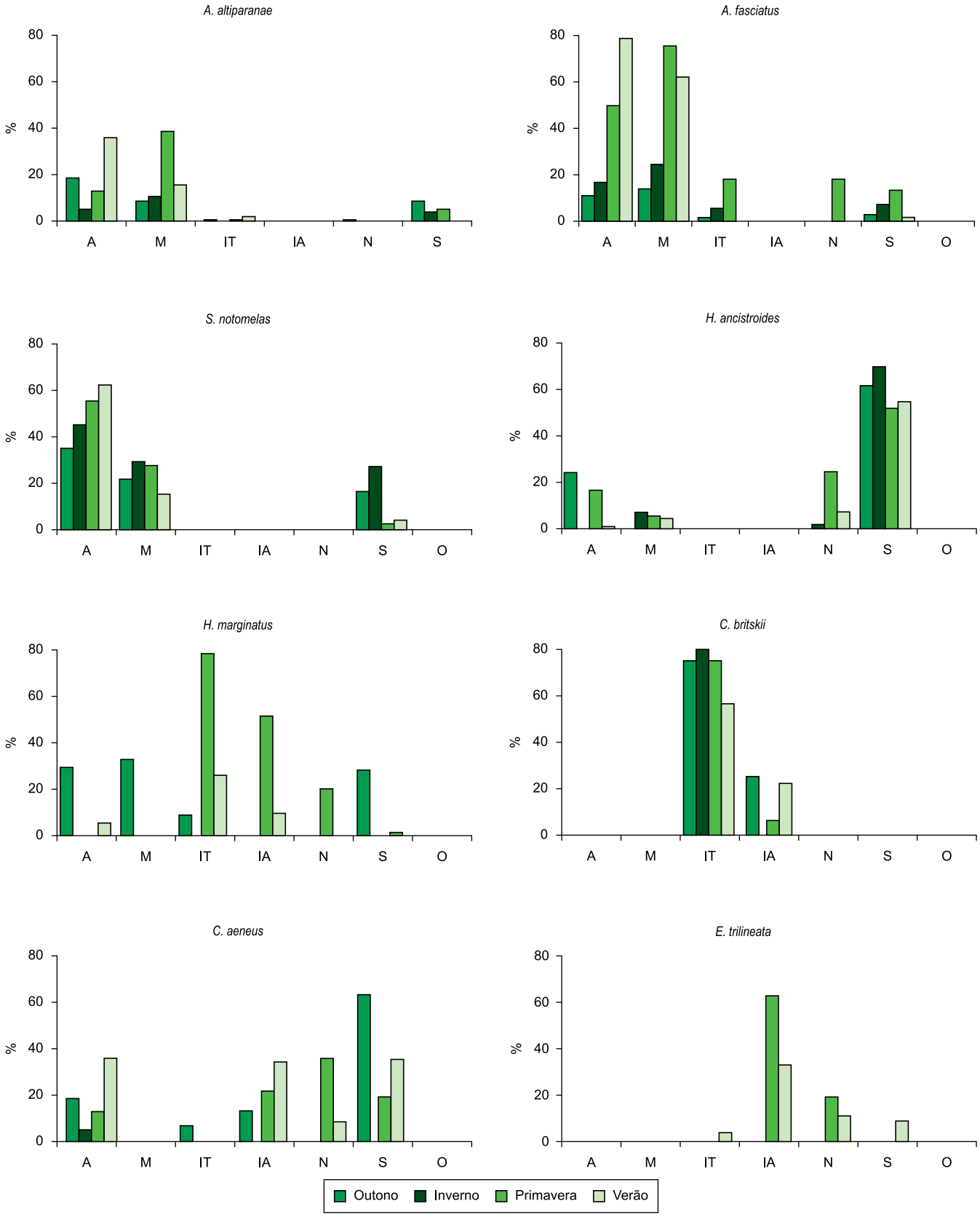


Figura 4. Índices de importância dos conteúdos estomacais observados para as espécies de peixes amostradas no córrego Franco. (A = Algas; M = Macrófitas; IT = Insetos terrestres; IA = Insetos aquáticos; N = Material não identificado; S = Sedimento; O = Outros).

Figure 4. Importance index of the stomach contents of fish species sampled in Franco stream (A = Algae; M = Macrophytes; IT = Terrestrial Arthropod; IA = Aquatic Insects; N = Unidentified material; S = Sediment; O = Other).

Tabela 5. Resultados do testes de correlação de Spearman para os dados referentes à dieta de cada espécie nas diferentes estações do ano. Valores em negrito indicam correlação significativa ($p < 0,05$).

Table 5. Results of tests of Spearman correlation for the data regarding the diet of each species in different seasons. Values in bold indicate significant correlation ($p < 0.05$).

Teste de correlação de Spearman			
	Outono	**Inverno**	**Primavera**
Astyanax altiparanae			
Inverno	p = 0,0188	-	-
Primavera	p = 0,0360	p = 0,0003	-
Verão	p = 0,0415	p = 0,0188	p = 0,0243
Astyanax fasciatus			
Inverno	p = 0,0068	-	
Primavera	p = 0,0137	p = 0,0137	-
Verão	p = 0,0027	p = 0,0027	p = 0,0073
Serrapinnus notomelas			
Inverno	p = 0,0005	-	-
Primavera	p = 0,0005	p < 0,0001	-
Verão	p = 0,0068	p = 0,0073	p = 0,0073
Hypostomus ancistroides			
Inverno	p = 0,1962	-	-
Primavera	p = 0,0840	p = 0,0081	-
Verão	p = 0,2114	p = 0,0020	p = 0,0020
Corydoras aeneus			
Inverno	-	-	-
Primavera	p = 0,5645	-	-
Verão	p = 0,0896	-	p = 0,0246
Hemigrammus marginatus			
Inverno	-	-	-
Primavera	p = 0,2634	-	-
Verão	p = 0,7419	-	p = 0,2634
Crenicichla britiskii			
Inverno	p = 0,0456	-	-
Primavera	p < 0,0001	p = 0,0456	-
Verão	p < 0,0001	p = 0,0456	p < 0,0001
Eigenmannia trilineata			
Inverno	-	-	-
Primavera	-	-	-
Verão	-	-	p = 0,0081

conjunto de informações disponíveis na literatura permite sugerir que a grande maioria delas possui hábito onívoro, podendo haver predominância ou tendência ao consumo de um determinado item. De maneira geral, no entanto, os itens alimentares consumidos por queirodontíneos são muito semelhantes e o espectro alimentar é relativamente restrito. Itens de maior porte, como frutos, sementes, peixes e grupos de crustáceos maiores, são sempre ausentes e insetos de origem alóctone são raramente encontrados (Dias 2007). Os resultados obtidos para *S. notomelas* neste estudo ratificam que a espécie apresenta uma dieta muito parecida com a dos demais Cheirodontinae citados na literatura, tanto em relação à onivoria quanto em relação ao espectro alimentar pouco amplo. No córrego Franco houve a presença de itens da origem animal na dieta de *S. notomelas,* mas essa espécie alimentou-se, basicamente de itens vegetais em todas as estações do ano, sendo coerente classificá-la como de hábito alimentar onívoro com tendência à herbivoria, à semelhança do que verificou Dias (2007) para três espécies do gênero *Serrapinnus,* ao estudar a dieta de oito espécies da Subfamília Cheirodontinae em diferentes sistemas lacustres nos Estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul.

Hypostomus ancistroides pertence à família Loricariidae, que se caracterizam por apresentarem hábitos tipicamente bentônicos, permanecendo junto ao fundo raspando algas do substrato ou caçando invertebrados (Britski et al.1999). Os Loricariidae são referidos na literatura existente como algívoros (Nomura & Mueller 1980, Bowen 1983, Castro & Casatti 1997) e como detritívoros (Fugi & Hahn 1991, Jacobo & Veron 1995, Pereira & Resende 1998). Neste trabalho sedimento foi o principal item alimentar de *Hypostomus ancistroides*, seguido por algas e macrófitas, sendo coerente com o que consta na literatura. Houve sazonalidade no consumo entre os itens vegetais: algas foram predominantes no outono e na primavera e macrófitas foram predominantes no inverno e no verão. Segundo Gotceitas & Godin (1991), a disponibilidade de alimento é um importante fator que influencia o comportamento alimentar das espécies, e no caso de ambientes onde determinado alimento é escasso, a alteração na abundância dos itens consumidos é muito comum (Hojesto et al. 1999, Vehanem 2003).

Os insetívoros abrangem as espécies que se alimentam de insetos terrestres e aquáticos, sendo os fragmentos destes animais os mais abundantes e freqüentes na dieta, compreendendo restos de insetos semi-digeridos e pedaços de exoesqueletos de insetos aquáticos e terrestres que não podem ser identificados. A existência de peixes adaptados a capturar esse tipo de alimento já é mencionada na literatura, e é considerada uma vantagem, já que os restos mantêm o valor nutricional do inseto como um todo. Além disso, por não apresentarem defesas, podem ser facilmente capturados quando carreados pela corrente (Melo et al. 2004).

Hemigrammus marginatus é uma espécie de meia-água, que coleta itens alimentares arrastados pela corrente (Grant & Noakes, 1987). Apresentou hábito alimentar insetívoro, consumindo principalmente itens de origem alóctone, conforme também registrado por Casatti et al. (2003) no Rio Paranapanema. *H. marginatus* apresentou sazonalidade na dieta, pois no outono os itens de origem vegetal tiveram maior importância, enquanto os itens de origem animal foram predominantes no verão e na primavera. Segundo Wootton (1992), as diferenças nos recursos consumidos ao longo das estações do ano, particularmente durante o inverno, podem ser explicadas pela ação da sazonalidade sobre a biota, ao imprimir modificações na oferta dos organismos usados como alimento. Assim, é possível que haja menor oferta de invertebrados no outono, em função de sua menor atividade, pois estes são ectotérmicos e tem seu metabolismo regulado pela temperatura do ambiente.

Crenicichla britskii demonstrou um hábito alimentar insetívoro, pois se alimentou principalmente de insetos terrestres em todas as estações analisadas. Gibran et al.(2001), em estudo de um riacho na bacia Rio Aguapeí, estado de São Paulo, sugere o hábito insetívoro generalista e uma dieta composta por itens autóctones que captura na coluna d'água ou na superfície, enterrados ou sobre o substrato, e também associados a macrófitas e restos vegetais submersos. Os dados obtidos neste trabalho ratificam o exposto pela literatura.

Para *Corydoras aeneus*, que ocorre em poças rasas de fundo arenoso (Casatti 2004, Ferreira & Casatti 2006), os altos índices de importância para sedimento possivelmente foram decorrentes de sua ingestão juntamente com outros itens consumidos por esta espécie: insetos aquáticos enterrados na areia, como visto por Rezende & Pereira (2000) para *C. polistyctus* capturadas nos Braços Mortos e na Baía Cinza do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul. O hábito alimentar insetívoro bentônico de *C. aeneus* (Casatti 2002) foi observado neste trabalho e é corroborado pelo postulado na literatura. Uma possível variação sazonal na dieta poder-se-ia ser

inferida, entre outono/primavera e outono/verão, pois o item "insetos terrestres" ocorre apenas no outono. Contudo, a amostra dessa estação é formada por um número reduzido de estômagos (n = 2) e, portanto, é prudente não considerar este resultado na discussão. Nesse sentido, Lima-Junior (2004) comenta que o teste de correlação de Spearman considera apenas o ranqueamento dos índices de importância dos itens alimentares, não realizando ponderações proporcionais aos valores absolutos desses índices ou ao tamanho das amostras. Dessa forma, diferenças no ordenamento de itens pouco expressivos ou entre amostras constituídas por poucos estômagos podem gerar correlações não significativas nitidamente discutíveis.

Eigenmannia trilineata é um Gymnotidae de pequeno porte. Geralmente, os representantes do gênero *Eigenmannia* vivem sob as macrófitas, são insetívoros e saem apenas à noite para se alimentarem (Lowe-McConnell 1999). *Eigenmannia virescens*, no Rio Aripuanã, bacia amazônica (Soares 1979), alimentou-se principalmente de dípteros imaturos, além de larvas de outros insetos aquáticos, o que também foi testemunhado nas coletas e análises estomacais deste trabalho.

Em síntese, observou-se que no córrego Franco predominam as espécies de peixes insetívoras e onívoras com tendência à herbivoria, sendo que algumas destas espécies fazem uso dos mesmos itens alimentares, havendo sobreposição parcial de nicho, o que pode indicar concorrência interespecífica por consumir os mesmos itens. Por outro lado, essa predominância também pode simplesmente indicar que o recurso é abundante, sem qualquer razão para concorrência (Aranha et al. 1993). Diferentes períodos de atividade podem levar a uma exploração do mesmo habitat, e se os períodos são os mesmos para as diferentes espécies, a exploração de diferentes locais pode evitar a sobreposição e a competição por alimento (Uieda 1984, Sabino & Castro 1990, Arcifa et al. 1991, Mazzoni & Rezende 2003), sendo a partilha de recursos um fator importante para a coexistência de espécies que habitam um corpo d'água (Aranha et al. 1998, Casatti et al. 2003). Dessa forma, conclui-se que o espectro alimentar amplo – cujos itens principais de suas dietas são constituídos por macrófitas, algas, insetos aquáticos e terrestres – e as diferentes táticas de forrageamento podem ser citadas como as duas principais características que permitem a coexistência das espécies oportunistas e generalistas no córrego Franco.

Agradecimentos

À Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul pelo apoio logístico e pelas bolsas PIBIC/UEMS concedidas, ao Dr. Yzel Rondon Súarez pela identificação das espécies estudadas, a Antonio Junior de Souza e Luiz Eduardo Nascimento Oliveira, pelo auxílio nas coletas.

Referências Bibliográficas

ABELHA, M.C.F., AGOSTINHO, A.A. & GOULART, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. Acta Sci. 23(2):425-434.

ALVIM, M.C.C., MAIA-BARBOSA, P.M., ALVES, C.B.M. 1997. Alimentação de *Holoshestes heterodon* (Teleostei: Cheirodontinae) do reservatório da usina hidrelétrica Cajuru-MG, em relação ao nível d'água. Acta Limnol. Brasil. 9(1):45-54.

ANDRIAN, I.F., SILVA, H.B.R. & PERETTI, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. Acta Sci. 23(2):435-440.

ANGERMEIER, P.L & KARR, J.R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environ. Biol. Fish. 9(1):117-135.

ARANHA, J.M.R., CARAMASCHI, E.P. & CARAMASCHI, U. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de Corydoras Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). Rev. Brasil. Zool. 10(3):453-466.

ARANHA, J.M.R., TAKEUTI, D.F. & YOSHIMURA, T.M. 1998. Habitat use and food partitioning of the ishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. Rev. Biol. Trop. 46(4):951-959.

ARCIFA, M.S., NORTHCOTE, T.G. & FROEHLICH, O. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. J. Trop. Ecol. 7:257-268.

BARNES, R.D. 1990. Zoologia dos invertebrados. Roca, São Paulo, 1179p.

BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. 1970. Algas da águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros. FUNBEC, São Paulo, 228p.

BOWEN, S.H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. Environ. Biol. Fish. 9(2):137-144.

BRANDÃO-GONÇALVES, L., LIMA-JUNIOR, S.E. & SUAREZ, Y.R. 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?article+bn03109012009.

BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z.S., LOPES, B.S. 1999. Peixes do Pantanal: Manual de Identificação. Embrapa-SPI, Brasília; Embrapa-CPAP, Corumbá, 184p.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 2(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64(4):757-765.

CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small ishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 63(2):213-222.

CASSEMIRO, A.S., HAHN, N.S. & FUGI, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Ostheichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, estado do Paraná, Brasil. Acta Sci. 24(2):419-425.

CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 7(4):337-352.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 4(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004

DIAS, T.S. 2007. Estudo da dieta de oito espécies da Subfamília Cheirodontinae (Characiformes: Characidae) em diferentes sistemas lacustres nos Estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ESCALANTE, A.H. 1987. Dieta comparativa de *Cheirodon interruptus interruptus* (Osteichthyes, Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la provincia de Buenos Aires. Rev. Mus. La Plata. Secc. Zool. 14(152):35-45.

ESTEVES, K.E. & ARANHA, J.M.R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. In Ecologia de Peixes de Riachos (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, eds). PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, v. 6, p. 157-182. (Série Oecologia Brasiliensis).

ESTEVES, K.E. & GALETTI, P.M. 1995. Food partitioning among characids of a small brazilian floodplain lake from the Paraná river basin. Environ. Biol. Fish. 42(1):375-389.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Rev. Brasil. Zool. 23(3): 642-651.

FISHBASE. 2009. Species in Paraná. http://www.fishbase.org/trophiceco/FishEcoList.php?ve_code=19 (último acesso em 20/08/2009.)

FRITZ, E.S. 1974. Total diet comparison in fishes by Spearman rank correlation coeficients. Copeia 1:210-214.

FUGI, R., HAHN, N.S. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. Rev. Brasil Biol. 51(4):873-879.

GIBRAN, F.Z., FERREIRA, K.M. & CASTRO, R.M.C. 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil. Biota Neotrop. 1(1-2): http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn01001122001+en

GOTCEITAS, V., GODIN, J.G.J. 1991. Foraging under the risk of predation in the juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.): effects of social status and hunger. Behav. Ecol. Sociobiol. 29(4):255-261.

GRANT, J.W.A. & NOAKES, D.L.G. 1987. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fishes. Can. J. Zool. 65:270-276.

HAHN, N.S., AGOSTINHO, A.A. & GOITEIN, R. 1997. Feeding ecology of curvina Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico loodplain. Acta Limnol. Bras. 9:11-22.

HAHN, N.S., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & BINI, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de formação. Interciência 23(5):299-305.

HERRÁN, R.A. 1988. Analisis de contenidos estomacales em peces. Revision bibliografica de los objetivos y la metodologia. Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr. 63:1-73.

HOJESTO, J., JOHNSSON, J. & AXELSSON, M. 1999. Behavioural and heart rate responses to food limitation and predation risk: an experimental study in rainbow trout. J. Fish Biol. 55(5):1009-1019.

JACOBO, M.A.C. & VERON, M.B.C. 1995. Relaciones troficas de la ictiofauna de cuencas autoctonas del Chaco Oriental. Argentina. Rev. Bras. Biol. 55(3):419-437.

LIMA-JUNIOR, S.E. & GOITEIN, R. 2001. A new method for the analysis of fish stomach contents. Acta Sci. 23(1):421-424.

LIMA-JUNIOR, S.E. A ictiofauna e a qualidade da água em trechos do rio Corumbataí - SP. 2004. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

LOBÓN-CERVIÁ, J. & BENNEMANN, S.T. 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). Arch. Hydrobiol. 149(2):285-306.

LOLIS, A.A., ANDRIAN, I.F. 1996. Alimentação de Pimelodus maculatus Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundação do Alto Rio Paraná. Bol. Inst. Pesca 23:187-202.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1991. Natural history of fishes in Araguaia and Xingu Amazonian tributaries, Serra do Roncador, Mato Grosso, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 2(1):63-82.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo, 534p.

MACHADO, F.A. 2003. História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MAZZONI, R. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream ish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. Ecography 23:588-602.

MAZZONI, R. & REZENDE, C.F. 2003. Seasonal diet in a Teragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, RJ, Brazil. Braz. J. Biol. 63(1):69-74.

MELO, C.E., MACHADO, F.A. & PINTO-SILVA, V. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. Neotrop. Ichthyol. 2(1):37-44.

NEEDHAM, J.G. & NEEDHAM, P.R. 1982. Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverté, Barcelona, 131p.

NOMURA, H. & MUELLER, I.M.M. 1980. Biologia do cascudo, *Plecostomus hermanni* Ihering, 1905 do rio Mogi Guaçu, São Paulo (Osteichthyes,Loricariidae). Rev. Bras. Biol. 40(2):267-275.

PEREIRA, R.A.C. & RESENDE, E.K. 1998. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA-CPAP, Corumbá, 50p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 12).

PETERSON, A. 1960. Larvae of insects: an introduction to Neartic Species (Part II). Ohio State University, Columbus, 416p.

POWER, M.E. 1983. Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. Environ. Biol. Fish. 9(2):103-115.

RESENDE, E.K. & PEREIRA, R.A.C. 2000. Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Embrapa Pantanal, Corumbá, 44p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 16).

RESENDE, E.K. 2000. Trophic structure of ish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Rev. Brasil. Biol. 60(3):389-403.

ROSS, S.T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. Copeia 2:352-388.

SABINO, J. & CASTRO, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). Rev. Brasil. Biol. 50(1):23-36.

SCHAEFER, S.A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxon Phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In Phylogeny and classification of Neotropical fishes (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Lucena Z.M.S. & Lucena C.A.S., eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p. 375-400.

SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitionining in ecological communities. Science 185(4145):27-39

SOARES, M.G.M. 1979. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do igarapé do Porto, Aripuanã, MT. Acta Amazonica 9(2):325-352.

UIEDA, V.S. & KIKUCHI, R. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. Acta Liminol. Bras. 7:103-114.

UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. Rev. Brasil. Biol. 44(2):203-213.

VALENTIN, J.L. 1995. Agrupamento e ordenação. In Tópicos em tratamento de dados biológicos (P.R. Peres-Neto, J.L. Valentin & F.A.S. Fernandez, eds.). UFRJ, Rio de Janeiro, p. 27-55.

VILELLA, F.S., BECKER, F.G. & HARTZ, S.M. 2002. Diet of Astyanax species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in Southern Brazil. Braz. Arch. Biol. Techn. 45(2):223-232.

WALKER, I., HENDERSON, P. & STERRY, P. 1991. On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an Amazonian blackwater river, as evidencied by P32 label experiment. Hidrobiologia 215(2):153-162.

WOOTTON, R.J. 1992. Fish Ecology. Chapman & Hall, New York, 212p.

ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Eduem/Nupelia, Maringá, 129p.

Recebido em 03/09/09
Versão reformulada recebida em 18/02/10
Publicado em 05/04/10

Deep-water Ophiuroidea (Echinodermata) from off Chile in the Eastern South Pacific

Cynthia Lara de Castro Manso[1,2]

[1]*Laboratório de Invertebrados Marinhos – LABIMAR, Departamento de Biociências, Universidade Federal de Sergipe – UFS, Campus Prof. Alberto Carvalho, Av.Vereador Olímpio Grande, s/n, CEP 49500-000, Itabaiana, SE, Brazil*
[2]*Corresponding Author: Cynthia Lara de Castro Manso, e-mail: cynthia@phoenix.org.br*

MANSO, C.L.C. **Deep-water Ophiuroidea (Echinodermata) from off Chile in the Eastern South Pacific**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?inventory+bn00810022010.

Abstract: The ophiuroids collected during the Oceanographic Expedition PUCK (SONNE-156) in 2001, in the framework of the project "Interactions between productivity and environment along the Chilean continental shelf" were analyzed. Eight samples had ophiuroids; Fifteen species were distributed in the following families: Gorgonocephalidae (2), Asteronychidae (2), Ophiomyxidae (1), Ophiacanthidae (2), Ophiuridae (5), Amphiuridae (1), and Ophiolepididae (2). Four species were recorded for the first time from Chilean waters, i.e., *Asteronyx loveni* Müller & Troschel, *Astrodia tenuispina* Verrill, *Ophiolimna bairdi* (Lyman), and *Ophiocten amitinum* Lyman, and three are new, i.e., *Ophiura* (*Ophiuroglypha*) *arntzi* sp. nov., *Amphiophiura gallardoi* sp. nov., and *Stegophiura wilhelmi* sp. nov.
Keywords: *ophiuroid, deep-water, Chilean continental margin, Chilean abyssal zone, taxonomic diversity.*

MANSO, C.L.C. **Ophiuroidea (Echinodermata) de aguas profundas del Pacifico Sur-Oriental**. Biota Neotrop. 10 (2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?inventory+bn00810022010.

Resumen*:* Se analizan los ofiuroídeos colectados durante la expedición oceanográfica PUCK (SONNE-156) en 2001, en el marco del proyecto "Interacciones entre la productividad y el ambiente a lo largo de la plataforma continental chilena". Ocho muestras con ofiuroídeos contenían un total de 15 especies: Gorgonocephalidae (2), Asteronychidae (2), Ophiomyxidae (1), Ophiacanthidae (2), Ophiuridae (5), Amphiuridae (1), y Ophiolepididae (2). Cuatro especies fueron registradas por primera vez en Chile, i.e., *Asteronyx loveni* Müller & Troschel, *Astrodia tenuispina* Verrill, *Ophiolimna bairdi* (Lyman), y tres son nuevas especies, i.e., *Ophiura* (*Ophiuroglypha*) *arntzi* sp. nov., *Amphiophiura gallardoi* sp. nov., and *Stegophiura wilhelmi* sp. nov.
Palabras-clave: *ofiuroideos, aguas profundas, margen continental de Chile, zona abisal de Chile, diversidad taxonómica.*

Introduction

Among the main studies dealing with Chilean shelf and abyssal echinoderms we note those resulting from expeditions like the "Challenger" (Lyman 1882), revised by Ludwig (1898, 1899); the "Discovery" (Mortensen 1936); the Lund University Chile Expedition (Mortensen 1952); the Mar-Chile Expeditions I and II, the Chiloé I Expedition (Castillo-Alarcón 1968) and the "Eltanin" Expedition, which studied the relationship between the Antarctic and the Eastern South Pacific faunas off Chile and Peru (Tommasi 1976) and Quiroga & Sellanes (2009) studied the growth and size-structure of the ophiuroid *Stegophiura* sp. on the continental slope off central Chile. Other papers about Chilean coast dealing with shallower ofiuroids, like Jaramillo (1981) about the ophiuroids from Chiloé & Conos inlets and Dahm (1999) compared of the shallow water (< 550 m) ophiuroid fauna of the Magellan region and the high-Antarctic Weddell Sea.

In spite of these efforts more recent papers about the ophiuroids of the shelf and slope of Chilean waters are very scarce and only 40 species are registered off Chilean margin.

Here we report on Ophiuroidea (Echinodermata) obtained in the continental margin and bathyal zone off Chile, between 22° S and 42° S latitude, by the Chilean-German PUCK Expedition (SONNE–156, 2001).

Materials and Methods

The ophiuroids were collected off Chile with an Agassiz trawl with a mouth width of 1.5 m and 10 mm mesh during the PUCK-156 Expedition (2001) onboard R/V Sonne in three areas along Chilean coast at three stations 7103, 7105 and 7106 (800 - 1,775 m) off Antofagasta (22° S), two stations 7166 and 7167 (1,424 - 2,225 m) off Concepción (36° S) and three stations 7174, 7177 and 7178 (1,153 - 507 m) off Chiloé (42° S) (Table 1). They were washed in filtered seawater, fixed in 10% formalin with borax and placed after in 70% ethanol. A detailed description of the sampling procedure has been presented by Arntz et al. (1999). The identification was performed on dried specimens following (Paterson 1985), Stöhr (2005) and O'Hara & Stöhr (2006). The systematics follows Smith et al. (1995). For the synonyms of the species see Paterson (1985). All specimens were measured and photographed. The disc diameter (dd) was measured from the edge of a inter-radius across the dorsal disc to the edge of the opposite radius (distal edge of the radial shields where present) according to Störh (2005), with a Mitsutoyo caliper. In this work we describe new species and species found for the first time off the Chilean coast. For the species previously found off the Chilean margin and collected again during the PUCK Expedition (i.e., *Gorgonocephalus chilensis* (Philippi), *Astrotoma agassizii* Lyman, *Ophiomyxa vivipara* Studer, *Ophiura* (*Ophiuroglypha*) *lymani* Ljungman, *Amphioplus magellanica* (Mortensen), *Ophiomusium biporicum* Castillo-Alárcon and *Ophiomusium lymani* (Wyville-Thomson) we presented their geographical distribution. The specimens were deposited in the National Museum of the Federal University of the Rio de Janeiro (EqMN), and the Federal University of the Sergipe (UFSITAB), Itabaiana Campus, Brazil.

For the taxonomy of the family Ophiuridae, Paterson's P = L, V formula was adopted. This allows to describe the number of tentacle scales of the arms located around the pores closer to the disc, where A.P.1 = the first arm pore, A.P.2 = the second arm pore, A.P.3 = the

Table 1. List of Ophiuroidea on stations and depth (m) of the collection during the PUCK Expedition (SONNE-156) in 2001 to the Eastern South Pacific margin off Chile.

Station number depth (m)	7103 (846)	7105 (1775)	7106 (1312)	7166 (1424)	7167 (2225)	7174 (1153)	7177 (995)	7178 (507)
OPHIUROIDEA	-	-	-	-	-	-	-	-
Gorgonocephalidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Gorgonocephalus chilensis	-	-	-	-	-	-	-	1
Astrotoma agassizii	-	-	-	-	-	-	-	3
Asteronychidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteronyx loveni	-	-	1	1	-	-	-	-
Astrodia tenuispina	-	-	-	-	-	-	-	1
Ophiomyxidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiomyxa vivipara	-	-	-	-	-	-	-	1
Ophiacanthidae	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiacantha sp.	-	-	-	-	-	-	-	1
Ophiolimna bairdi	-	1	-	-	-	-	-	-
Ophiuridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiocten amitinum	-	14	-	11	122	-	-	-
Ophiura (Ophiuroglypha) lymani	-	-	-	-	-	-	-	2
Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi sp. nov.	2	-	-	-	-	-	-	-
Stegophiura wilhelmi sp. nov.	-	-	-	-	-	-	2	-
Amphiophiura gallardoi sp. nov.	-	-	-	17	-	-	-	-
Amphiuridae	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphioplus magellanica	-	1	-	-	-	-	-	-
Ophiolepididae	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiomusium biporicum	-	-	-	-	-	-	-	5
Ophiomusium lymani	-	-	8	-	-	10	1	-

third arm pore, and so on; L = the number of tentacle scales which arise from the lateral arm plate or from the abradial portion of the pore furthest from the mid-line of the arm; and V = those tentacle scales which arise from the ventral arm plate on the abradial portion of the pore nearest the mid-line of the arm (Paterson 1985).

Results

Fifteen species of ophiuroids were identified; among these, three species are proposed as new: *Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi* sp. nov., *Amphiophiura gallardoi* sp. nov., and *Stegophiura wilhelmi* sp. nov., and four are recorded for the first time in the Eastern South Pacific region: *Astrodia tenuispina* (Verrill, 1884), *Asteronyx loveni* Müller & Troschel, 1842, *Ophiolimna bairdi* (Lyman, 1883), and *Ophiocten amitinum* Lyman, 1878. The richest station in species was # 7178 (off Chiloé) at 507 m depth with seven species while the deeper stations yielded only 1-2 species each. The most abundant species were *Ophiocten amitinum* between 1, 424 and 2,225 m depth, followed by *Ophiomusium lymani* and *Amphiophiura gallardoi* sp. nov., between 1,000 and 1,424 m depth, while all other species were scarce and occurred as single or few individuals (Table 2). All species occurred at rather narrow depth ranges, usually at a single station or within a few hundred meters.

1. Systematics

Class Ophiuroidea Gray, 1840

Sub class Ophiuridea Gray, 1840

Order Euryalida Lamarck, 1816

Family Gorgonocephalidae Ljungman, 1867 (emend. Mortensen, 1933)

Gorgonocephalus chilensis (Philippi, 1858) (Figure 1a-c).

Material examined: Sta. # 7178, 507 m, UFSITAB-95 (1 specimen).

Distribution: South of the South America from the Atlantic coast (36° S Argentina) to the Pacific coast (36° 49' S - Canon of Bio-Bio on Chilean coast), and the Juan Fernandez, Malvinas, Georgias del Sur, Kerguelen Islands and New Zealand, Antarctic, Heard and Cabo region (South Africa), with bathymetric range 0-500 m (Jaramillo 1981, Bernasconi & D'Agostino 1977).

Astrotoma agassizii Lyman, 1875 (Figure 2a, b)

Material examined: Sta. # 7178, 507 m, EqMN 3001 (2 specimens); UFSITAB-94 (1 specimen).

Distribution: Along the Chilean margin between Chiloe (42° S) and the Strait of Magellan. On the South Atlantic to North (39°) off Argentina Coast; Tierra del Fuego; Malvinas, Georgias del Sur and Shag Rocks Islands; Antarctic region (Tierra de Graham, Ross Sea, Haakon VII Sea; Tierra Adelia, Reina María, Mac Robertson y Enderby). Bathymetric range 74-1,000 m (Bernasconi & D'Agostino, 1977).

Family ASTERONYCHIDAE Müller & Troschel, 1840 (Emend. Mortensen, 1933)

Asteronyx loveni Müller & Troschel, 1842 (Figure 3a-e)

Material examined: Sta. # 7106, 1,312 m, EqMN 3007 (1 specimen); Sta. # 7166, 1,424 m, UFSITAB-86 (1 specimen).

Description: The disc is pentagonal, 14 to 27 mm in disc diameter, and covered with skin, in which some isolated small plates are observed. The radial shields are long, bar-shaped and separated, reaching the central region of the disc. These radial shields are actually overlain by several small plates. The ventral inter-radial surface is also covered with skin, in which some round and dispersed scales are observed. The bursal slits are small, about one arm segment long, bordered distally by an immense genital plate and proximally by small genital scales. The jaws and oral area are covered with thick skin. The jaws are elevated proximally, with three or more blunt papillae at the tip and three or four small lateral papillae extending along each side of the jaws. Oral shields are small, with narrower proximal edge and rounded distal edge. Adoral shields are larger and separates the oral shield from the first lateral arm plate. The arms are long, covered with skin, and very coiled, without dorsal plates. The ventral plates are also covered with thick skin. The lateral arm plates bear spines on their ventral part. The first and second segments bear one spine; from the third pore onwards numbers increase up to seven spines in the middle of the arm. These spines adhere to an erect articulation ridge with a round facet for each spine. The arm spines are very small and hook-shaped with several teeth, the ventral one a little larger than the rest on proximal segments, until segment 28, where it becomes extremely big, reaching the opposite lateral plate. This spine is club-shaped, mace-like, with a slightly rugose body and with terminal multiple points. Towards the distal end of the arm these bigger spines become increasingly smaller again, until they are just a little larger than the others.

Distribution: As recorded by Paterson (1985), this species is widely distributed. It has not been recorded in the Arctic Ocean and some parts of the Southern hemisphere. This is the first record for the Eastern South Pacific region off Chile.

Table 2. Location of the collecting stations.

Station	Date (2001)	Latitude (S)	Longitude (W)	Depth (m)
7103	02 April	22° 51' 99"	70° 32' 58"	846
7105	03 April	22° 48' 07"	70° 42' 29"	1.775
7106	04 April	22° 48' 02"	70° 36' 71"	1.312
7166	26 June	36° 27' 99"	73° 46' 47"	1.424
7167	26 April	36° 27' 17"	73° 54' 18"	2.225
7174	03 May	42° 32' 64"	75° 00' 07"	1.153
7177	03 May	42° 34' 93"	74° 50' 25"	995
7178	03 May	42° 35' 35"	75° 48' 35"	507

Astrodia tenuispina (Verril, 1884) (Figure 4a-d)

Material examined: Sta. # 7178, 507 m, EqMN 2998 (1 specimen).

Description: The disc is slightly pentagonal, 17 mm in diameter, covered with a thin skin, in which small round scales can be observed. The bar-shaped radial shields reach the middle of the disc and are separated distally by scales larger than those observed in the interradial areas of the dorsal surface. The ventral surface is covered by small rounded scales, dispersed in the central part and joined and concentrated towards the edges of the disc. The bursal slits are short and located between the first and the second arm segment, bordered by small and rounded genital scales, isolated on its proximal portion, and by an accumulation of scales at the distal edge. The oral shields are extremely small or even absent. The only shield that is distinct is the madreporite, which is triangular and presents two hydropores on its distal part. The adoral shields are long, proximally contiguous, and separate completely the remaining oral shields from the first

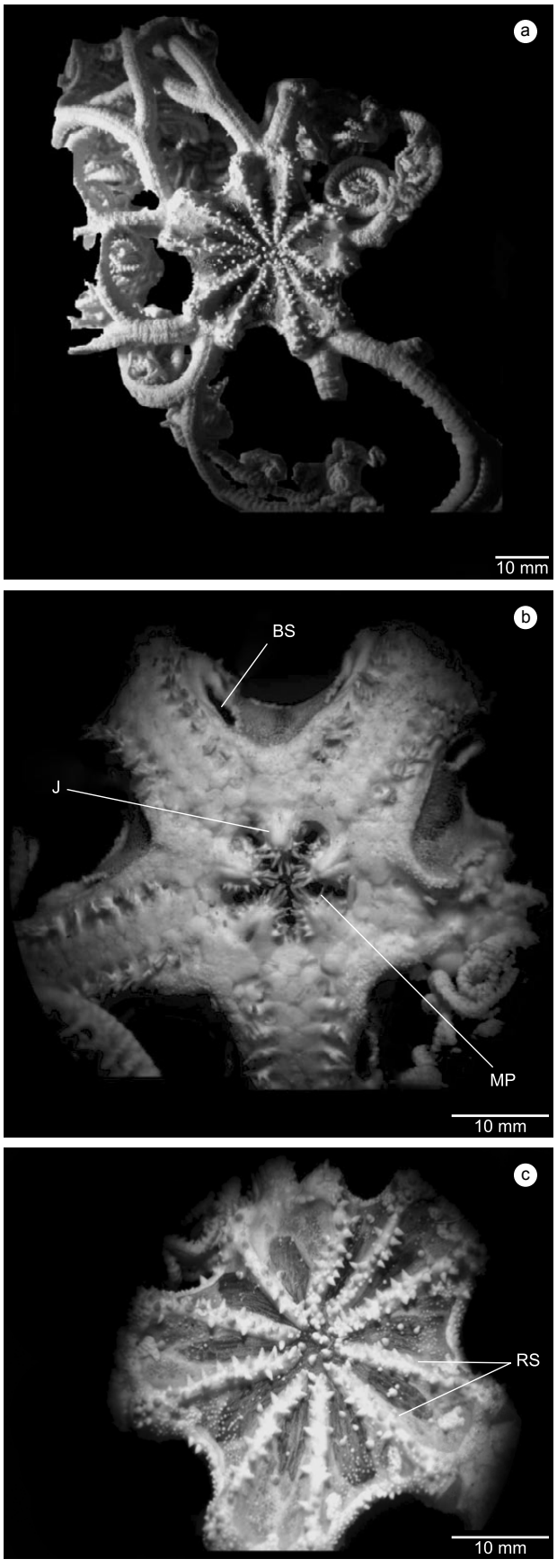


Figure 1. *Gorgonocephalus chilensis* (Philippi). a) aboral view; b) oral view: J- Jaw; MP- mouth papillae; BS- bursal slit; and c) aboral view. RS- radial shields.

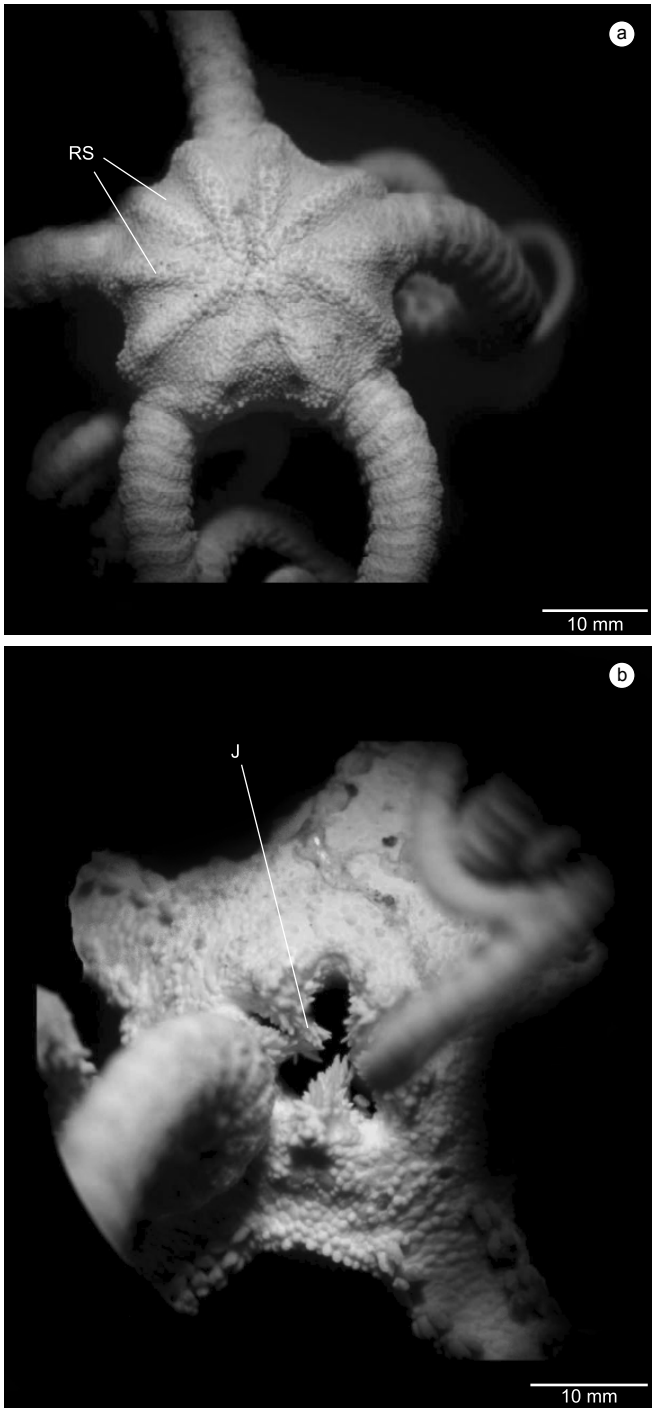


Figure 2. *Astrotoma agassizii* Lyman. a) aboral view: RS- radial shields; b) oral view: J- jaw.

lateral arm plate. The jaws are short and joined proximally. The teeth are triangular, arranged in one or two vertical rows. There are two or three papillae on the jaw's apex, flanked by up to five or more block-like contiguous oral papillae arranged in up to two horizontal rows on each side of the jaw. The first oral tentacle pore opens near the oral mouth angle. Four of the arms are coiled. Arm plates are covered by thick skin. The arms are four to five times as long as the diameter of the disc and lack dorsal plates. The lateral arm plates are large. The ventral arm plates are concealed by skin. There are no spines on the first arm segment. The second and third segments have one spine, and from

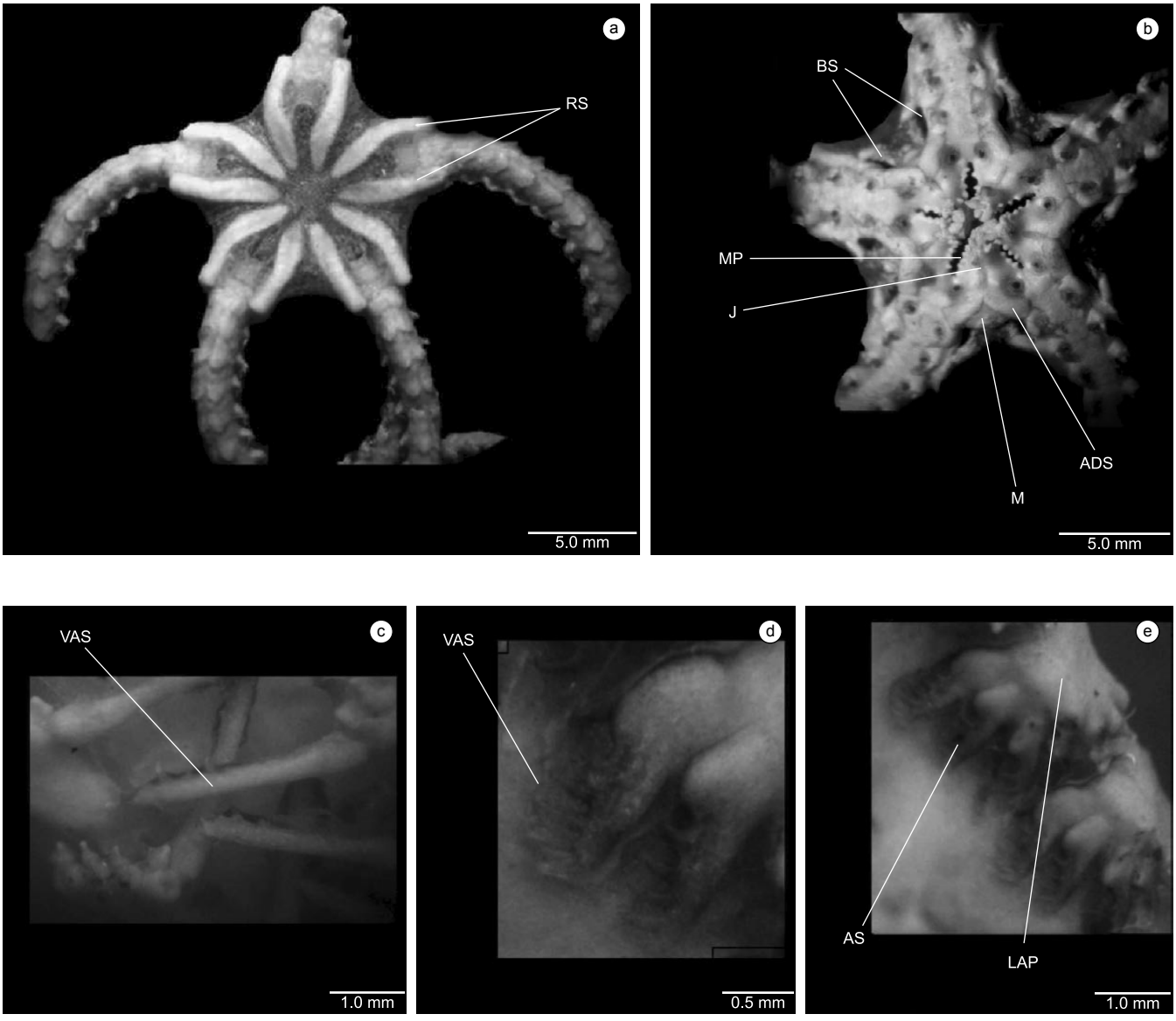


Figure 3. *Asteronyx loveni* Muller & Troschel. a) aboral view: RS- radial shields; b) oral view: J- jaw. MP- mouth papillae; M- madreporite; BS- bursal slit; ADS- adoral shield. c-e) arm: VAS- ventral arm spine; AS- arm spine; LAP- lateral arm plate.

the fourth to the eighth segments there are two spines. From the ninth segment on, there are three thick and conical spines with small glassy teeth distally.

Distribution: *Astrodia tenuispina* has been recorded from both sides of the North Atlantic at depths of 2,452-3,659 m; in the east from the Rockall island to the Porcupine Sea Bight, the Bay of Biscay and off Portugal at depths of 1,560 to 3,548 m (Paterson 1985).

Order Ophiurida Müller & Troschel, 1840

Suborder Ophiomyxina Fell, 1962

Family Ophiomyxidae Ljungman, 1867

Ophiomyxa vivipara Studer, 1876 (Figure 5a, b)

Material examined: Sta. # 7178, 507m, UFSTAB-142 (1 specimen).

Biological observations: This is a viviparous species. In brooding ophiuroids the eggs are discharged into the bursae and remain there until they have developed into juveniles (Hyman 1955). This specimen of 23.5 mm in disc diameter had young inside the bursae.

Distribution: Margin off Chile from Chiloé to the South until the Strait of Magellan. Atlantic Ocean: margin off Argentina (San Jorge Gulf South to Tierra del Fuego, Burdwood, Malvinas, Kerguelen, Tristan da Cunha) and South Africa with a bathymetric range of 0-183 m (Bernasconi & D'Agostino 1977, Jaramillo, 1981).

Suborder Ophiurina Müller & Troschel, 1840

Family Ophiacanthidae sensu lato Perrier, 1891

Subfamily Ophiacanthinae Paterson et al., 1982

Ophiacantha sp. (Figure 6a, b)

Material examined: Sta. # 7178, 507 m, EqMN 3009 (1 specimen).

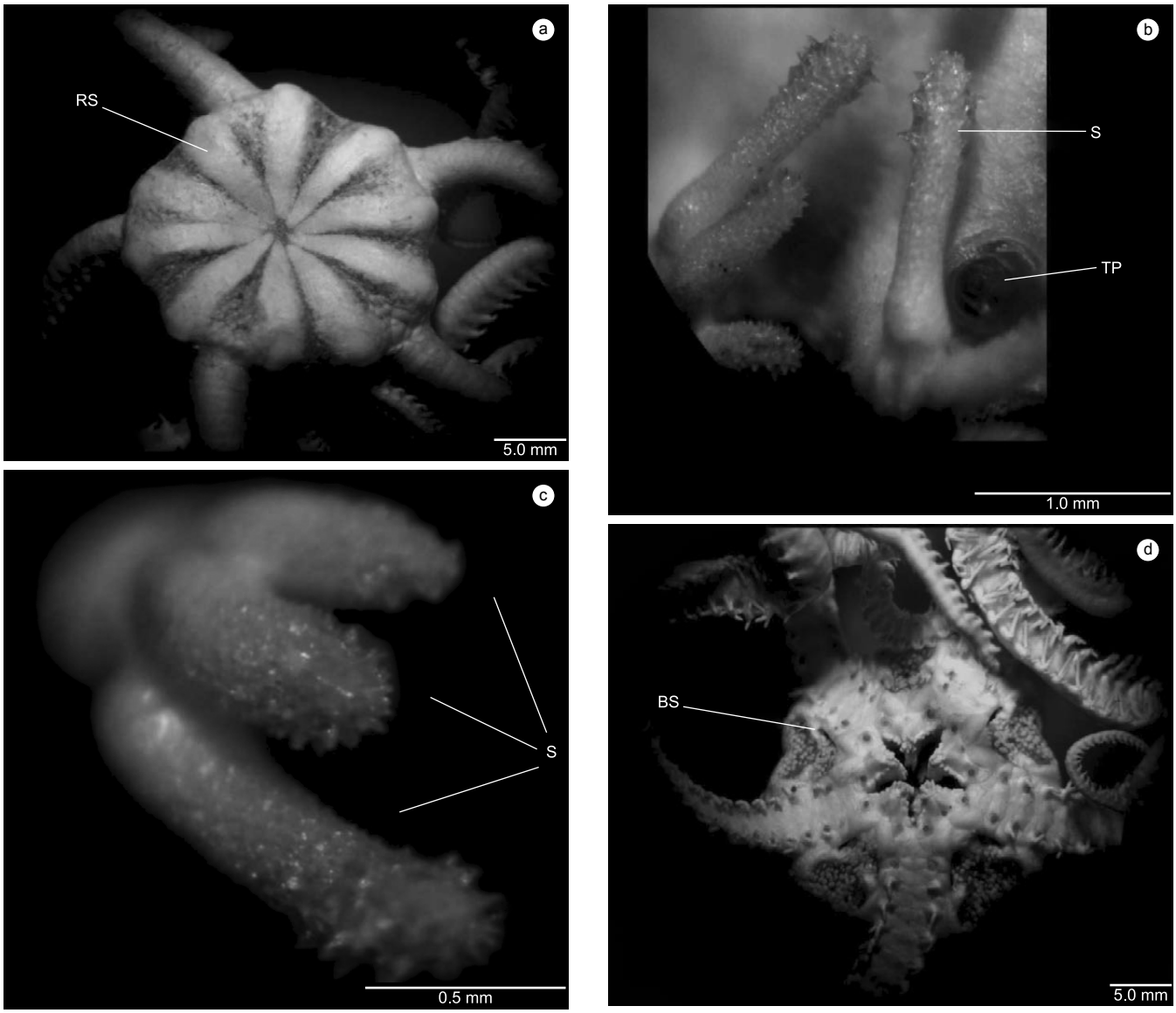


Figure 4. *Astrodia tenuispina* (Verril). a) aboral view: RS- radial shields; b) arm: S-spine, TP- tentacle pore; c) arm: S- spines; and d) oral view: BS- bursal slit.

Description: The disc is regular, 8,5 mm in diameter, with small, short, thick stumps, each bearing a crown of small thorns. The radial shields are hidden. The ventral interradial surfaces are covered by small scales and scarse spines. The bursal slits are wide and long. The oral shield are almost triangular. The adoral shields are almost retangular meeting in front of the oral shields. The jaws are small and have four to five thick and thorny mouth papillae. The thick infradental papillae are covered by small spines. There are five arms. The first and second dorsal arm plates are contiguous and have few granules, the others with bell shape are small and not contiguous. The ventral plates are almost pentagonal and are separated by the lateral ones. The lateral plates only meet by the ventral side, with five to six thorny, opaque and cylindrical arm spines.

There is one small thorny and pointed tentacle scale.

Remarks: The present specie was not identified because we had only one individual. *Ophiacantha* sp. differs from the other Chilean species and the other species from adjacent areas like *Ophiacantha vivipara* Ljungman, 1870, *O. iquiquensis* Castillo-Alarcón, 1968, *O. cosmica* Lyman, 1878, *O. rosea* Lyman, 1878, *O. sentosa* Lyman, 1878, *O. marsupialis* Lyman, 1875, *O. antartica* Koehler, 1922, *O. ingrata* (Koehler, 1923) and *O. savagica* Tommasi, 1976 by the following characters: from *O. vivipara* Ljungman, by the number of arms and arm spines (6 to 8 arms and 9 to 12 arm spins in *O. vivipara*), from *O. iquiquensis, O. cosmica, O. rosea* by the number of arm spines (7 in *O. iquiquensis*, 8 in *O. cosmica* and 11 in *O. rosea*), from *O. marsupialis* by the number of arm spines and oral papillae (3 arm spines and 11 oral papillae in *O. marsupialis*), from *O. antartica* by the spines of the disc and number of arms (slender spines with 3 or 4 terminal spinelets and 5 to 6 arms in *O. antartica*), from *O. ingrata* by the number of arms and arm spines (6 to 7 arms and 7 to 8 arms spines in *O. ingrata*) and from *O. savagica* by the number of arm spines (4 in *O. savagica*).

Subfamily Ophiotominae Paterson, 1985

Ophiolimna bairdi (Lyman, 1883) (Figure 7a - c)

Materia examined: Sta. # 7105, 1,775 m, UFSITAB-141 (1 specimen).

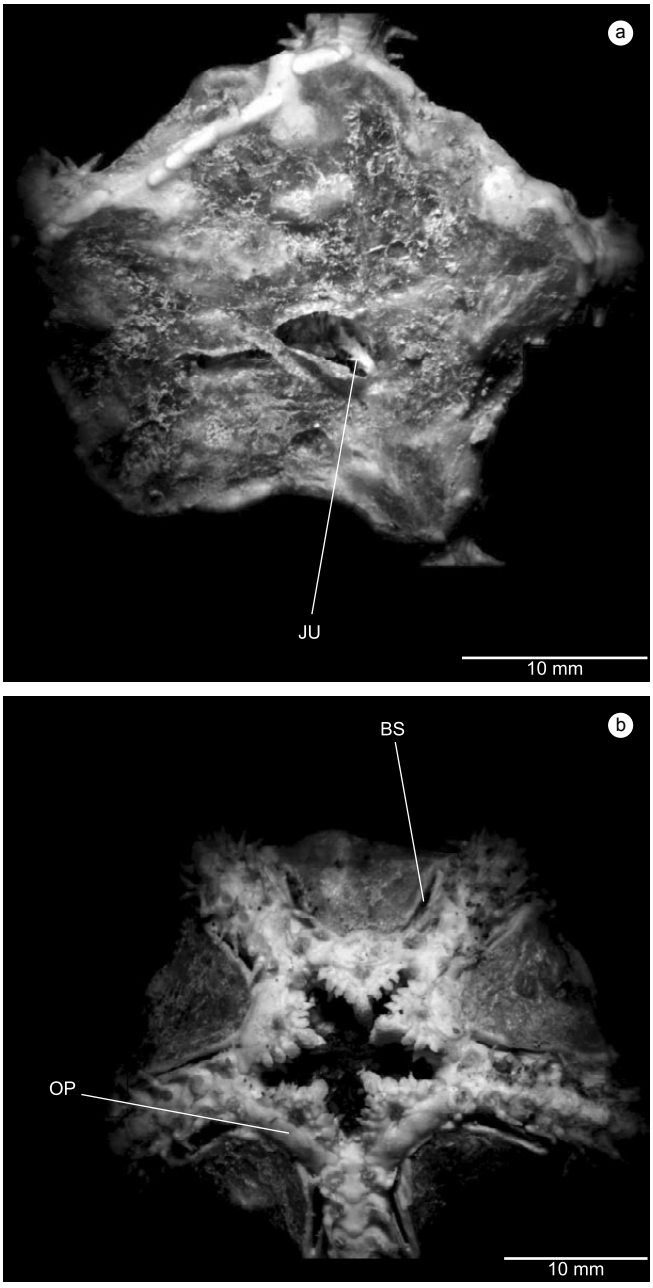


Figure 5. *Ophiomyxa vivipara* Studer. a) aboral view, JU- juvenile; and b) oral view: OP- oral plate; BS-bursal slit.

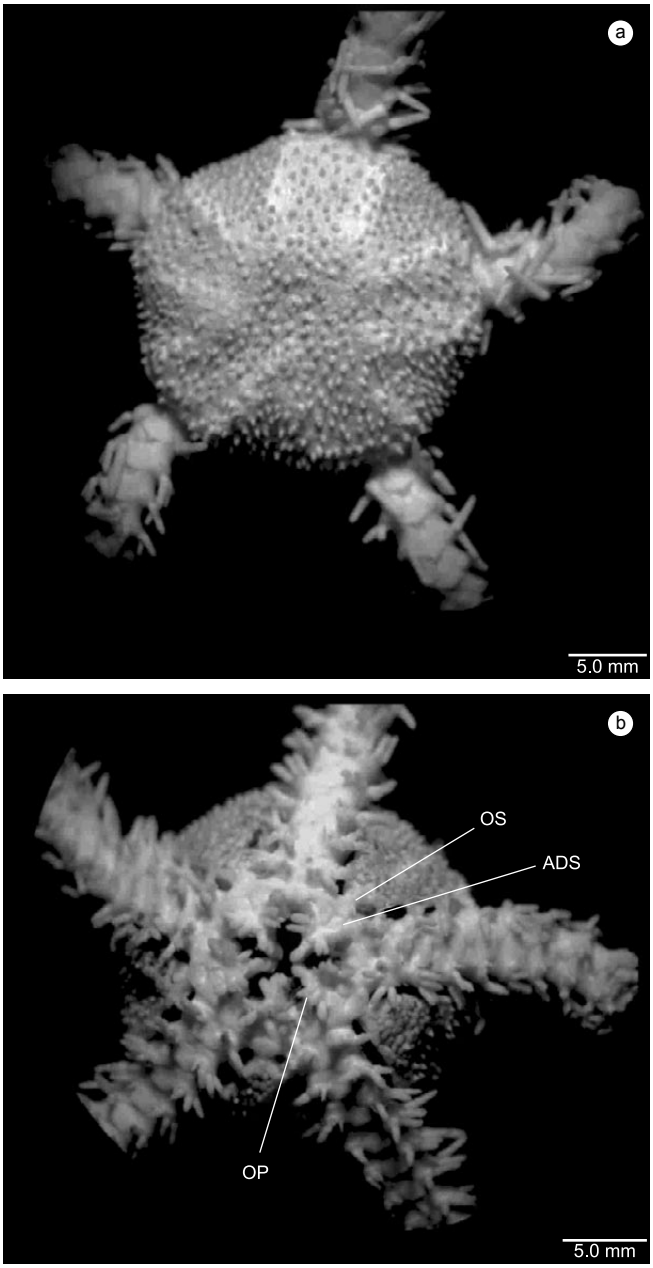


Figure 6. *Ophiacantha* sp. a) aboral view; and b) oral view. OS- oral shield; ADS- adoral shield; OP- oral papillae.

Description: The disc is sub-pentagonal, 8,5 mm in diameter. On the much damaged dorsal surface only the radial shields, as well as, some small scales covered by spines and elongated granules could be observed. The radial shields are longer than wider and covered with small scales and spines. The ventral interradial surfaces are covered with small scales and spines, similar to those of the dorsal surface. The oral shields are sub-triangular. The adoral shields have concave distal lateral edges and bear numerous granules on their contiguous proximal ends. The adoral shields separates the oral shields from the first ventral arm plate. The jaws are longer than wider, with one or two pointed infradental papillae. There are five to six oral papillae with the first two or three pointed. The following oral papillae are more rounded, except for the largest distal one, which is almost triangular with rounded edges. The arms with a slightly nodal appearance are partially broken. The dorsal arm plates are sub-triangular. The ventral plates are almost pentagonal with a rounded distal edge. A large tentacle pore is armed with a leaf-shaped scale. The lateral and ventral plates, and the tentacle scales are distinctly striated, causing these structures to shine. There are six arm spines.

Remarks: *Ophiolimna baird* has great resemblance with *O. antarctica* (Lyman, 1879) according to O`Hara & Stöhr (2006). The main difference between these two species, is the elongated spines, which occur among the low disc granules in *O. bairdi* but never in *O. antarctica* (O'Hara & Stöhr 2006). The wide distribution of the *Ophiolimna antarctica*, includes NE Indian Ocean, Japan, the NW Pacific, New Caledonian, New

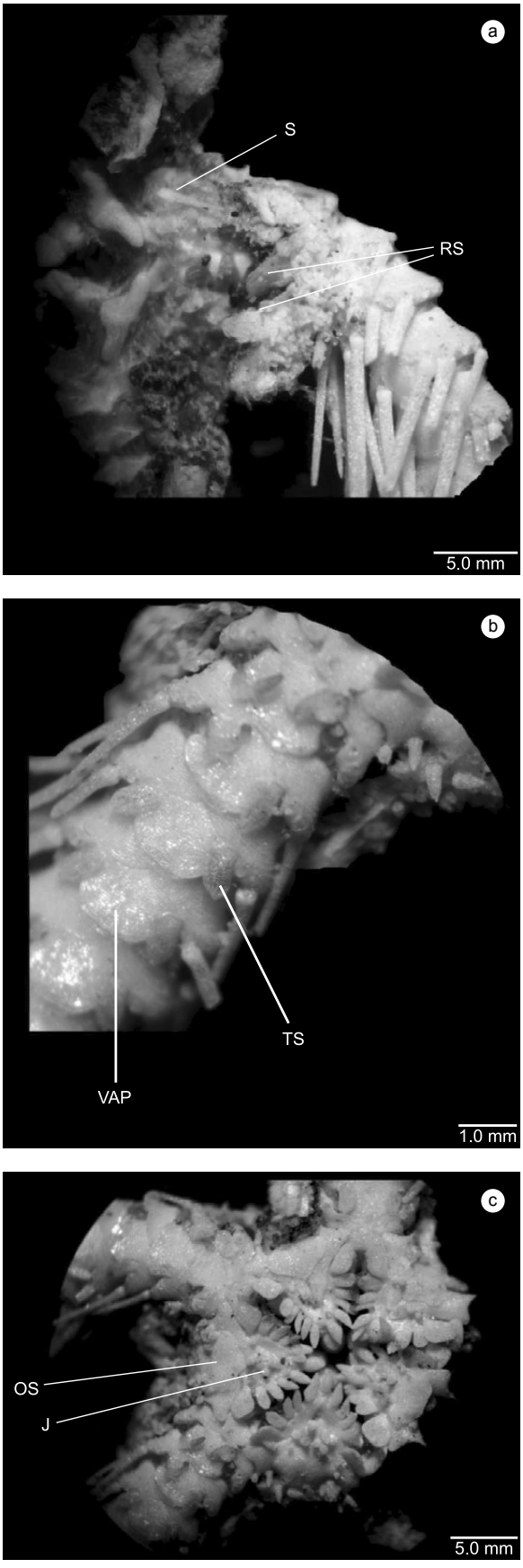


Figure 7. *Ophiolimna bairdi* (Lyman). a) aboral view : S- spine; RS-radial shield; b) ventral arm side: VAP- ventral arm plate; TS- tentacle scale; and c) oral view: OS- oral shield; J- jaw.

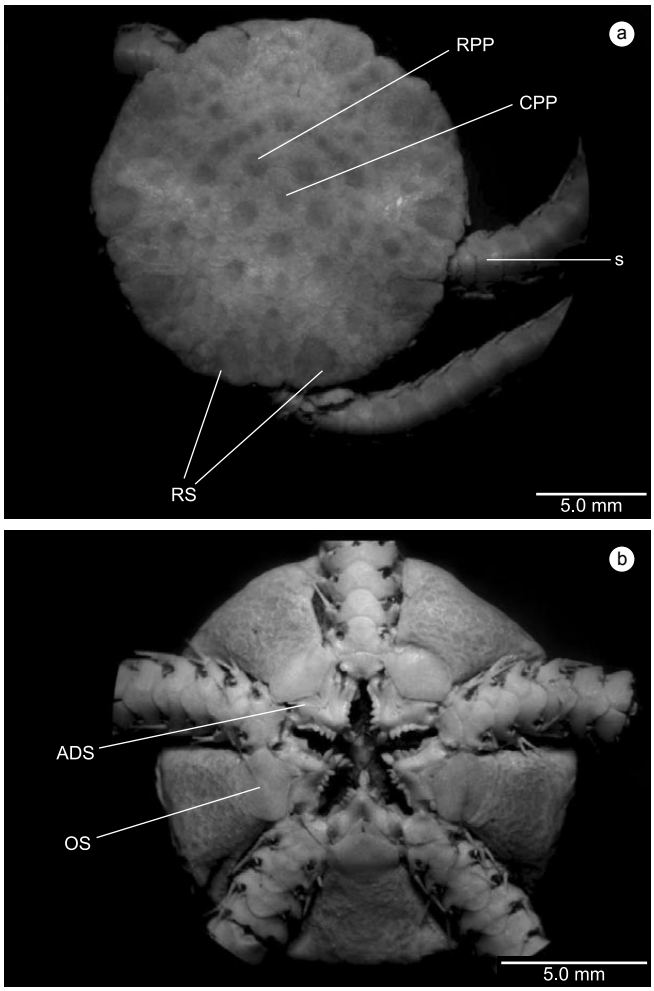


Figure 8. *Ophiocten amitinum* Lyman. a) aboral view: RS- radial shields; CPP- central primary plate; RPP- radial primary plate; arm: S- spines; and b) oral view: OS- oral shield; ADS- adoral shield.

Zealand, as well as Antarctic and Sub-Antarctic areas, in depths of 180 to 2,926 m.

Distribution: Paterson (1985) suggested that this species originated in Africa. It has been found in bathyal and abyssal depths on both sides of the North Atlantic. With this record its distribution is extended to the eastern South Pacific Ocean.

Suborder Chilophiura Matsumoto 1915

Family Ophiuridae Lyman 1865

Ophiocten amitinum Lyman 1878 (Figure 8a, b)

Material examined: Sta. # 7105, 1,775 m, EqMN 3003 (14 specimens); Sta. # 7166, 1,424 m, EqMN 3004 (11 specimens); Sta. # 7167, 2,225 m, EqMN 3002 (74 specimens); UFSITAB-92 (48 specimens).

Description: The disc is round and flat, covered by scales of various sizes measuring from 3 to 15 mm diameters. The central dorsal plate and circle of primary plates are separated by smaller scales. The radial shields range from an oval to a sub-triangular shape and are separated from each other by a series of scales. The arm combs are formed by seven to eight thin spines and can be observed to either side of an arm base, below the radial shields. The ventral interradial surface is covered by scales similar to

those on the dorsal surface. The bursal slits are long. The oral shields are pentagonal, pointed, and at their distal edge slightly convex. The adoral shields are rectangular, slim and contiguous, separating the oral shield from the first ventral arm plate. The jaws are long and thin. There is a single conical apical papilla and four to five lateral sub-rectangular papillae on each side of the jaws. The second oral tentacle pore is situated outside the mouth slit, with one or two scales attached on the first ventral arm plate and one to two on the adoral shield.

The dorsal arm plates nearest to the disc were wider than longer. On the distal segments the dorsal plates are as wide as long. At the distal edge of these plates until the proximity of the fourth or fifth segments, small and thin spines can be observed. The first ventral arm plate is trapezoid and the following are new moon-shaped and not contiguous. The lateral arm plates are short, wide and with three pointed spines, the dorsal one largest. The tentacle pore is large with three small scales up to the two or three segment, after that the proximal scale is atrophied, leaving only one scale along the arm like show the following formula: A.P.1 = L1, V2; A.P.2 = L1, V2; A.P.3 = L1, V1; A.P.4 = L1, V1-0; A.P.5 = L1, V0.

Distribution: Smith Channel, Magellan Strait, Beagle Channel, around the Malvinas Islands (44-52° S and 56- 63° W) (Discovery Expedition); off the Buenos Aires Province and South Georgia Islands, Kerguelen, Prince Edward and Crozet (Bernasconi & D'Agostino, 1977). This study extends the distribution of *O. amitinum* to the Pacific Ocean between 22° and 36° S while enlarging its bathymetric range from 46 - 545 m, to 2,225 m.

Ophiura (*Ophiuroglypha*) *lymani* Ljungman 1871 (Figure 9a, b)

Material examined: Sta. # 7105, 1,775 m, EqMN 3008 (1 specimen); UFSITAB-89 (1 specimen).

Distribution: Chilean Islands and Strait of Magellan; Atlantic Ocean from Tierra del fuego to Argentina (Buenos Aires province 37 ºS), South Georgia and Malvinas Islands.With a bathymetric range 0-463 m (Bernasconi & D' Agostino 1977).

Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi sp. nov.(Figure 10 a - e)

Holotype: Sta. # 7103, 846 m, EqMN 3000, 04.02.2001.

Paratype: UFSITAB-88(1 specimen), collected in the same station that holotype.

Type locality: Chilean margin, 22° 51' 99" S and 70° 32' 58" W.

Etymology: The name honors Prof. Dr. Wolf Arntz, formerly with the Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Bremerhaven, Germany, one of the organizers and cruise-leaders of this expedition.

Diagnosis: A pentagonal disk is covered by large and small scales of diverse shapes. The radials shields are wider than long, separated by two large and inflated scales proximally and by the first dorsal arm plate distally. The radial area is strongly elevated with irregular scales, almost all of them large. The lateral arm plates have three small, thick spines on the proximal end and from the ninth arm segment the central spines are transformed into a small hook.

Description of the holotype: The holotype has a pentagonal disc with 9.5 mm of diameter, covered by large and small scales of diverse shapes. The radial shields are wider than long, separated proximally by two large inflated scales and distally by the first dorsal arm plate. The radial area is strongly elevated with irregular scales, almost all of them large. All primary plates are rounded and large. Between the primaries and the central dorsal plate there are additional smaller scales. These smaller scales extend to the inter-radial area. The median distal interradial area of the disc is

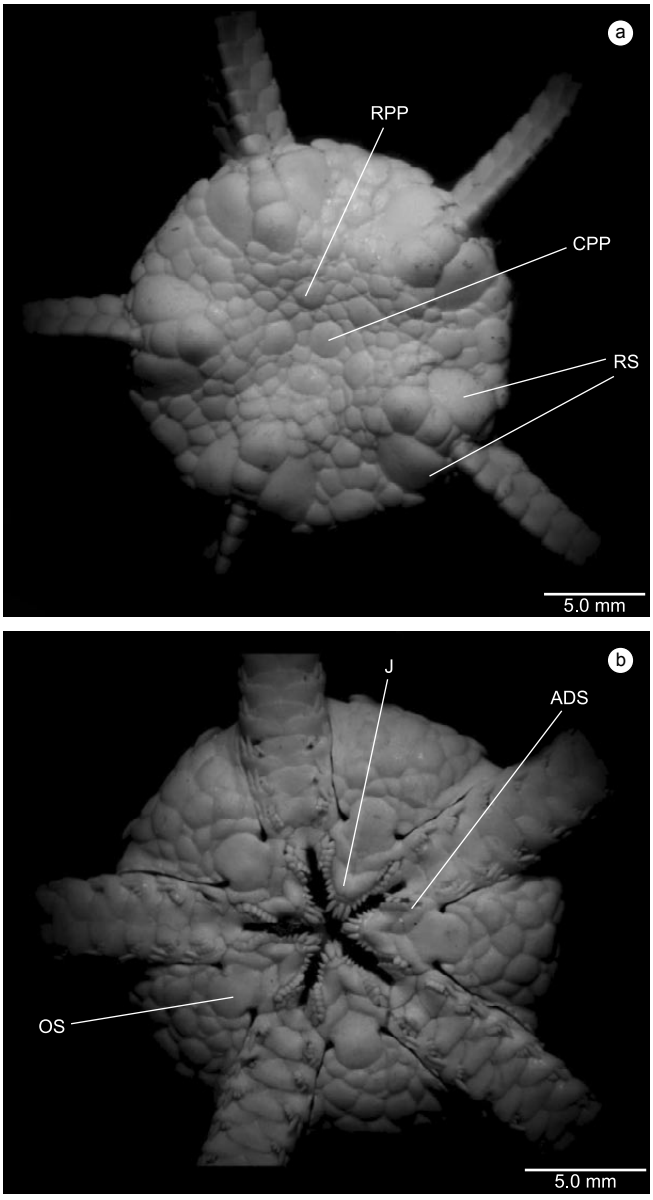


Figure 9. *Ophiura* (*Ophiuroglypha*) *lymani* Ljungman. a) aboral view: CPP- central primary plate; RPP- radial primary plate; RS- radial shields; and b) oral view: OS- oral shield; ADS – adoral shield; J- jaw.

formed by large and inflated scales with emphasis on the most distal scale that is semi-rectangular and extremely inflated. The ventral interradial surface is covered by inflated scales, slightly smaller than those of the dorsal area. The bursal slit is bordered by small pointed spines that progressively become bigger to form the arm comb. The oral shields are long and large, rounded and narrower in their proximal part, with strongly concave lateral edges. The adoral shields are small, narrow, semi-rectangular and contiguous. The jaws are slender, contiguous and slightly elevated on their proximal ends with two pointed infradental papillae those are sitting on the dental plate, followed by five to six oral papillae, the first and the second ones narrow. The following papillae are rounded and the three last ones are in the shape of continuous blocks. The second oral tentacle pore is big, opening outside the mouth slit with four or five scales on each side.

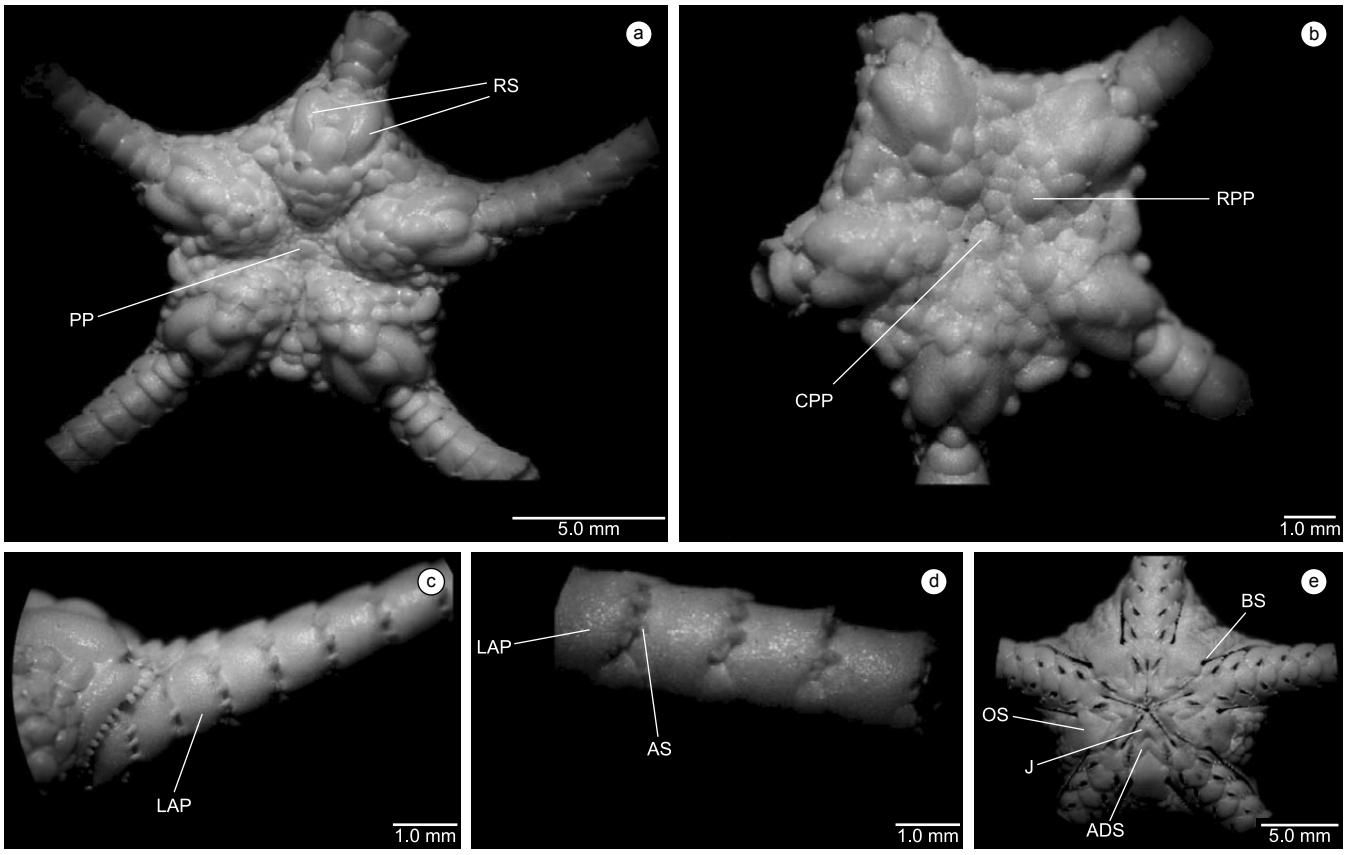


Figure 10. *Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi* sp. nov. a) Holotype, aboral view: CPP- central primary plate; RS- radial shields; b) paratype: CPP- central primary plate; RPP- radial primary plate; c) arm: LAP- lateral arm plate; d) arm: LAP- lateral arm plate; AS- arm spine; e) oral view: BS- bursal slit; OS- oral shield; ADS – adoral shield; J- jaw.

The first three or four ventral arm plates are wider than long and continuous. The following ones are broader than long and increasingly separated distally. Proximally the lateral arm plates are not in contact with each other ventrally, but after the third segment they are in contact. They have three small, thick spines on the proximal end and from the ninth arm segment the central spines are transformed into a small hook. The ventral arm plates are wider than long on the first proximal segments, strongly decreasing in size distally. The tentacle pores present on the first five arm segments of the smaller specimen, and on the first seven segments of the largest specimens, the following formula: A.P.1 = L6-4, V5-4; A.P.2 = L4, V3; A.P.3 = L3, V2; A.P.4 = L3, V2; A.P.5 = L3, V2; A.P.6 = L2, V1; A.P.7 = L2-1, V0.

Variation in the paratype: Hooks appear on the third arm segment in the specimen with 6.5 mm of disc diameter.

Remarks: *Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi* sp. nov. is close to *O. (O.) lymani* Ljungman 1871, *O. (O.) clemens* (Koehler 1904), *Ophiura (O.) irrorata irrorata* (Lyman 1878), and *Ophiura (O.) irrorata concreta* (Koehler 1901), in sharing the shape of disc scales. The present new species differs from *O. (O.) lymani* by the shape of the arm comb papillae (block-shaped in *O. (O.) lymani*), the radial shields and disc plates (shorter in *O. (O.) lymani),* and the dorsal arm plates (extremely elevated in *O. (O.) lymani);* from *O. (O.) clemens* by the shape of the oral shield, the shape of the arm comb, and the shape of the oral papillae (block-shaped in *O. (O.) clemens*); from *O. (O.) irrorata irrorata*, by the height of the disc (lower in *O. (O.) irrorata irrorata*) and the size of the aboral disc scales (smaller in *O. (O.) irrorata irrorata*); from *Ophiura (Ophiuroglypha) polyacantha* Mortensen, 1933 by the high of the dorsal disc scales (lower in *O. (O.) polyacantha*) and by the number of arm spines (nine in *O. (O.) polyacantha*). Finally, *O. (O.) arntzi* sp. nov. differs from *Ophiura (Ophiuroglypha) irrorata concreta* (Koehler 1901), by the size and disposition of the dorsal scales of the disc (larger or smaller in *O. (O.) irrorata concreta*), by the shape and size of the oral shields (pentagonal and as broad as long in *O. (O.) irrorata concreta*) and by the disposition of the spines.

Stegophiura wilhelmi sp. nov. (Figure 11a-c)

Holotype: Sta. # 7177, 995 m, EqMN 2999, 05.03.2001.

Paratype: UFSITAB-96 (1 specimen), collected in the same station that holotype.

Type locality: Chilean margin, 42° 34' 93" S and 74° 50' 25" W.

Etymology: The name honors Dr. Ottmar Wilhelm, one of the founders of Marine Sciences at the University of Concepción.

Diagnose: The slightly pentagonal disc has rounded borders and is covered with irregular, somewhat granulated and inflated scales. The central plate is semi-pentagonal, slightly convex, with the same size or larger than the primaries. The lateral arm plates are of the same width as the dorsal ones, with each plate with one to three or no spines.

Description of the holotype: The slightly pentagonal disc with 21 mm of the diameter has rounded borders and is covered with

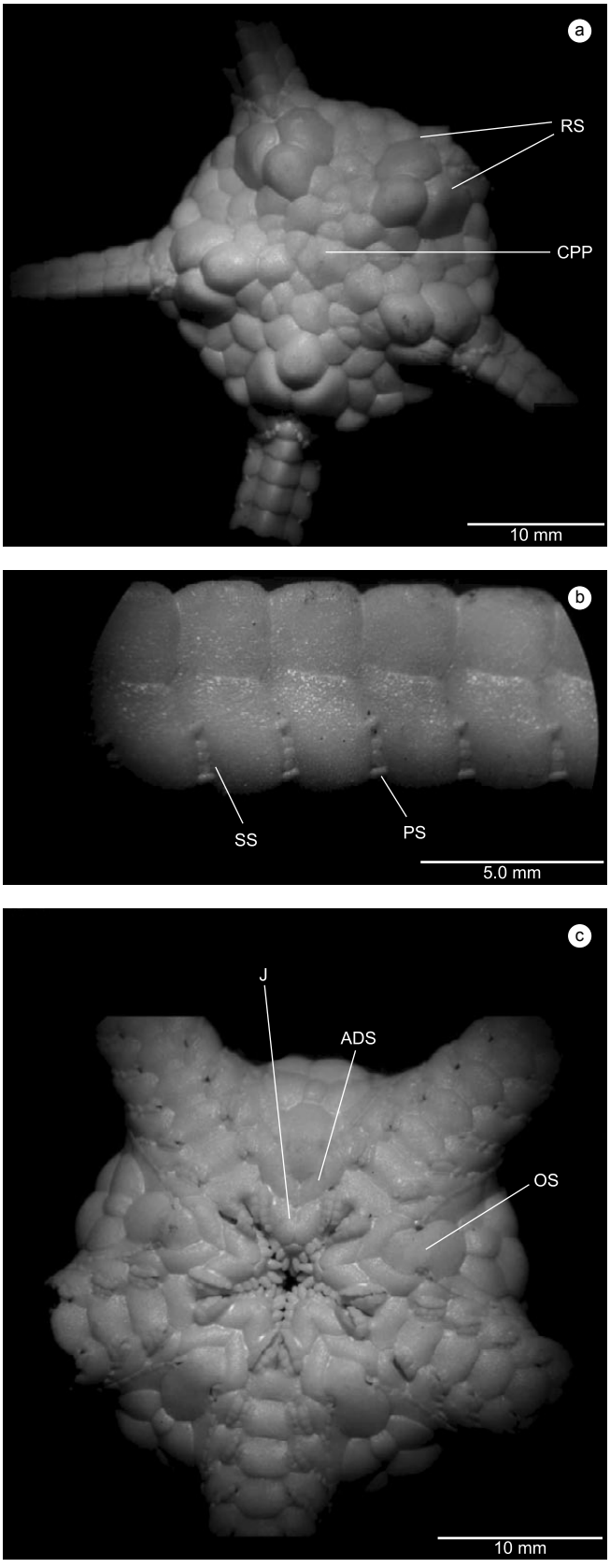


Figure 11. *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. a) aboral view: CPP- central primary plate; RS- radial shields; b) arm: SS- secundary spine; PS- primary spine; and c) oral view: OS- oral shield; ADS- adoral shield; J- jaw.

irregular, somewhat granulated and inflated scales. The central plate is semi-pentagonal, slightly convex, with the same size or larger than the primaries and it is separated from those by five small irregular scales. The primaries are followed in the radial area by larger sub-pentagonal scales, with rounded distal borders, positioned on the proximal zone between the radial shields of the same pair. The radial shields are longer than wide, inflated, and contiguous over their distal third. Each pair of radial shields is separated from neighboring pairs by five scales arranged in the following way: one large proximal scale, two middle ones and three distal scales. These distal scales form the disc edge. The ventral interradial surface is covered with five to six large irregular scales. The bursal slits are narrow and long bordered by flat, rectangular and continuous genital scales that extend to the dorsal surface of the disc were they become narrower and pointed, forming the arm comb. The jaws are longer than wide, formed by strong and inflated plates. The infradental papillae are pointed in number of two on the apex of the jaws, followed by three to two oral papillae with rounded borders on each side of the jaws. The first oral tentacle pore communicates with the oral slit and is bordered by four to five papillae connected with the jaws and adoral shields. Also four papillae are placed on the first ventral arm plate. The adoral shields are inflated, narrow and continuous, close to each other, covering the proximal third of the oral shield and touching the first ventral arm plate and also the first lateral arm plate. The oral shields have a proximal area that gives the shield an arrow-like aspect, with the distal edge well rounded. The rest of the ventral surface is covered by five large scales.

The arms were broken on the studied specimens. The dorsal arm plates are strongly convex, wider than long, on the proximal half of the arm as long as wide. The lateral arm plates are of the same width as the dorsal ones, with each plate with one to three or no spines. On the first arm segment there may be one, two or three spines, which are very small, contiguous and thick; three to four on the second segment; five to six on the third; seven to fourteen on the fourth segment and onwards, varying in size. From the fourth segment the uppermost spine and the middle ones (primaries) are pointed and larger than the others (secondary). The latter are positioned in rows between the primary spines that are connected to the lateral plates. On the fourth arm segment of the largest specimen, a row with up to seven secondary spines above the upper primary ones can be observed. On the fifth segment up to two secondary spines above the upper ones can be observed above the superior primary. The ventral plates of the arms are wider than long and hexagonal on the first segments. There are tentacle pores along the entire arm with tentacle scales distributed according to the following formula: A.P.1 = L6-4, V4; A.P.2 = L4, V3; A.P.3 = L4-3, V3-2; A.P.4 = L4-3, V1; A.P.5, 6, 7, 8, 9 = L3, V1; A. P.10 = L2, V0.

Remarks: The smaller specimen examined had a disc diameter of 15 mm.

According to Djakonov (1954) the genus *Stegophiura* Matsumoto, 1917 possesses few species, mostly in the North Pacific, in particular off Japan. More recently a species was registered in Marion island, subantarctic region (Branch et al., 1993). Only a few species are found in the North Atlantic and also four species belong to the fauna of the former Soviet Union. This is the first time that this genus is recorded in the Eastern South Pacific.

Stegophiura wilhelmi sp. nov. is very close to *S. brachyactis* (H.L. Clark, 1911), *Stegophiura elevata* (Lyman, 1878), *S. nodosa* (Lütken, 1854) and S. *sterea* (H.L. Clark, 1908) in sharing the shape of the disc plates. The present new species differs from *S. brachyactis*

by the size of the central plate (smaller in *S. brachyactis*) and by the shape of the ventral arm plates (tetrahedral in *S. brachyactis*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *Stegophiura elevata* by the size of disc plates (smaller in *S. elevata*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. nodosa* (Lütken 1854) by the position and the shape of the adoral shields (rounded and with no indentation, and located in front of the oral shields in *S. nodosa*), and by the number of brachial spines (smaller in *S. nodosa*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. sterea* (H.L. Clark 1908) by the shape of the arm comb (very narrow and pointed in *S. sterea*), by the number and shape of the arm spines (four to five pointed primary spines and fifteen pointed secondary spines in *S. sterea*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. stuwitzii* (Lütken 1857) by the size of the radial shields (very narrow and short in *S. stuwitzii*), by the number of oral papillae (approximately seven in *S. stuwitzii*), by the disposition of the arm spines (completely separated, not forming a series in *S. stuwitzii*), and finally, by the presence of a crest on the first ten ventral arm plates in *S. stuwitzii*. *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. sladeni* (Duncan 1879) by the shape and number of the papillae on the arm comb (pointed and numerous (13) primary spines in *S. sladeni*), and also, by the ventral arm plates (with an elevation in *S. sladeni*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov., differs from *S. carinata* Djakonov, 1954 by the latter's dorsal surface of the disc (covered with scales smaller and more numerous in *S. carinata*) by the primary scales (small in *S. carinata*), by the arm comb (formed by narrow and long papillae in *S. carinata*), by the dorsal arm plate of the mid-distal area (short and wide excavated in *S. carinata*), and by the proximal ventral arm plates (with a median elevation *S. carinata*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. macrarthra* H. L. Clark, 1915 by the shape of dorsal disc plates (larger in *S. macrarthra*), by the number of primary spines (3 to 4 primary spines and a crest on the middle region of the proximal ventral arm plate in *S. macrarthra*). *Stegophiura wilhelmi* sp. nov. differs from *S. vivipara* Matsumoto, 1915 by the arrangement and number of the dorsal interradial plates (large square plate separating the pair of radial shields and the pairs next to it in *S. vivipara*) and by the number of oral papillae (5 in *S. vivipara*).

Amphiophiura gallardoi sp. nov. (Figure 12a-c)

Holotype: Sta. # 7166, 1,424 m, EqMN 2995, 06.25.2001.

Paratypes: EqMN 2996 (9 specimens) and UFSITAB-84 (7 specimens), collected in the same station that holotype.

Type locality: Chilean margin, 36° 27' 99" S and 73° 46' 47" W.

Etymology: The name honors Prof. Dr. Víctor Ariel Gallardo, of the Department of Oceanography of the University of Concepción, one of the main organizers and cruise-leaders of the PUCK expedition.

All of them with disc diameters between 6 and 13.5 mm.

Diagnosis: The disc is pentagonal and covered by large, tumid scales mixed with very small ones. The primary plates are well defined. Between the central primary plate and the radial primaries, numerous small scales can be observed; some resembling just small grains.

Description of the holotype: The disc is pentagonal and covered by large, tumid scales mixed with very small ones. Disc with 11 mm of the diameter. The primary plates are well defined. Between the central primary plate and the radial primaries, numerous small scales can be observed; some resembling just small grains. The radial shields are small and longer than wide, separated by three to five large scales of varying size and shape, the middle one being larger than the others. The larger scales are almost always tumid. The interradial dorsal surface area contains two large scales, extremely well defined and surrounded by small scales of diverse shape. The ventral area is covered by scales, similar to those of the dorsal surface, except that these are smaller. The bursal slits extend from the oral shields to the dorsal surface of the disc. The genital scales are long, with a series of small, quadrangular to rounded scales arranged continuously

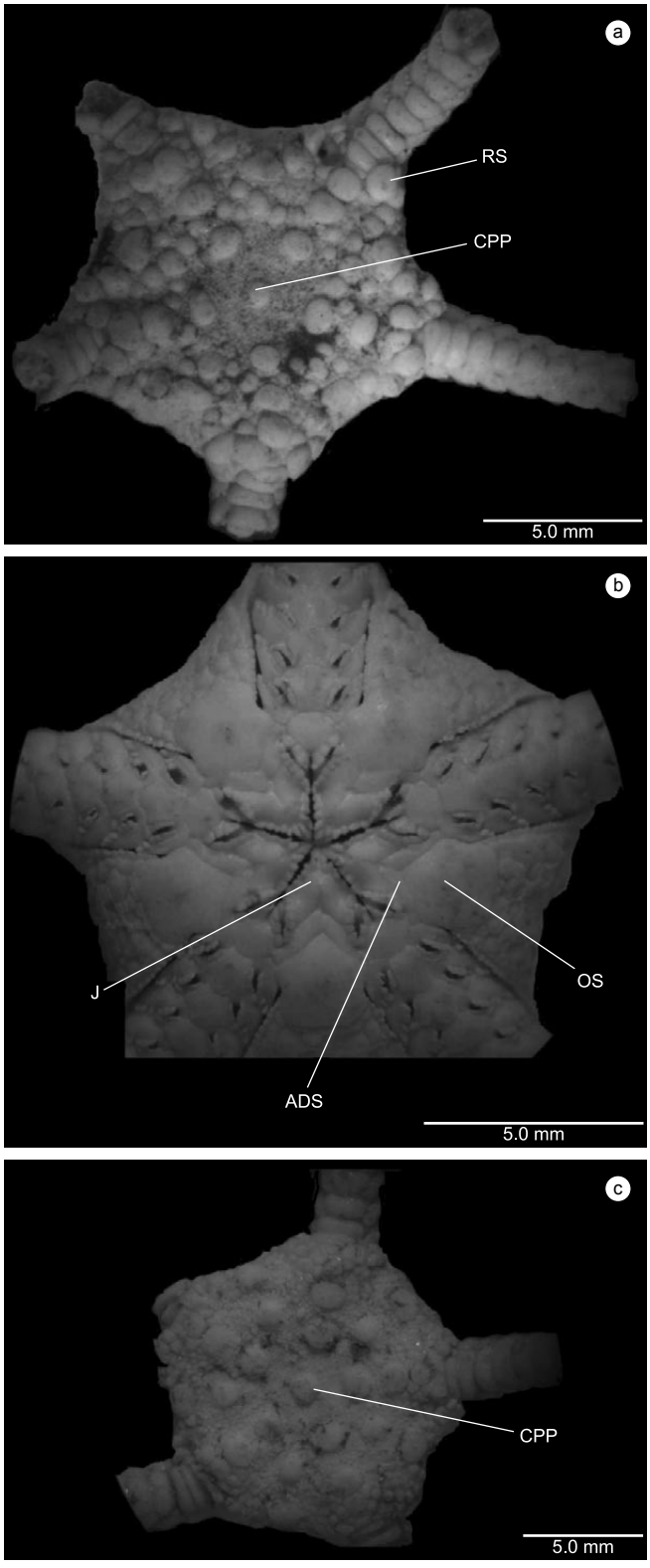


Figure 12. *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. a) Holotype, adoral view: CPP- central primary plate; RS- radial shields; b) oral view: OS- oral shield; ADS – adoral shield; J- jaw; and c) Paratype, aboral view: CPP- central primary plate.

distalwards forming the arm comb. The oral shields are large and sub-pentagonal with a slight lateral indentation and with a narrow proximal edge. The adjacent adoral shields are narrow. The jaws are short and slightly elevated in their proximal part. The teeth are large and pointed. There are one or two pointed infradental papillae, and four to six oral papillae with the proximal ones slightly narrower. The remaining papillae are semi-rectangular, all located in the middle of the proximal portion of the jaws, ranging from very small to very big ones. The second oral tentacle pore is large and close to the oral slit. Seven scales are attached to the distal part of the jaws, and the proximal part of the adoral shields; and four to five scales are associated with the first ventral arm plates.

The arms of the holotype are broken. The first four dorsal arm plates are rectangular and tumid; following ones range from sub-triangular to triangular, decreasing in size along the arm. The lateral arm plates are large, and from the fourth to the seventh segments they are contiguous on the ventral area with five to seven short and thick arm spines. The first ventral arm plate is hexagonal, the following ones become pentagonal. The tentacle scales are distributed in the following way: A.P.1 = L5, V5; A.P.2 = L5, V5; A.P.3 = L5, V5; A.P.4 = L4, V3-4; A.P.5 = L4, V3; A.P.6 = L3, V2; A.P.7 = L3, V1; A.P.8 = L3, V1; A.P.11 = L2, V1; A.P.17 = L0, V0.

Variations in the Paratypes: Differences among the scales of the dorsal surface of the disc relate mainly to their form, size, height and position. These variations were found in practically all specimens but allowed to recognize two basic groups: (1) a first group composed of specimens where small, slightly high scales predominate, and (2) a second group with larger and high scales. All the specimens presented some differences.

Remarks: *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. is close to *A. bullata bullata* (Wyville-Thompson, 1877), *A. bullata convexa* (Lyman, 1878), *A. bullata vitjazi* Litvinova, 1971, *A. metabula* H. L. Clark, 1915, *A. saurura* (Verrill, 1894), and *A. sculptilis* (Lyman, 1878) in sharing plates with varying sizes on the dorsal surface of the disc. *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. bullata bullata*, *A. bullata convexa*, *A. bullata vitjazi*, *A. metabula*, *A. saurura*, and *A. sculptilis*, by the size and shape of the radial shields (bigger in *A. bullata bullata, A. bullata convexa and A. bullata vitjaz;* rectangular to teardrop shaped in *A. metabula* and *A. saurura*; rectangular in *A. sculptilis*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *Amphiophiura paucisquamata* Ziesenhenne, 1940, by the size and number of dorsal scales (few large and pitted dorsal disc plates in *A. paucisquamata*) and in the small number of arm spines (2 or 3 *A. paucisquamata*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *Amphiophiura irregularis* Ziesenhenne, 1940, by the size of the radial shields (large, slightly longer than wide, and broadly in contact in *A. irregularis*) and by the all the plates are finely granular in *A. irregularis*. *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *Amphiophiura oediplax* (H.L. Clark, 1911) by the shape of radial shields (almost square in *A. oediplax*) and by the number of tentacles scales (two or three, and only one toward the arm tips in *A. oediplax*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. penichra* (H.L. Clark, 1911) by the number of arm spines (one very papilliform in *A. penichra*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. pachyplax* Djakonov, 1954 by the oral shields (wide distally in *A. pachyplax*) and by the number of arm spines (only one in *A. pachyplax*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. ponderosa* (Lyman, 1878) by the plate pattern of the ventral side of the disc (interradially covered with four large plates in *A. ponderosa*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. megapoma* (H.L. Clark, 1911) by the number of arm spines (4 to 5 in *A. megapoma*), by the smaller number of the oral papillae (3 small and obtuse papillae in *A. megapoma*) and by the lack of scales on the inner side of the tentacle pores, even on the proximal joints in *A. megapoma*. *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. gibbosa* Mortensen, 1936 by the adoral plates of the disc (bigger in *A. gibbosa*), and by the number of the oral papillae (three in *A. gibbosa*). *Amphiophiura gallardoi* sp. nov. differs from *A. rowetti* Smith, 1923, by size of adoral scales of the disk (bigger in *A. rowetti*).

Suborder Gnatophiurina Matsumoto, 1915

Super family Gnathophiuridea Matsumoto, 1915

Family Amphiuridae Ljungman, 1867

Amphioplus magellanica (Mortensen, 1936) (Figure 13a, b). Material examined: Sta. # 7105, 1,775 m, UFSITAB-87 (1 specimen).

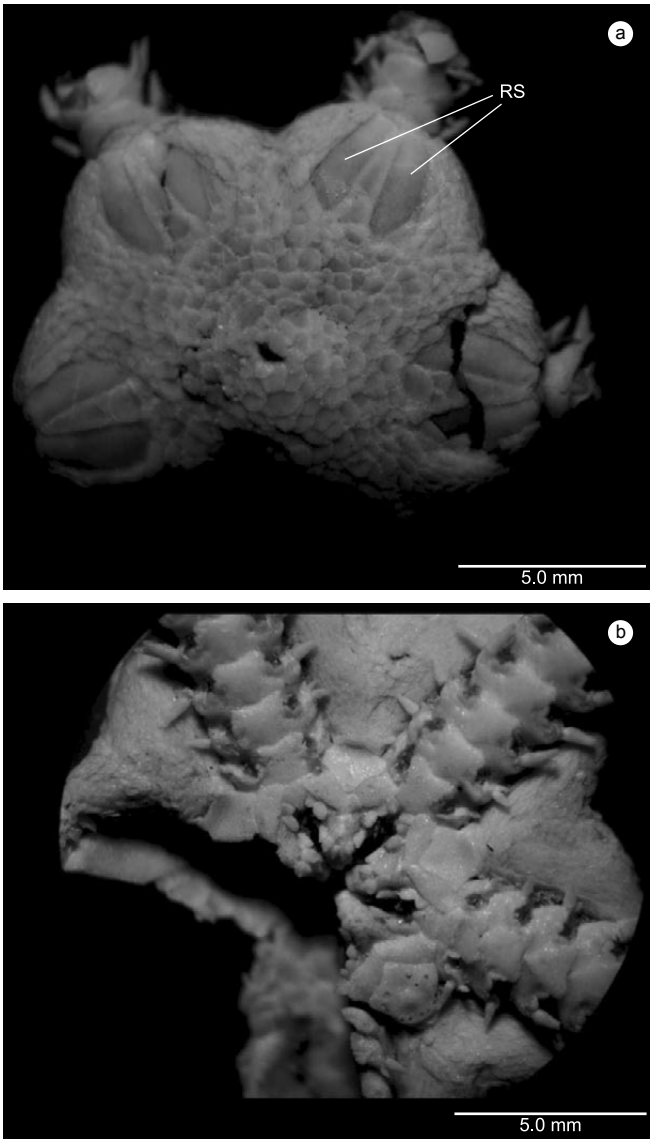


Figure 13. *Amphioplus magellanica* (Mortensen). a) aboral view: RS- radial shields. and b) oral view.

Distribution: Chilean Margin (31° to 39° S) with bathymetric distribution around 300 m.

Suborder Ophiolepidina Ljungman, 1867

Family Ophiolepididae Ljungman, 1867

Ophiomusium biporicum Castillo-Alárcon, 1968 (Figure 14a, b)

Material examined: Sta. # 7178, 507 m, EqMN 2994 (3 specimens); UFSITAB-85 (2 specimens)

Distribution: Chilean margin (20° 15' S and 70° 18` W), bathymetric distribution around 582 m.

Ophiomusium lymani Wyville-Thomson, 1873 (Figure 15a, b)

Material examined: Sta. # 7106, 1,312 m, EqMN 3006 (8 specimens); Sta. # 7174, 1,153 m, EqMN 3005 (6 specimens), UFSITAB-91 (4 specimens); Sta. # 7177, 995 m, EqMN 2997 (1 specimen).

Distribution: This species is found in the Pacific, Indian and Atlantic Oceans, with a bathymetric range of 651-4,829 m.

Discussion

Castillo-Alarcón (1968), with base on the ophiuroid fauna, divided the Chilean margin into three biogeographical zones: 1) from the extreme northern Chile to Talcahuano (i.e., central Chile), including the Juan Fernández Archipelago (20° S to 36° S) occupied by warm-temperate water species; 2) between Talcahuano and Valdivia (36° S to 39° S), (i.e., central-South Chile). a transition zone with cold-temperate and warm-temperate water species; 3) from Valdivia (central-South Chile) to the South, end of Chile with cold-temperate species. The species collected by Expedition "PUCK" can be distributed as follows:

1) First zone: *Asteronyx loveni, Ophiolimna bairdi, Ophiocten amitinum, Ophiura (Ophiuroglypha) arntzi* sp. nov., *Amphioplus magellanica* and *Ophiomusium lymani;* 2) Transition zone: *Asteronyx loveni, Ophiocten amitinum* and *Amphiophiura gallardoi* sp. nov; 3) Third zone: *Gorgonocephalus chilensis, Astrotoma agassizii, Astrodia tenuispina, Ophiomyxa vivipara, Ophiacantha* sp. *Stegophiura wilhelmi* sp. nov., *Ophiura (Ophiuroglypha) lymani, Ophiomusium biporicum,* and *Ophiomusium lymani.*

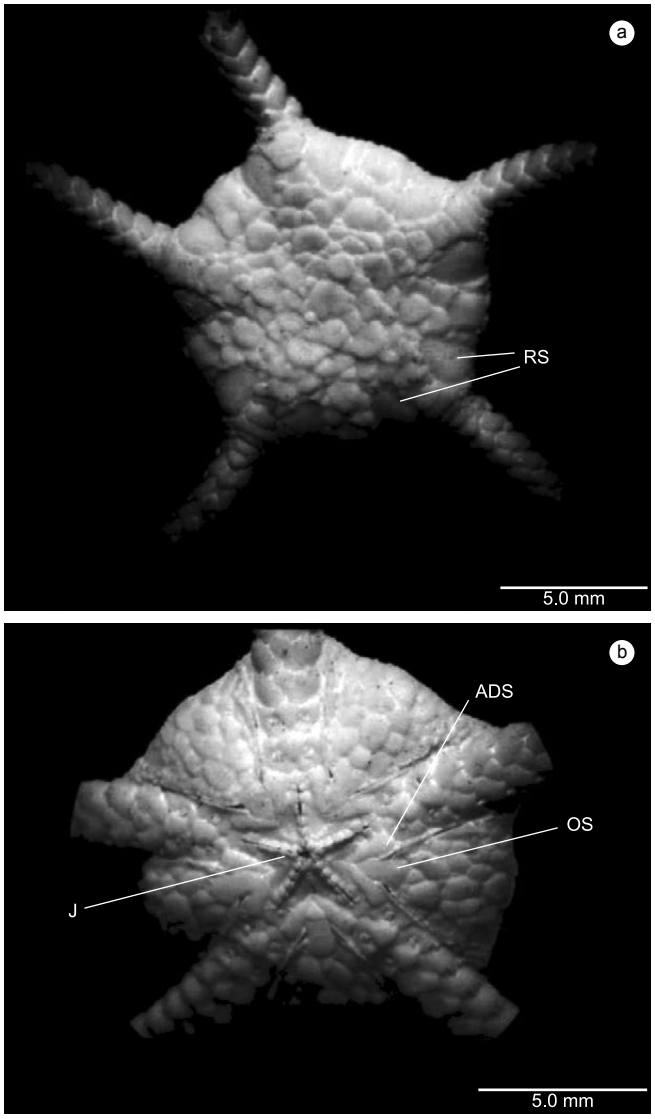


Figure 14. *Ophiomusium biporicum* Castillo-Alárcon. a) adoral view: RS- radial shields; and b) oral view: OS- oral shield; ADS – adoral shield; J- jaw.

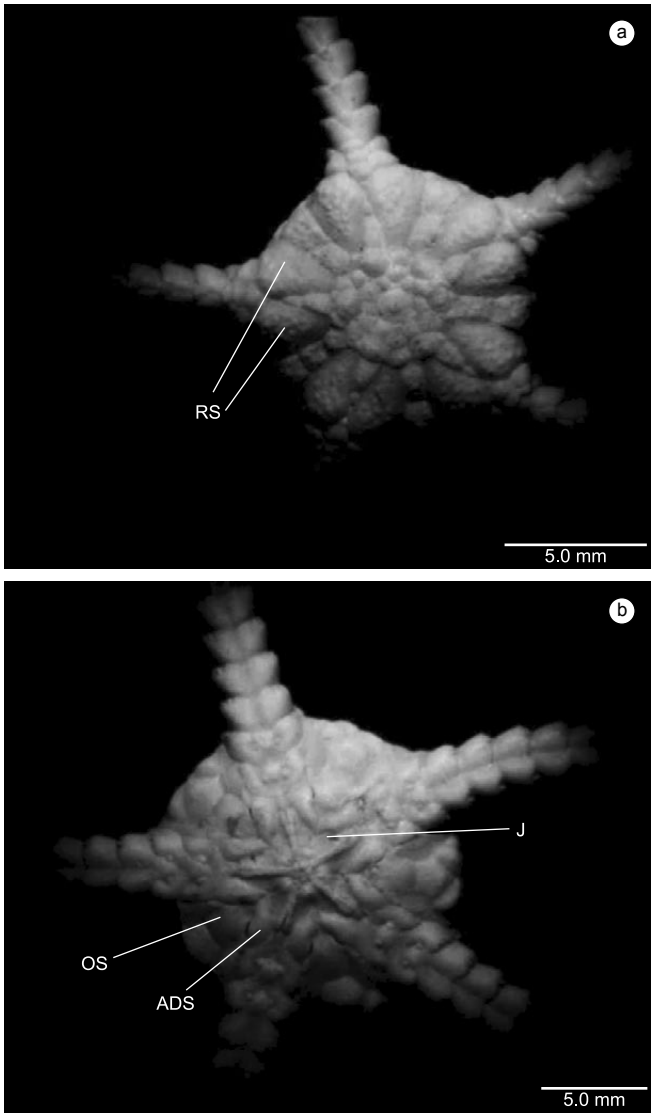


Figure 15. *Ophiomusium lymani* Wyville-Thomson. a) vista aboral: RS- radial shields. and b) oral view: OS- oral shield; ADS – adoral shield; J- jaw.

Some authors have tried to understand the circumpolar distribution of some echinoderm species and the faunal relationship between the sub-Antarctic islands, Southern South America, Southern Africa, New Zealand and the Antarctic regions based on a possible submarine topographic connection that could have been available between the end of the Cretaceous or the beginning of the Tertiary (Jaramillo, 1981). Fell (1962) suggested that one of the topographic connections for the echinoderm fauna from the Southern Hemisphere (Antarctic and sub-Antarctic regions) could have been provided by a string of islands separated by narrow channels, uniting the Antarctic, Chile, Argentina, Malvinas Islands, the Scotia Arch and the western Antarctic archipelagos. According to Jaramillo (1981), these topographic links could explain the clear faunal relationships between the archipelagos of the Chiloé and the Los Chonos islands (Southern Chile) with southern Argentina, Malvinas Is., the South Georgia's and the Antarctic.

Acknowledgements

I am grateful to Dr. Sabine Stöhr of the Stockholm Museum of Natural History, for her kind help with literature and valuable indications on the identification of some species, manuscript revision and valuable suggestions. I would like to thank Dr Vítor A. Gallardo director of the Center of Oceanographic Investigation on the Easter South Pacific at Marine Biology Station of the Concepción University, Chile, for facilities in Chile, and the valuable suggestions for the manuscript. Thanks to Dr. Eduardo Quiroga, from the Center for Research in Patagonian Ecosystems (CIEP), Coyhaique, Chile, for the collection and sorting of the material, and Dr. Dirk Hebbeln, of Geomar, Bremen University, Bremen, Germany, Chief Scientist of the PUCK Expedition. This is a contribution of the CONICYT-Chile, FONDAP-Humboldt and FONDAP-COPAS grants to the University of Concepción, Chile.

References

ARNTZ, W.E., GORNY, M., SOTO, R., LARDIES, M.A., RETAMAL, M.A. & WEHRTMANN, I.S. 1999. Species composition and distribution of decapod crustaceans in the waters off Patagonia and Tierra del Fuego, South America. Sci. Mar. 63(1):303-31.

BERNASCONI, I. & D'AGOSTINO, M.M. 1977. Ofiuroídeos del mar epicontinental argentino. Rev. Mus. Arg. Cs. Nat. Hidrobiologia 5(5):65-114.

BRANCH, M.L., JANGOUX, M., ALVÁ, V., MASSIN, C.I. & SAMPANATO, S. 1993. The Echinodermata of subantarctic Marion and Price Edwards Islands. S. Afr. J.Antarct. Res. 23(1):37-70.

CASTILLO-ALÁCON, J.G. 1968**.** Contribución al conocimiento de los ofiuroídeos chilenos**.** Gayana Zool. 14:3-63.

DAHM, C. 1999. Ophiuroids (Echinodermata) of southern Chile and the Antarctic: Taxonomy, biomass, diet and growth of dominant species. **In** Magellan-Antarctic: Ecosystems That drifted apart (W.E. Arntz & C. Ríos, eds.). Sci. Mar. 63(Supl. 1):427-432.

DJAKONOV, A.M. 1954. Ophiuroids of the USSR. Moscow, 136p. (Translated from Russian by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1967, 123p.)

FELL, H.B. 1962. A revision of the major genera of amphiurid Ophiuroidea. Trans. Roy. Soc. N. Z. Zool. 2:1-26.

JARAMILLO, E. 1981. Ofiuroídeos de los archipiélagos de Chiloé y los Chonos. S. Neotr. F. Env. 16:113-136.

LUDWIG, H. 1898. Die Ophiuren der Sammlung Plate. Zool. Jahrb. Suppl. 4:750-786.

LUDWIG, H. 1899. Ophiuroideen. (Ergebnisse der Hamburger Magalhaensischen Sammelreise 1892-1893. I Band).

LYMAN, T. 1878. Ophiuridae and Astrophytidae of the H.M.S. *Challenger* Expedition. Part I. Bull. Mus. comp. Zool. Harv. 5(7):65-168.

LYMAN, T. 1882**.** Report on the Ophiuroidea dredged by H. M. S. Challenger, during the years 1873-1876. Rep. scient. Res. Voy. Challenger. Zool. 5:1-387.

MORTENSEN, T. 1936**.** Echinoidea and Ophiuroidea. Discovery Rep. 12:200-348.

MORTENSEN, T. 1952. Echinoidea and Ophiuroidea. Report of the Lund University Chile Expedition 1948-49. Acta Univ. Lund. N. F. 47(8):1-22.

O'HARA, T.D. & STÖHR, S. 2006. Deep water Ophiuroidea (Echinodermata) of New Caledonia: Ophiacanthidae and Hemieuryalidae. Tropical Deep Sea Benthos. Memoir. Mus. Natl Hist. 193(24):33-141.

PATERSON, G.L.J. 1985**.** The deep-sea Ophiuroidea of the North Atlantic Ocean. Bull. Br. Mus. (nat. Hist.) Zool. 49(1):1-162.

QUIROGA, E. & SELLANES, J. 2009. Growth and size-structure of *Stegophiura* sp. (Echinodermata: Ophiuroidea) on the continental slope off central Chile: a comparison between cold seep and non-seep sites. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 89(2):421-428.

SMITH, A.B., PATERSON, G.L.J. & LAFAY, B. 1995**.** Ophiuroid phylogeny and higher taxonomy: Morphological, molecular and palaeontological perspectives. Zool. J. Linn. Soc. 114(2):213-243.

STÖHR, S. 2005. Who's who among baby brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea): postmetamorphic development of some North Atlantic forms. Zool. J. Linn. Soc. 143(4):543-576.

TOMMASI, L.R. 1976. Ophiuroidea collected the Peru-Chile trench by the USNS "ELTANIN" during Cruise III. Pap. Avulsos Zool. 29(28):281-318.

Received 21/11/09
Revised 31/03/10
Accepted 15/04/10

Espécies novas de *Chromatonotus* Hebard, 1920 (Blattellidae, Blattellinae) do Brasil

***Sonia Maria Lopes*[1,2,3] *& Andréa Khouri*[1]**

[1]Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro, Brasil
[2]Pesquisadora do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico – CNPq
[3]Autor para correspondência: Sonia Maria Lopes, e-mail: sonialfraga@gmail.com

LOPES, S.M. & KHOURI, A. **New Species of *Chromatonotus* Hebard, 1920 (Blattellidae, Blattellinae) from Brazil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01810022010.

Abstract: Two new species of *Chromatonotus* are described (*Ch. caruaruensis* and *Ch. stylosus*) and illustrated from males specimens from Pernambuco and Amazonas States, Brazil, respectively. This species can be distinguished from the others species of the genus by the configuration of the genital structures and coloration of the head and pronotum.
Keywords: *Blattaria, neotropics, new species, taxonomy.*

LOPES, S.M. & KHOURI, A. **Espécies novas de *Chromatonotus* Hebard, 1920 (Blattellidae, Blattellinae) do Brasil**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn01810022010.

Resumo: Duas espécies novas de *Chromatonotus* são descritas (*Ch. caruaruensis* e *Ch. stylosus*) e ilustradas baseadas em exemplares machos dos Estados de Pernambuco e Amazonas, respectivamente. Essas espécies distinguem-se das outras espécies do gênero pela configuração das estruturas genitais e a coloração da cabeça e pronoto.
Palavras-chave: *Blattaria, neotrópico, espécie nova, taxonomia.*

Introdução

O gênero *Chromatonotus* foi descrito por Hebard (1920) designando como genotype (espécie tipo) *Chromatonotus lamprus* originária do Panamá, e colocando no novo gênero *Phyllodromia infuscata* Bruner, 1906 (Venezuela; Trinidad e Tobago) e *Phyllodromia notata* Brunner von Wattenwyl, 1893 (Grenada; Trinidad and Tobago; Venezuela; Suriname; Guiana Francesa) e descrevendo *Ch. heterus* (Panamá). Posteriormente, Hebard (1922a) descreveu *Ch. andagoyae* (Colômbia). Hebard (1922b) descreveu *Ch. agunae* (Guatemala) e em (Hebard 1933) *Ch. quarequae* (Panamá). Princis (1959) revisando os tipos de Walker e Kirby do British Museum acrescentou *Pseudomops melandryoides* Walker, 1868 (Brazil) a *Chromatonotus.* Rocha e Silva Albuquerque (1964, 1971, 1974) descreveu quatro espécies: *Ch. coloratus* (Venezuela), *Ch. petropolitanus, Ch. inusitatus* e *Ch. elegantula*. Salazar (2004) descreveu uma subespécie *andagoyae chocoensis* da Colômbia e Fisk & Wolda (1978) publicou uma chave para famílias e gêneros de baratas do Panamá incluindo o gênero *Chromatonotus* bem como uma chave de espécies de *Chromatonotus* incluindo as espécies *lamprus, quarequae, heterus*. A subespécie de Salazar (2004) foi baseada em um espécimen com 42 mm e *Ch. andagoyae* tem somente 11,3 mm, não havendo menção sobre a configuração do sétimo tergito. Por outro lado a Figura 18 (genitália) em seu trabalho configura um membro da família Blattidae (*Pelmatosilpha* ou *Eurycotis*), e também necessita de uma mais aprofundada revisão. Posteriormente, Wolda et al. (1983) listaram seis espécies e registraram aquelas mencionadas anteriormente para o Panamá. Ramírez Pérez (1988) em sua Revisión taxonómica de las cucarachas de Venezuela listou as espécies *infuscatus, notatus* and *coloratus* para a Venezuela, bem como apresentou uma chave para Géneros de Blattellidae incluindo *Chromatonotus.*

Das quatro espécies descritas por Rocha e Silva Albuquerque (1964, 1971, 1974), duas foram transferidas ao gênero *Ischnoptera* (*inusitatus a Ischnoptera inusitata* (Rocha e Silva Albuquerque, 1971) (Rocha e Silva-Albuquerque & Lopes, 1977) e *petropolitanus* que foi considerada em sinonímia júnior para *Ischnoptera inclusa* (Rocha e Silva Albuquerque, 1968) (Rocha e Silva-Albuquerque & Lopes, 1977) (Roth 2003). Recentemente Lopes & Khouri (2008) descreveram duas novas espécies do Brasil (*chirostylatus* and *sinopensis*), e ressaltaram em *Chromatonotus* o caráter da modificação tergal evidenciada na forma de um conjunto de cerdas simétricas no primeiro segmento abdominal, que pode estar pouco nítido. Hebard (1922a) já havia assinalado essa modificação não definindo-a em relação ao número do segmento do abdome referindo-se "the media segment is supplied with hairs in a transverse area, these hairs becoming thickly placed mesad". Ramirez Perez (1988) com base em Hebard usou o mesmo caráter em sua chave para definir o gênero. Beccaloni (2007) listou 11 espécies para o gênero, Veléz (2008) reafirmou a presença de *Ch. andagoya* e *Ch. andagoya chocoensis* na Colômbia e Pellens & Grandcolas (2008), em seu catálogo listaram apenas duas espécies para o Brasil. Atualmente, 12 espécies estão descritas para o gênero, sendo que seis estão registradas para o Brasil (*Ch. melandryoides, Ch. elegantula, Ch. chirostylata, Ch. sinopensis, Ch. caruaruensis e Ch. stylosus*), havendo necessidade de mais estudos a respeito para dirimir dúvidas sobre a permanência no gênero de algumas das espécies descritas pelos autores.

As espécies de *Chromatonotus* se encontram distribuídas geográficamente na Guatemala, Trinidad, Panamá, América do Sul na Colômbia, Venezuela e no Brasil, onde já foram coletados espécimens nas regiões norte, nordeste, sudeste e centro-oeste.

Caracterizam-se pelo tamanho pequeno variando de 10-13 mm, espaço interocular estreito nos machos, ocelos salientes; pronoto fracamente convexo sendo mais largo que longo. Tégminas e asas desenvolvidas em ambos os sexos. Pernas pequenas; fêmur anterior apresentando na face ântero-ventral cerca de quatro espinhos alongados, sucedidos por uma série de espinhos minúsculos e esclerotinizados decrescendo para o ápice, terminando por três apicais mais fortes e alongados. No abdome o primeiro tergito com dois conjuntos simétricos de cerdas próximos à região mediana (Lopes & Khouri 2008) reforçam a caracterização do gênero, bem como a ausência de modificação tergal nos sétimo e oitavo segmentos (Hebard 1920).

Neste trabalho são acrescentadas ao gênero mais duas espécies do Brasil: *C. caruaruensis* sp. nov. e *C. stylosus* sp. nov., coletadas em região de clima do tipo tropical semi-árido quente chuvoso da cidade de Caruaru no Estado de Pernambuco e equatorial quente e úmido da cidade de Coari no Estado do Amazonas.

O material foi analisado com base na observação das placas genitais utilizando-se técnicas tradicionais para dissecção (Lopes & Oliveira 2000), sendo a designação das mesmas e a identificação taxonômica feitas com base nos conceitos propostos por Roth (2003).

Encontram-se as peças de genitália dissecadas, imersas em glicerina, em microtubos de vidro, e acondicionados junto ao exemplar respectivo, montado em alfinete entomológico na coleção entomológica do Museu Nacional (MNRJ).

Resultados

1. Chromatonotus caruaruensis sp. nov.

Material-tipo: Holótipo ♂. BRASIL, Pernambuco, Fazenda Caruaru, 900 m, IV/1972, Alvarenga col.; Parátipos 15♂ e 9♀, dados iguais ao holótipo.

Medidas (mm), holótipo ♂ e parátipo ♀. Comprimento total. 12,0; comprimento do pronoto. 2,0; largura do pronoto. 3,0; comprimento tégmina. 10,0; largura da tégmina. 2,5.

Coloração geral castanho-clara brilhante. Pronoto, médio-anteriormente, com duas manchas simétricas e paralelas castanhas, e a margem basal estreita castanho-escura Cabeça com mancha simétrica castanho-amarelada entre os olhos, antenas, palpos maxilares e labiais com tomentosidade dourada. Tégminas com tronco inicial de todas as veias mais escuro; pernas claras e pálidas com pulvilos esbranquiçados.

Cabeça subtriangular, vértice arredondado (Figura 1) e exposto sob o pronoto; olhos alongados, ocelos bem nítidos; espaço interocular pouco menor que a distancia entre os ocelos; antenas longas e tomentosas; palpos maxilares tomentosos com terceiro e quinto artículos maiores que o quarto, quinto artículo dilatado.

Tórax com pronoto sub-trapezoidal, com abas laterais amplas e defletidas, com entorno arredondado, ápice curvo e base levemente angular (Figura 2). Pernas espinhosas, fêmur anterior na face ântero-ventral apresentando três espinhos robustos da base até a região mediana, sucedidos por uma série de pequeninos espinhos, terminando em dois espinhos apicais robustos, sendo o mais apical maior; face póstero-ventral com dois espinhos robustos, sendo um deles apical. Fêmur médio e posterior com espinhos robustos e espaçados, sendo um apical; disposição dos espinhos semelhante em ambas as faces ventrais; presença de espinho genicular; pulvilos em todos os artículos tarsais e arólios presentes e pequenos. Unhas simples e simétricas. Tégminas alongadas, campo marginal defletido, estreito e levemente côncavo; campo escapular estreito e alongado, com disposição oblíqua das veias; campo discoidal com disposição longitudinal das veias e campo anal amplo e alongado, com cinco veias dispostas longitudinalmente. Asas com campo anterior no setor costal apresentando os ápices

dos ramos da radial dilatados; triângulo apical presente e desenvolvido; campo anal dobrado em leque.

Abdome. Modificação tergal no primeiro segmento com grupamento simétrico de diminutas cerdas (Figura 14). Placa supra-anal projetada medianamente entre os cercos, com forma triangular, apicalmente; cercos alongados e ciliados; parapróctos no interior da placa especializados com prolongamentos espiniformes (Figura 3). Placa subgenital assimétrica e com cerdas em toda a superfície; estilos pequenos, com forma e tamanho diferenciados, localizados na região mediano-apical, próximos um do outro, voltados para o bordo da placa, sendo os dois com ápices espiniformes (Figura 4). Falômero esquerdo em forma de gancho com reentrância pré-apical acentuada (Figura 7). Esclerito mediano longo com haste delgada e ápice afilado (Figura 6). Falômero direito em forma de um Y invertido apresentando os braços diferenciados em forma e tamanho (Figura 5).

Etimologia: O nome da espécie é oriundo da localidade onde foi coletado o material-tipo.

Discussão

A espécie em relação ao macho se distingue de todas as espécies do gênero até o momento conhecidas e publicadas pela configuração de todas as estruturas genitais, coloração da cabeça e pronoto. Ambos macho e fêmea são semelhantes na configuração e coloração em geral.

2.Chromatonotus stylosus sp. nov.

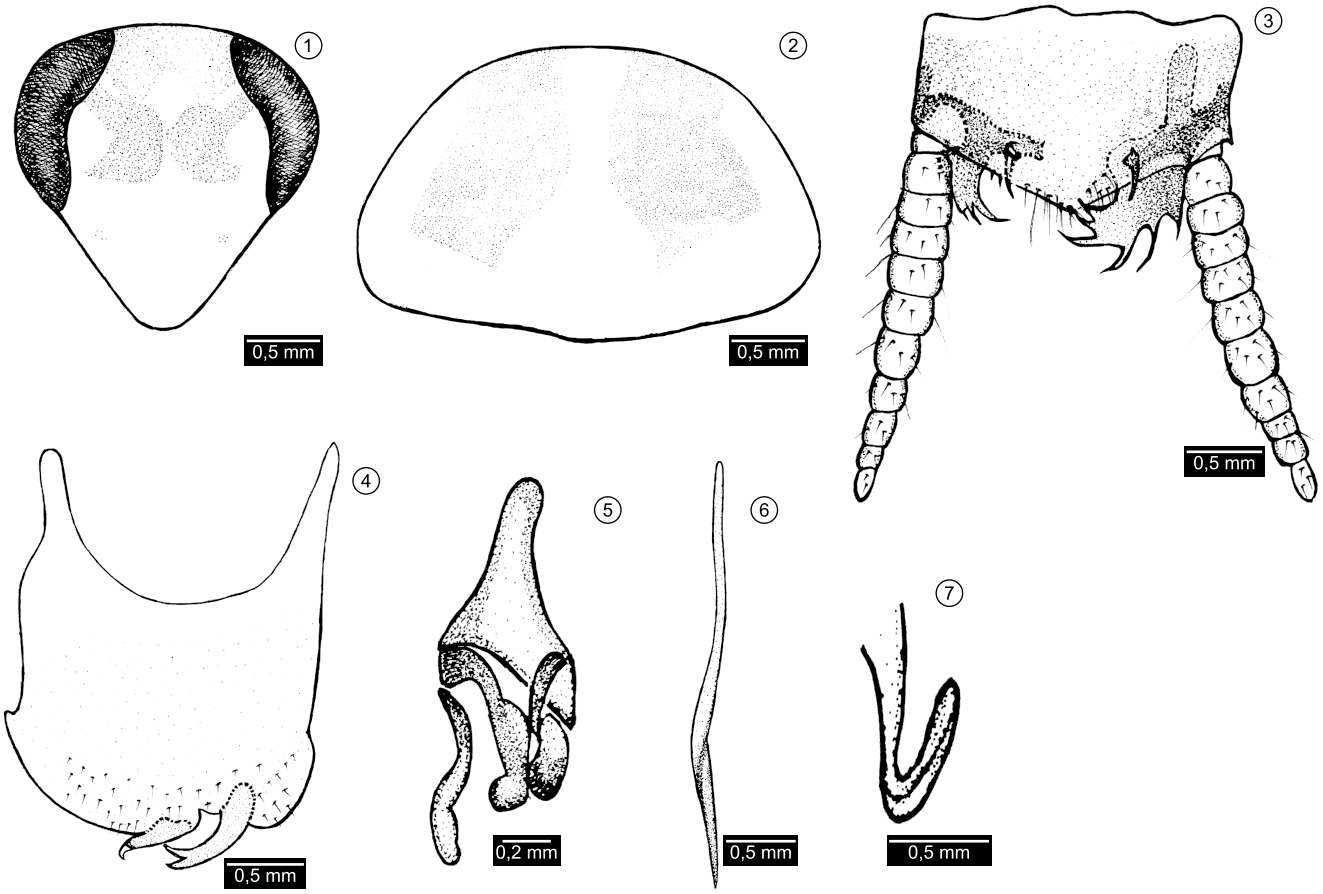
Material-tipo. Holótipo ♂, BRASIL, Amazonas, Coari, Rio Urucu, Ig. Marta-3, 4° 50' 0.73" S/65° 02' 37" W, 14-25/VIII/1993, P. F., Buhrnheim et al. cols.

Medidas (mm) holótipo ♂. Comprimento total. 13.0; comprimento do pronoto. 2.0; largura do pronoto. 3.0; comprimento da tégmina. 11.0; largura da tégmina. 3.0.

Coloração geral castanho-clara brilhante. Pronoto com disco central amarelado. Cabeça castanho-escura, olhos negros, ocelos esbranquiçados, antenas, palpos maxilares e labiais com tomentosidade dourada. Pernas claras com espinhos castanhos. Tégminas claras e brilhantes, com tomentosidade dourada.

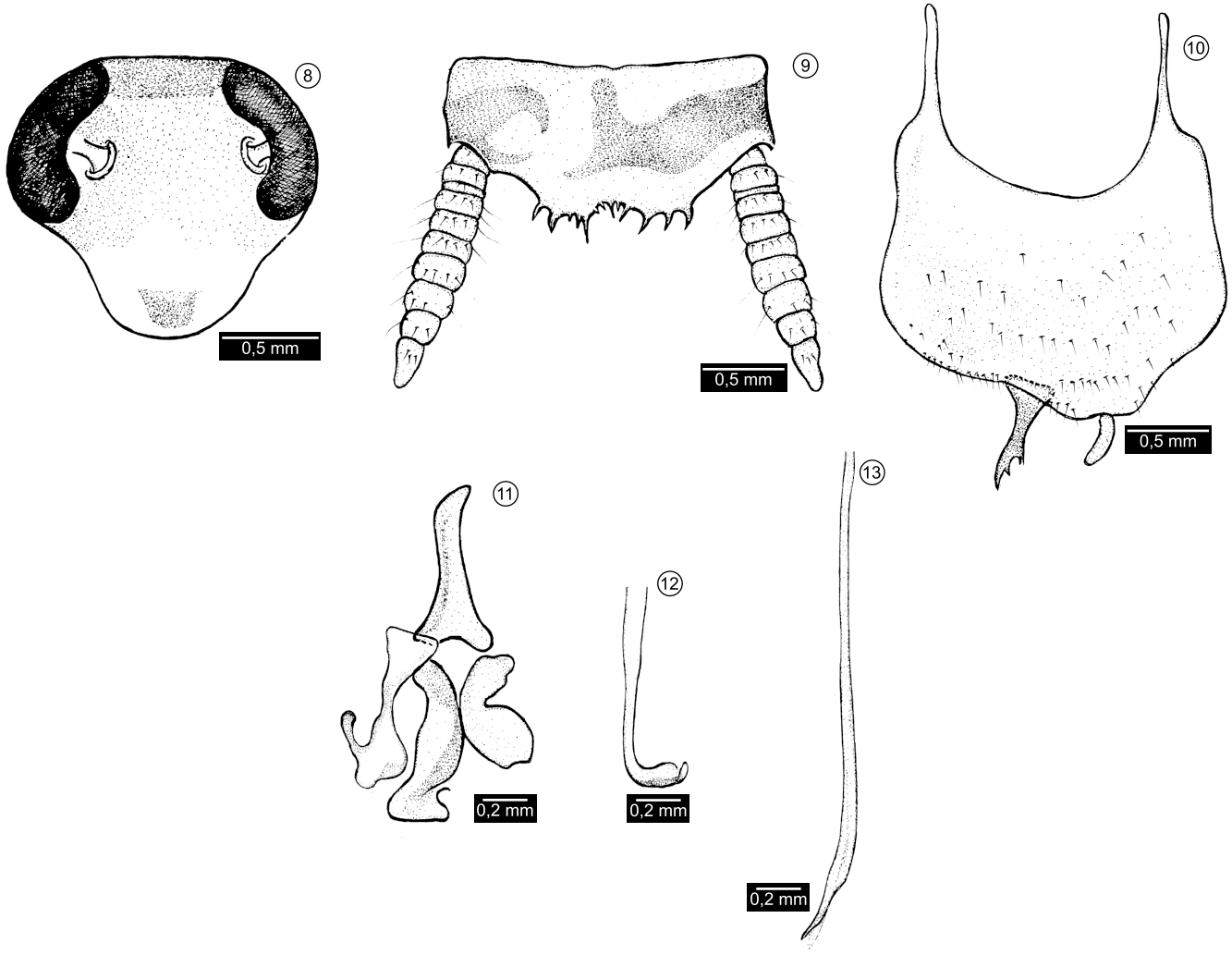
Cabeça com vértice exposto sob o pronoto, espaço interocular pouco menor que a área que separa as bases de inserção antenal (Figura 8); olhos grandes e alongados; ocelos bem marcados e em posição defletida em relação à fronte, esta levemente projetada e saliente; antenas longas, ultrapassando em comprimento o ápice dos cercos; palpos labiais e maxilares tomentosos, este último com quinto artículo maior e mais dilatado que os demais.

Tórax com pronoto convexo e subtriangular, com ápice arredondado e abas laterais defletidas com entorno arredondado. Pernas espinhosas, fêmur anterior com face ântero-ventral apresentando dois espinhos robustos na região mediana, sucedidos até o ápice por uma série cerrada de onze pequeninos espinhos e mais três espinhos robustos apicais, sendo os



Figuras 1-7. *Chromatonotus caruaruensis* sp. nov., holótipo ♂: 1) cabeça, vista ventral; 2) pronoto, vista dorsal; 3) placa supra-anal, vista dorsal; 4) placa subgenital, vista ventral; 5) falômero direito, vista dorsal; 6) esclerito mediano, vista dorsal; e 7) falômero esquerdo, vista dorsal.

Figures 1-7. *Chromatonotus caruaruensis* sp. nov., holotype ♂: 1) head, ventral view; 2) pronotum, dorsal view; 3) supra-anal plate, dorsal view; 4) subgenital plate, ventral view; 5) right phallomere, dorsal view; 6) median sclerite, dorsal view; and 7) left phallomere, dorsal view.



Figuras 8-13. *Chromatonotus stylosus* sp. nov., holótipo ♂: 8) cabeça, vista ventral; 9) placa supra-anal, vista dorsal; 10) placa subgenital, vista ventral; 11) falômero direito, vista dorsal; 12) falômero esquerdo, vista dorsal; e 13) esclerito mediano, vista dorsal.

Figures 8-13. *Chromatonotus stylosus* sp. nov., holotype ♂: 8) head, ventral view; 9) supra-anal plate, dorsal view; 10) subgenital plate, ventral view; 11) right phallomere, dorsal view; 12) left phallomere, dorsal view; and 13) median sclerite, dorsal view.

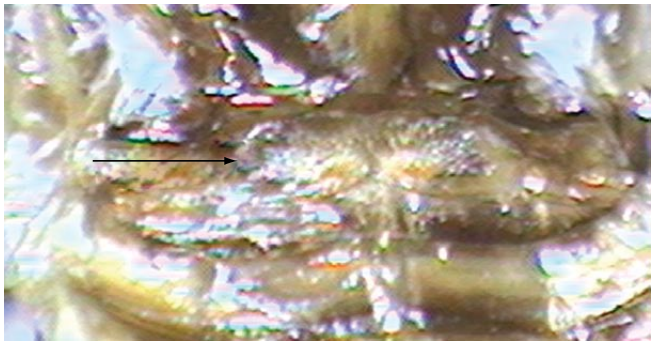


Figura 14. *Chromatonotus caruaruensis* sp. nov., holótipo ♂. Modificação tergal no abdômen: primeiro tergito com dois conjuntos simétricos de cerdas próximos à região mediana.

Figure 14. *Chromatonotus caruaruensis* sp. nov., holótipo ♂. Tergal modification in the abdomen: tergite I, with two symmetric groups of hairs placed near the medial region.

dois últimos apicais com o dobro do tamanho do anterior; face póstero-ventral com espinhos finos, espaçados e um espinho apical robusto. Fêmures, médio e posterior, na face ântero-ventral apresentando cinco ou seis espinhos robustos e espaçados, sendo um apical, disposição de espinhos semelhante em ambas as faces ventrais. Presença de espinho genicular; pulvilos pequenos e presentes em todos os artículos tarsais; arólios presentes; unhas simétricas e simples. Tégmina com campo marginal curto, estreito e defletido; campo escapular com disposição venular oblíqua; campo discoidal amplo com disposição venular longitudinal; campo anal alargado com oito a dez veias. Asas com campo costal apresentando os ápices dos ramos da radial dilatados; triângulo apical pequeno e campo anal dobrado em leque.

Abdome com modificação tergal no primeiro segmento com cerdas pouco perceptíveis. Placa supra-anal projetada entre os cercos, com pequena reentrância mediana com projeções espiniformes diferenciadas em tamanho e a borda apical distinta,

cercos alongados e ciliados; parapróctos especializados e diferenciados no interior da placa (Figura 9). Placa subgenital levemente assimétrica e com cerdas em toda a superfície; estilos, de forma e tamanho diferenciados, localizados na região mediano-apical, próximos um do outro, sendo o esquerdo mais esclerotinizado, com ápice em forma de espinhos em diferentes níveis (Figura 10). Falômero esquerdo em forma de gancho com reentrância pré-apical pouco acentuada (Figura 12). Esclerito mediano longo com haste delgada e ápice afilado (Figura 13). Falômero direito em forma de um Y invertido apresentando os braços diferenciados em forma e tamanho (Figura 11).

Etimologia: o nome da espécie teve sua origem relacionada à configuração diferenciada do estilo esquerdo.

Discussão

A espécie diferencia-se de todas as demais espécies conhecidas e publicadas, até o momento, pela configuração de todas as estruturas genitais e coloração da cabeça e pronoto.

Referências Bibliográficas

BECCALONI, G.W. 2007. Blattodea species file online. Version 1.2/3.4. http://blattodea.speciesfile.org (último acesso em 20/10/2008).

FISK, F. W. & H. WOLDA, H. 1979. Especies voladoras. In Claves para identificar a las cucarachas del Panamá Central (F.W. Fisk & H. Wolda orgs.). Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá, p. 3-42.

HEBARD, M. 1920. The Blattidae of Panamá. Mem. Am. Entomol. Soc. 4:1-148.

HEBARD, M. 1922a. Studies in the Dermaptera and Orthoptera of Colombia dermaptera and Orthopterous families Blattidae, Mantidae and Phasmidae. Trans. Am. Entomol. Soc. 47(2):107-169.

HEBARD, M. 1922b. Nomes on a Few Interestinting Blattidae from Guatemala, with the description of a new species. Trans. Am. Entomol. Sopc. 48(2): 129-132.

HEBARD, M. 1933. Notes on Panamanian Dermaptera and Orthoptera. Trans. Am. Entomol. Soc. 59:103-144.

LOPES, S.M. & KHOURI, A. 2008. Espécies novas de Chromatonotus Hebard, 1920 da região da Amazônia (Blattellidae, Blattellinae). Biota Neotrop. 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?article+bn02308022008 (ultimo acesso em 30/10/2008).

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. 2000. Espécie nova de Eublaberus Hebard, 1919 do Estado de Goiás, Brasil e notas sobre E. marajoara Rocha e Silva-Albuquerque, 1972 (Blaberidae, Blaberinae). Bol. Mus. Nac. Zool. 433:1-5.

PELLENS, R. & GRANDCOLAS, P. 2008. Catalogue of Blattaria (Insecta) from Brazil. Zootaxa 1709:1-109.

PRINCIS, K. 1959. Revision der Walkerschen und Kirbyschen Blattarientypen im British Museum of Natural History, London. III. Opusc. Entomol. 24(1-2):125-150.

RAMÍREZ PÉREZ, J. 1988. Revisión taxonómica de las cucarachas (Blattaria, Dictyoptera) de Venezuela. Bol. Dir. Malariol. Saneam. Ambient. 28(3-4):128-150.

ROCHA E SILVA-ALBUQUERQUE, I. 1964. On a Collection of Cockroaches from Venezuela (Orthoptera, Blattoidea). Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, Zool. 45:1-22.

ROCHA E SILVA-ALBUQUERQUE, I. 1971. Sobre duas espécies novas de *Chromatonotus* Hebard, 1920 (Epilampridae, Blattellinae). Rev. Bras. Biol. 31(3):341-343.

ROCHA E SILVA-ALBUQUERQUE, I. 1974. Blattaria de Caruaru, Estado de Pernambuco, Brasil. Rev. Bras. Biol. 34(2):237-248.

ROTH, L.M. 2003. Systematics and phylogeny of cockroaches (Dictyoptera: Blattaria). Orient. Insects 37:1-186.

SALAZAR, J.A. 2004. Nuevas especies de Blatidos y Mantidos para Colombia (Insecta: Dictyoptera) y una nota sobre la hembra de Vates featae Giglio-Tos, 1914. Bol. Cient. de Mus. 8:267-281.

VÉLEZ, A. 2008. Checklist of Colombian cockroaches (Dictyoptera, Blattaria). Biota Colomb. 9(1):21-38.

WOLDA, H., FISK, F.W. & STRIBI, M. 1983. Faunistics of panamanian cockroaches (Blattaria). Uttar Pradesh J. Zool. 3:1-9.

Recebido em 10/10/09
Versão reformulada recebida em 08/04/10
Publicado em 07/05/10

Fauna de besouros bioluminescentes (Coleoptera: Elateroidea: Lampyridae; Phengodidae, Elateridae) nos municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira (SP, Brasil): biodiversidade e influência da urbanização

Vadim Ravara Viviani[1,2], Mayra Yamazaki Rocha[1] & Oskar Hagen[1]

[1]Laboratório de Bioluminescência e Biotecnologia, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus de Sorocaba, Rod. João Leme dos Santos, Km 110, Itinga, CEP 18052-780, Sorocaba, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Vadim Ravara Viviani, e-mail: biota.biolum@hotmail.com

VIVIANI, V.R., ROCHA, M.Y. & HAGEN, O. **Bioluminescent beetles (Coleoptera: Elateroidea: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) in the municipalities of Campinas, Sorocaba-Votorantim and Rio Claro-Limeira (SP, Brazil): biodiversity and influence of urban sprawl**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03010022010.

Abstract: Brazil hosts the richest biodiversity of bioluminescent beetles in the world. However, no surveys on the regional biodiversity have been made. Furthermore, studies on the effect of urbanization on bioluminescent beetle's biodiversity are still missing. Such kind of studies could be especially helpful to select new night environment bioindicators. Bioluminescent species of the Elateroidea superfamily occurring in three large and expanding urban areas in São Paulo State: Campinas, Sorocaba-Votorantim and Rio Claro-Limeira municipalities, were catalogued. In Campinas, the occurrence of bioluminescent beetles in different sites has been monitored during the past 20 years. There were 26 species in Campinas, 21 in Sorocaba-Votorantim and 19 in Rio Claro-Limeira, occurring mainly in conserved remnants of Atlantic Rain-forest, secondary growths, marshes and open fields. Whereas fireflies (Lampyridae) are found in almost all habitats, click beetles (Elateridae) and railroadworms (Phengodidae) occur predominantly in woody environments. Urban sprawl has an evident impact on the biodiversity of this selected group of beetles, and special attention should be given to the effect of artificial night lighting in the occurrence of these beetles. The lampyrids *Aspisoma lineatum* Gyllenhal, 1817 (Lampyrinae: Cratomorphini) and *Bicellonychia lividipennis* Motschulsky 1854 (Photurinae) are the most common species in urbanized areas, whereas many other species of lampyrids, elaterids and phengodids are rarely found in such environments. These studies offer insights on the potential use of a selected group of luminescent beetles found in this region as nocturnal environment bioindicators.
Keywords: *Lampyridae, Elateridae, Phengodidae, fireflies, railroad-worms, click-beetles, bioluminescence, bioindicators, light pollution.*

VIVIANI, V.R., ROCHA, M.Y. & HAGEN, O. **Fauna de besouros bioluminescentes (Coleoptera: Elateroidea: Lampyridae; Phengodidae, Elateridae) nos municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira (SP, Brasil): biodiversidade e influência da urbanização**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03010022010.

Resumo: O Brasil abriga a maior biodiversidade de besouros bioluminescentes do mundo. Apesar disto, levantamentos faunísticos regionais e estudos sobre o efeito da urbanização na biodiversidade de vaga-lumes são inexistentes. Este tipo de estudo pode ser especialmente importante para selecionar novos bioindicadores de ambientes noturnos. A biodiversidade de espécies bioluminescentes de Elateroidea em três grandes áreas urbanas no Estado de São Paulo: os municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira foi catalogada. Em Campinas, a ocorrência de espécies tem sido monitorada durante os últimos 20 anos. Foi registrada a ocorrência de 26 espécies em Campinas, 21 em Sorocaba e 19 em Rio Claro, sendo estas encontradas principalmente em áreas de Mata Atlântica, crescimentos secundários, brejos e campos. Apesar de vaga-lumes lampirídeos serem encontrados em todos os habitats, elaterídeos e fengodídeos ocorreram encontrados preferencialmente em áreas florestadas. A expansão urbana, em especial a iluminação artificial tem impacto evidente na biodiversidade deste grupo de insetos. Os lampirídeos *Aspisoma lineatum* Gyllendal, 1817 (Lampyrinae: Cratomorphini) e *Bicellonychia lividipennis* Motschulsky, 1854 (Photurinae) são as espécies mais frequentes em areas urbanizadas, ao passo que várias outras espécies de lampirídeos, elaterídeos e fengodídeos são as mais incomuns nestas áreas. Estes estudos oferecem subsídios para o uso deste grupo de vaga-lumes como potenciais bioindicadores noturnos.
Palavras-chave: *Lampyridae, Elateridae, Phengodidae, vaga-lumes, larvas-trenzinho, vaga-lumes tec-tec, bioluminescência, bioindicadores, poluição luminosa.*

Introdução

Vagalumes são coleópteros bioluminescentes pertencentes a três principais famílias da superfamília Elateroidea: Lampyridae (vaga-lumes), Phengodidae (trenzinhos) e Elateridae (vaga-lumes tec-tec). A bioluminescência nestas espécies é emitida por diferentes partes do corpo, na forma de diferentes padrões de sinalização e cores, para finalidades principalmente de reprodução e defesa (Lloyd 1983). Em vagalumes lampirídeos, machos e fêmeas se comunicam por padrões de sinalização característicos de cada espécie (Lloyd 1983). Elaterídeos e fengodídeos também podem utilizar a luminescência para reprodução embora os detalhes de sua comunicação ainda sejam pouco conhecidos (Bechara 1988, Lall et al. 2009), podendo utilizar a luminescência para fins de defesa.

Além da beleza aestética, os vagalumes tem adquirido importantes aplicações em diferentes campos, como em controle biológico de caramujos daninhos a agricultura (Bess 1956) e vetores de verminoses (Okada 1928, Viviani 1989a), e principalmente em biotecnologia como fonte de reagentes para análises de ATP e biomassa, e como marcadores bioluminescentes de expressão gênica (Viviani 2007).

O Brasil abriga a maior biodiversidade de espécies de coleópteros luminescentes do globo, com *ca*. 500 espécies descritas (Costa 2000), correspondendo a *ca* de 23% das espécies conhecidas no mundo. Revisões taxonômicas detalhadas em Elateridae luminescentes foram feitas para as tribos Pyrophorini e Campyloxenini (Agrypinae) (Costa 1975). Entretanto, as famílias Lampyridae e Phengodidae carecem de revisões mais recentes, e a identificação de espécies sul-americanas ainda permanece difícil. Estudos sobre a biologia e ecologia foram realizados para espécies de Elateridae (Costa 1975, Costa et al. 1988) e algumas espécies de Lampyridae e Phengodidae (Viviani & Bechara 1997, Costa et al. 1999). Na família Lampyridae, estudos bionômicos foram feitos para espécies de *Aspisoma* spp Laporte 1833 (Costa 1988, Viviani 1989b). Viviani (2001) sumarizou aspectos biológicos de várias espécies de lampirídeos do Estado de São Paulo e Rosa (2007) descreveu os estágios imaturos e a bionomia de *Photuris fulvipes* Blanchard 1837 (Photurinae). Viviani (1989) publicou uma nota com um primeiro levantamento das espécies que ocorriam em algumas localidades do município de Campinas. Entretanto, ainda não existem levantamentos faunísticos regionais detalhados sobre as três famílias.

Estudos utilizando coleópteros como bioindicadores tem focalizado as famílias Scarabeidae, Carabidae (muitos tratando da subfamília Cicindelinae) e Staphylinidae que incluem muitas espécies de solo (Bohac 1999, Rainio & Niemelã 2003, Marinoni & Ganho 2006, Durães et al. 2005). Estes táxons tem sido utilizados como biondicadores ambientais quando uma espécie indica a degradação ou recuperação do meio ambiente; ecológicos quando uma espécie ou grupo de espécies indicam a qualidade de um determinado habitat, ou de biodiversidade quando uma espécie ou grupo servem como indicador da biodiversidade de uma forma geral. Entretanto ainda existem poucos estudos sobre a utilização de espécies de vaga-lumes como bioindicadores. Devido à diversidade de habitats em que ocorrem e a sensibilidade a fatores ambientais, especialmente à poluição luminosa (Lloyd 2006), espécies de vaga-lumes constituem potenciais bioindicadores para avaliação de impacto ambiental. Em prefeituras do Japão, a espécie *Luciola cruciata* Motschulsky, 1854 (Luciolinae: Luciolini) tem sido utilizada como bioindicador para avaliação da recuperação de cursos de água, pois sua larva é aquática e predadora de caramujos aquáticos, sendo muito sensível às condições da água. O desaparecimento de espécies de vaga-lumes tem sido notado em várias regiões do globo nas proximidades de locais urbanos (Viviani 2001, DeCock & Matthysen 2004, Lloyd 2006). Em especial, devido à sensibilidade à poluição luminosa, os vaga-lumes constituem potenciais bioindicadores noturnos (Lloyd 2006). Entretanto ainda não existem estudos detalhados a respeito.

Apesar da rica biodiversidade e potencialidade de uso como bioindicadores, no Brasil ainda não existem levantamentos faunísticos locais e estudos relacionando a biodiversidade de espécies luminescentes com impacto ambiental e urbanização. Estudos deste tipo podem ser úteis para selecionar espécies de vaga-lumes como potenciais bioindicadores noturnos.

Neste trabalho é relatado um levantamento detalhado de espécies que ocorrem em diferentes habitats em cinco municípios localizados no Planalto Central do estado de São Paulo, anteriormente coberto predominantemente por Mata Atlântica Estacional, a saber: município de Campinas, no qual é feito um acompanhamento desde 1983; Rio Claro e Limeira, cujo levantamento iniciou em 2003, e Sorocaba e Votorantim cujos estudos iniciaram em 2006. Estes levantamentos abordam também a influência da urbanização na diversidade de espécies locais.

Materiais e Métodos

1. Locais de coleta

Foram realizadas coletas e observações em áreas representativas das bacias hidrográficas do Rio Atibaia-Piracicaba (Campinas, Rio Claro e Limeira), e do Rio Sorocaba (Sorocaba e Votorantim). As coletas foram realizadas principalmente no período de setembro-abril para adultos e outubro-abril para as larvas, com frequência mensal. No município de Campinas, foram feitas coletas e observações ao longo dos últimos 20 anos. Nos municípios de Rio Claro e Limeira, localizados a ca de 100 km de Campinas, os levantamentos começaram em 2003. No município de Sorocaba, localizado a 75 km de Campinas, as observações iniciaram em 2006. Estes municípios estão localizados na região morfoclimática de Mata Atlântica Estacional do Planalto Central Paulista, sendo que Rio Claro e Sorocaba também apresentam áreas de Cerrado, Floresta Estacional Semi-decídua, crescimentos secundários, campos e áreas palustres.

Descrição das áreas de coleta e observação. Foram investigados os seguintes habitats em diferentes localidades da região compreendendo os tres municípios: (I) Floresta Estacional Semidecídua; (II) crescimentos secundários; (III) mata de brejo; (IV) campos abertos e cerrados; (V) campos úmidos e depressões brejosas. A Figura 1 mostra alguns dos habitats mais representativos investigados. As áreas foram classificadas em 3 categorias principais de acordo com o estado de urbanização: (A) áreas bem preservadas consistindo de grandes áreas remanescentes de Floresta Atlântica estacional superiores a 1.000.000 m^2 margeados por matas secundárias e àreas abertas em fase de sucessão; (B) áreas rurais sujeitas à ação antrópica através de atividades como agricultura e gado, dominadas por pastagens, áreas abandonadas, córregos não poluídos por esgoto doméstico, brejos e pequenos remanescentes de crescimentos secundários de floresta estacional com áreas entre 1.000 - 10.000 m^2; (C) áreas semi-urbanas ou completamente urbanizadas com eventuais terrenos abandonados ou parques de tamanhos variáveis entre 300 - 50.000 m^2, localizados entre residências

2. Campinas (22° 44' 45" S e 47° 06' 33" W)

A Figura 2 mostra o mapa hidrográfico da região de Campinas investigada, compreendendo os bairros Vila Nogueira, Jardim das Paineiras e distrito de Sousas. mostrando os sítios onde foram efetuadas coletas.

Vila Nogueira (C). Coletas e observações neste bairro foram feitas entre 1981-1983. Neste período, o bairro já estava quase completamente urbanizado. Foram amostrados 4 terrenos baldios entre habitações de 300-1000 m^2 numeradas de VN1 a VN4,



Figura 1. Habitats representativos das áreas deste estudo: a) Fazenda Santana (Sousas, Campinas, Brasil) mostrando no plano da frente um pasto palustre e no fundo um morro com floresta estacional; b) área de sucessão mostrando em sequência lagoa, vegetação aquática, campo de taboas (*Typha angustifolia* L.) (Typhaceae) e crescimento secundário no *campus* de Sorocaba da Universidade Federal de São Carlos (Sorocaba, Brasil); c) área de campo aberto no Jardim das Paineiras em Campinas; d) área de Cerrado em sucessão previamente destinado a pastagem com crescimento secundário de floresta estacional ao fundo, no *campus* de Sorocaba da Universidade Federal de São Carlos.

Figure 1. Representative habitats of the investigated areas: a) Santana Farm (Sousas, Campinas, Brazil) showing in the front view a marshy pasture and in the back view a remnant of seasonal rain forest; b) area showing the succession between lake, water grass, cattails (*Typha angustifolia* L.) (Typhaceae) fields and a secondary growth of seasonal rain forest; at *campus* de Sorocaba of Universidade Federal de São Carlos (Sorocaba, SP, Brazil); c) open fields in Jardim das Palmeiras, Campinas municipality; d) succession from a pasture to savanna (Cerrado) with secondary growth, at Sorocaba *campus* of Universidade Federal de São Carlos (Sorocaba, SP, Brazil).

cobertos por vegetação herbácea e campos de *Ricinus communis L.* (Euphorbiaceae) (mamonas), um parque com vegetação herbácea (VN5) com um córrego e área de brejo coberto por taboas (*Typha angustipholia* L.) (Typhaceae) (VN6), e 2 áreas de brejo numeradas de VN7 e VN8. Uma destas áreas (VN6), com *ca.* 1.000 m^2 de brejo parcialmente drenado, com vegetação rasteira e trechos com taboas, ocorria dentro da escola Regina Coutinho Nogueira.

Jardim das Paineiras. Observações e coletas neste bairro iniciaram em 1983 e continuam até o momento atual. Em 1983 este bairro ainda consistia principalmente de área predominantemente rural do tipo B, com pastagens de gado bovino (Figura 1c) e equino, uma ampla rede de córregos afluentes do Riacho Mato Dentro, diversas áreas palustres e pequenos trechos de crescimentos secundários associados. Os sítios de coleta e observação foram denominados de JP1-JP4. JP1 consistia de terreno baldio com vegetação herbácea; JP2 consistia de depressão brejosa formada pelo afluente do Córrego Mato Dentro, com dois trechos remanescentes de crescimentos secundários (*ca* 500 - 1.000 m^2) e extensas áreas de campinas; JP3 consistia de amplo terreno palustre com vegetação herbácea e cinturões de *T. angustitifolia*, ao lado de uma rua e com algumas residências dispersas; JP4 consistia de depressão brejosa formada por um afluente do Córrego Mato Dentro, com área de crescimento secundário na encosta do córrego, pasto de gado bovino em outro lado e algumas residências. Atualmente este bairro está quase completamente urbanizado com residências e lotes de terrenos baldios de 300-1.000 m^2, e algumas áreas remanescentes de pastagens e crescimentos secundários flanqueando-o, sendo classificado como área urbana tipo C. Algumas áreas foram drenadas (JP2) ou aterradas (JP3, JP4), e o Riacho Mato Dentro encontra-se parcialmente canalizado em grande parte de seu percurso.

Fazenda Santana, Sousas (Figura 1a). Esta fazenda é cortada pelo Rio Atibaia. Em uma margem do rio encontra-se um grande remanescente de Mata Atlântica Semidecidual de *ca* 1.000.000 m^2, envolto por áreas de campo e crescimentos secundários em sucessão,

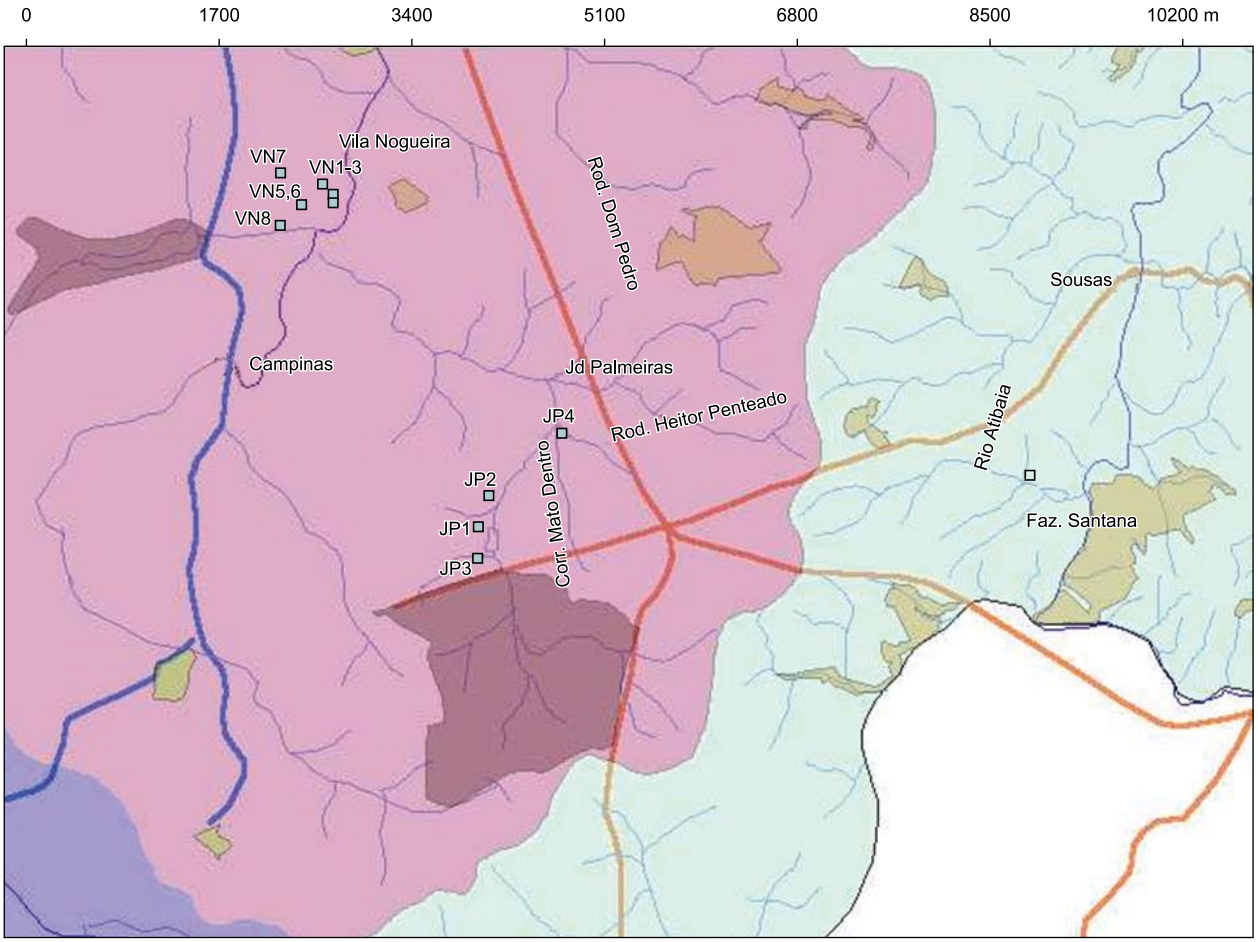


Figura 2. Mapa hidrográfico da região investigada em Campinas (Brasil) incluindo o Córrego Mato Dentro, o Rio Atibaia e os bairros Jardim das Paineiras, Vila Nogueira e distrito de Sousas. Os quadrados cheios representam os sítios investigados.

Figure 2. Hydrography of the investigated region in Campinas (Brazil), including the Mato Dentro Stream, Atibaia River and the neighborhood of Jardim das Palmeiras, Vila Nogueira and Sousas district. The filled squares represent the investigated sites.

área de *Eucalyptus* sp De Brutelle (Myrtaceae) e pastagens. Na outra margem, se encontra a área da fazenda com algumas moradias, pastos, pontos de crescimento secundários envolvendo vasta rede de córregos que formam brejos e lagos, sendo classificada como área preservada tipo A. Foram realizadas coletas dentro da mata, nas bordas da mata e nas àreas adjacentes, em brejos, e em pasto situado em local brejoso.

3. Município de Sorocaba

Bairro Alto da Boa Vista, Sorocaba (C). Área urbana localizada ao lado da Rodovia Senador Ermírio de Moraes altamente impactada, com terrenos baldios cobertos por vegetação herbácea baixa e área de crescimento secundário em torno de um córrego canalizado e iluminação artificial com lâmpadas de vapor de sódio.

Campolim (C). Área urbana que consiste de um parque de recreação de *ca*. 50.000 m^2 com áreas de gramado com árvores, área de campo aberto com mato rasteiro, brejo, dois córregos, um dos quais, parcialmente canalizado, e lago, no interior do bairro Campolim.

Campus da UFSCar, Bairro Itinga, Sorocaba (23° 34' 53" S e 47° 31' 28" W, 666 m) (Figura 1b e 1d). Área rural em início de urbanização constituída por pastagens abandonadas, manchas de Cerrado, crescimentos secundários de floresta estacional, brejos, açudes e córregos.

4. Município de Votorantim

Bairro Jardim Clarice (B). Área urbana limítrofe com fazenda de gado em fase inicial de urbanização. Coletas foram realizadas em JC1 que consiste de depressão brejosa envolta por àrea de crescimento secundário impactada pelo gado, pastos e condomínio em fase de construção, e JC2 que consiste de área de crescimento secundário destinada a parque envolta por área residencial e pela fazenda de gado em outro lado.

5. Município de Rio Claro

UNESP Campus da Bela Vista (Rio Claro). Foram realizadas coletas e observações dentro do Campus em ampla área de campo aberto impactado, limítrofe com mata ciliar e campo de *Eucalyptus* sp do Horto Florestal

6. Município de Limeira

Charco Rodovia Washington Luís (Limeira) (Figura 1). Área constituída por pequeno açude (*ca* 1.000 m^2) em estado de eutrofização, margeado por: a) área de brejo; b) pequena área de crescimento secundário interpondo-se entre o açude e vasta àrea de plantação de cana de açucar (*Saccharum officinarum* L.) (Poaceae); c) plantações de cana-de-açúcar e d) Rodovia Washington Luís.

Mata de Brejo Rodovia Washington Luís (Limeira). Ampla área de mata de brejo, localizada próxima ao local anterior, margeada pela Rodovia Washington Luís por um alado, ampla área de campos úmidos, plantações de cana-de-açúcar e Rodovia Bandeirantes.

7. Técnicas de coleta

Lampirídeos. Adultos foram coletados no período de setembro a abril durante 1-2 horas após o por do sol com a ajuda de rede entomológica quando em vôo, ou manualmente quando pousados na vegetação.

Elaterídeos. Adultos foram coletados no período de outubro-janeiro. Foram localizados pela luminescência contínua em vôo ou pousados na vegetação e coletados com puçá, ou atraídos também com iscas de luz quimioluminescentes para pesca ou lanterna parcialmente encobertas.

Fengodídeos. Adultos do sexo masculino foram coletados com armadilha de luz ultravioleta e pano branco, e também, em raras ocasiões, no solo e na vegetação.

Larvas. Larvas de lampirídeos foram coletadas na vegetação, no solo ou na vegetação aquática à noite, mediante localização da luminescência relativamente contínua (Viviani 2001). Larvas de fengodídeos também foram coletadas à noite no solo das matas, por localização da luminescência (Viviani & Bechara 1997). Larvas de elaterídeos foram raramente coletadas em troncos caídos ou no solo.

Identificação das espécies. Adultos e imaturos de vaga-lumes foram identificados por comparação com as seguintes coleções: (1) coleção de coleópteros bioluminescentes própria do autor na UFSCAR (Sorocaba, Brasil), (2) Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e coleções do Museu de História Natural de Paris (França) e Museu de História Natural de Londres (Reino Unido). Os espécimes de elaterídeos foram identificados por C. Costa e Simone P. Rosa (MZUSP). Espécies de lampirídeos foram identificadas por V.Viviani e S. P. Rosa (MZUSP). Algumas espécies de lampirídeos e fengodídeos não puderam ser identificadas, e a estas foi atribuído um número específico, conforme Viviani & Bechara (1997) e Viviani (2001). As seguintes morfoespécies foram recentemente identificadas por Simone P. Rosa (MZUSP) por comparação com espécimes do Museu de História Natural de Paris (França) : *Cratomorphus* sp.4 = *C. gorhami* (Lampyrinae: Cratomorphini); *Pyrogaster* sp.1- = *Pyrogaster moestus* (Photurinae); *Amydetes* sp.5 = *Amydetes fanestratus* (Lampyrinae: Amydetini). No campo, espécies de vaga-lumes lampirídeos em atividade foram identificadas também pelo característico padrão de sinalização bioluminescente de acordo com a Tabela 1. Os sinais bioluminescentes de várias espécies foram registrados também com vídeo câmera (Sony). Os espécimes foram depositados na coleção da UFSCar sob curadoria de V.Viviani e no MZUSP sob curadoria de C. Costa.

Medidas de intensidades de luz ambiental. Foram realizadas medidas de intensidades de luz ambiental em LUX com um fotômetro de campo ORIEL Goldilux e SKYE SKL310 em diferentes horários e habitats, para verificar o efeito da iluminação artificial na ocorrência de vaga-lumes.

Resultados

1. Levantamento das espécies

As Tabelas 2 e 3 sumarizam as espécies de lampirídeos, fengodídeos e elaterídeos encontradas em diferentes localidades e habitats nos cinco municípios. No total, 30 especies de coleópteros bioluminescentes da superfamília Elateroidea foram coletados nas famílias Lampyridae (22 spp.), Elateridae (5 spp.) e Phengodidae (3 spp.). Dentre estes, 26 espécies ocorreram em Campinas, sendo : 19 Lampyridae; 3 Phengodidae e 4 Elateridae. A região de Sorocaba e Votorantim apresentou 21 espécies, a maioria comum aos dois municípios. Os municípios de Rio Claro e Limeira contaram com 19 espécies. A ocorrência de algumas espécies tem variado ao longo dos anos em diferentes habitats de Campinas, mas ainda não temos estudos populacionais mais detalhados. Na família Lampyridae houve predominância da subfamília Lampyrinae (18 spp.), especialmente da tribo Cratomorphini (9 spp).

2. Levantamento por habitat

As Figuras 3 e 4 sumarizam algumas espécies mais representativas coletadas nos diferentes habitats amostrados. O maior número de espécies foi encontrado nas áreas mais preservadas de floresta estacional de Mata Atlântica, seguido de crescimentos secundários e seus arredores, brejos e campos (Tabela 3). Apesar disto, esta distribuição não foi uniforme dependendo da família (Figura 5).

Os lampirídeos foram encontrados em todos os habitats (Figura 5), inclusive em áreas impactadas como pastos e terrenos baldios ao lado de residências, enquanto que elaterídeos foram encontrados essencialmente em floresta estacional e crescimentos secundários. Os fengodídeos também foram encontrados predominantemente em áreas florestadas e, menos frequentemente, em campos.

Floresta Estacional Semi-decídua (Figura 1). No interior da mata, foram encontradas as espécies de lampirídeos *Cratomorphus distinctus* Olivier 1895, *Cratomorphus* sp.3, *Photinus* sp.1, *Photinus* sp. (Lampyrinae: Photinini) e *Lucidota* sp., os elaterídeos *Pyrophorus divergens* Eschscholtz, 1829 (Agrypinae: Pyrophorinae), *Pyrearinus micatus* Costa, 1978 (Pyrophorini) e *Pyrearinus candelarius* Germar, 1841e *Hapsodrilus ignifer* Germar 1824 (Pyrophorini) os fengodídeos *Stenophrixothrix* sp. *e Phrixothrix hirtus* e *Pseudophengodes* sp. (Phengodinae: Phengodini). Nas bordas da mata foram encontradas as espécies de lampirídeos *Pyrogaster moestus* Germar, 1824, *Photinus* sp.1, *Aspisoma. physonotum* Gorham, *Cratomorphus concolor* Perty, 1830, *Cratomorphus gorhamii* Olivier, os elaterídeos. *Pyrophorus divergens*, *Pyrearinus micatus* Costa, 1978 e *Pyrearinus candelarius* e o fengodídeo *Stenophrixothrix.*

3. Áreas palustres

Campos úmidos e depressões brejosas (Figura 1). Nestas áreas só foram encontradas espécies de lampirídeos. Em geral, as mesmas espécies foram encontradas em habitats similares nos municípios de Campinas, Sorocaba e Votorantim, e Rio Claro e Limeira. Foram encontradas *Bicellonycha lividipennis* Motschulsky, 1854 (Photurinae), *B. ornaticollis* Blanchard, 1837, *Aspisoma* sp.2 e *Cratomorphus* sp.2. As espécies *B. lividipennis* e *B.ornaticollis* são simpátricas e habitam campos úmidos, com solo parcialmente encharcado, sendo também encontradas frequentemente às margens de córregos e rios. As espécies *Aspisoma* sp.2 e *Cratomorphus* sp.2, foram encontrados em áreas mais alagadiças, frequentemente constituídas por vegetação herbácea parcialmente submersa e campos de taboas (*Typha angustipholia*) (Viviani 2001).

Mata ciliar e de brejo (Figura 1). Coletas e observações neste tipo de habitat foram feitas nas seguintes localidades: Horto Florestal (Rio Claro), Rodovia Washington Luís (Limeira). Neste habitat foram encontradas as espécies de lampirídeos *Pyrogaster moestus*, *Photinus* sp.1 e *Aspisoma physonotum* e no interior da floresta o elaterídeo *Pyrophorus divergens*.

Cerrado (Figura 1). Observações em áreas de cerrado foram realizadas no Campus da Bela Vista da UNESP (Rio Claro), e no *campus* da UFSCar de Sorocaba. Este habitat compartilha várias espécies de lampirídeos em comum com campos abertos como *Aspisoma lineatum* Gyllenhal, 1817, *Aspisoma* sp.4, *Cratomorphus gorhami* Olivier, *C. concolor*, *Amydetes* sp.1. Além destas espécies, foi encontrada *Amydetes fanestratus* Hoffmann unicamente na região

Tabela 1. Padrão de sinalização e características da bioluminescência das espécies (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) investigadas.
Table 1. Signalling patterns and bioluminescence characteristics of the investigated species (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae).

Taxon	Padrão	Pico Espectral (nm)	Cor
LAMPYRIDAE			
LAMPYRINAE			
Cratomorphini	-	-	-
Cratomorphus concolor Perty, 1830	pulso/continuo	554	verde
Cratomorphus distinctus Olivier, 1895	pulso/continuo	554	verde
Cratomorphus sp.2	pulso/continuo	-	verde
Cratomorphus sp.3	pulso/continuo	551	verde
Cratomorphus gorhami Olivier, 1909	pulso/continuo	548	Verde
Aspisoma lineatum Gyllenhal, 1817	flash bimodulado	563	verde-amarelo
Aspisoma sp.4	flash multimodulado	-	verde-amarelo
Aspisoma physonotum Gorham, 1884	pulso	561	verde-amarelo
Aspisoma sp.2	lento crescendo	558	verde-amarelo
Photinini	-	-	-
Photinus jenai	flash multimodulado	567	amarelo
Photinus sp.1	flash simples	575	amarelo
Photinus sp.	flash simples	-	amarelo
Macrolampis sp.	-	-	-
Lucidotini	-	-	-
Lucidota discoidalis Laporte, 1833	continuo	550	verde
Lucidota sp.	continuo	-	verde
Incertae sedis	-	-	-
Lamprocerini	-	-	-
Lucio splendens Olivier, 1889	-	-	-
Amydetini	-	-	-
Amydetes sp.1	continuo	548	verde-azulado
Amydetes fanestratus	continuo	537	verde-azulado
PHOTURINAE			
Photuris sp.7	flash bimodulado	552	verde
Bicellonychia lividipennis Motshulsky, 1854	flash simples	561	verde-amarelo
B. ornaticollis Blanchard, 1837	flash simples	562	verde-amarelo
Pyrogaster moestus Germar, 1824	lento crescendo	557	verde-amarelo
PHENGODIDAE			
Mastinocerini	-	-	-
Phrixotrix hirtus Olivier, 1909	continuo	-	verde-amarelo
Stenophrixotrix	continuo	-	amarelo
Phengodini	-	-	-
Pseudophengodes	-	-	-
ELATERIDAE			
AGRYPINAE			
Pyrophorini	-	-	-
Pyrophorus divergens Eschcholtz, 1829	continuo	545/568 (P/A)*	verde/amarelo
P. punctatissimus Blanchard, 1843	continuo	545/548 (P/A)*	verde/verde
Pyrearinus micatus Costa, 1978	continuo	540/540 (P/A)*	verde/verde
Pyrearinus candellarius Germar, 1841	continuo	544 (P)*	verde/verde
Hapsodrilus ignifer Geramr, 1824	continuo	542/584 (P/A)*	amarelo/amarelo

*(P/A): P: lanterna protorácica; A: lanterna abdominal

Tabela 2. Espécies de coleópteros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) encontradas em diferentes localidades nos municípios de Campinas, Sorocaba, Votorantim, Rio Claro e Limeira (Brasil).

Table 2. Bioluminescent Coleoptera species (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) found in different localities in the municipalities of Campinas, Sorocaba, Votorantim, Rio Claro and Limeira (Brazil).

Taxon	Campinas			Sorocaba			Votorantim	Rio Claro	Limeira
	V. Nogueira	J. Palmeiras	F. Santana	Campolim	Boa Vista	UFSCar	J. Clarice	UNESP	R. W. Luis
LAMPYRIDAE									
LAMPYRINAE									
Cratomorphini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cratomorphus concolor Perty, 1830	x	x	x	-	x	x	x	x	-
Cratomorphus distinctus Olivier, 1895	-	-	x	-	-	x	-	-	-
Cratomorphus sp.2	-	x	x	-	-	x	x	-	x
Cratomorphus sp.3	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Cratomorphus gorhami Olivier, 1909	-	-	x	-	-	x	x	x	-
Aspisoma lineatum Gyllenhal, 1817	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Aspisoma sp.4	x	-	x	-	-	x	x	-	-
Aspisoma physonotum Gorham, 1884	-	-	x	-	-	x	-	-	x
Aspisoma sp.2	x	x	x	-	-	x	x	-	x
Photinini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Photinus jenai	-	-	x	-	-	-	-	x	-
Photinus sp.1	-	x	x	-	-	x	x	x	-
Photinus sp.	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Macrolampis sp.	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Lucidotini	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Lucidota discoidalis Laporte, 1833	-	x	x	-	-	x	-	x	-
Lucidota sp.	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Incertae sedis	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Lamprocerini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lucio splendens Olivier, 1889	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Amydetini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amydetes sp.1	x	x	x	x	x	x	x	x	-
Amydetes fanestratus	-	-	-	-	x	x	x	-	-
PHOTURINAE									
Photuris sp.7	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Bicellonychia lividipennis Motshculsky, 1854	x	x	x	-	-	x	x	-	x
B.ornaticollis Blanchard, 1837	-	x	x	-	-	x	x	-	x
Pyrogaster moestus Germar, 1824	-	x	x	-	-	x	x	x	x
PHENGODIDAE									
Mastinocerini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phrixotrix hirtus Olivier, 1909	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Stenophrixohtrix sp	-	-	x	-	-	x	-	x	-
Phengodini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudophengodes sp	-	-	x	-	-	-	-	-	-
ELATERIDAE									
AGRYPINAE									
Pyrophorini	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrophorus divergens Eschchotz, 1829	-	x	x	-	-	x	x	-	x
P. punctatissimus Blanchard, 1843	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Pyrearinus micatus Costa, 1978	-	x	x	-	-	x	x	x	-
Pyrearinus candellarius Germar, 1841	-	x	x	-	-	x	x	x	x
Hapsodrilus ignifer Germar, 1824	-	-	x	-	-	-	-	-	-

Tabela 3. Ocorrência de espécies de besouros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) em diferentes habitats nos municípios de Campinas, Sorocaba, Votorantim, Rio Claro e Limeira (Brasil).

Table 3. Occurrence of species of bioluminescent beetles in different habitats in the municipalities of Campinas, Sorocaba, Votorantim, Rio Claro e Limeira (Brazil).

Taxon	Campo seco	Cresc. secund	Floresta estacional	Mata brejo/ ciliar	Brejo	Cerrado	Urbana
LAMPYRIDAE							
LAMPYRINAE							
Cratomorphini	-	-	-	-	-	-	-
Cratomorphus concolor	x	-	-	-	-	x	x
Cratomorphus distinctus	-	-	x	-	-	-	-
Cratomorphus sp.2	-	-	-	-	x	-	-
Cratomorphus sp.3	-	-	x	-	-	-	-
Cratomorphus gorhami	x	x	-	-	-	x	-
Aspisoma lineatum	x	-	-	-	-	x	x
Aspisoma sp4	x	-	-	-	-	x	-
Aspisoma physonotum	-	x	x	x	-	-	-
Aspisoma sp.2	-	-	-	-	x	-	-
Photinini	-	-	-	-	-	-	-
Photinus sp.1	-	x	x	x	-	-	-
Photinus sp.	-	-	x	-	-	-	-
Macrolampis sp.	-	x	-	-	-	-	-
Lucidotini	-	-	-	-	-	-	-
Lucidota discoidalis	x	x	x	-	-	x	-
Lucidota sp.	-	-	x	-	-	-	-
Lamprocerini	-	-	-	-	-	-	-
Lucio splendens	-	-	-	-	-	x	-
Amydetini	-	-	-	-	-	-	-
Amydetes sp.1	x	x	-	-	-	x	x
Amydetes fanestratus	x	x	-	-	-	x	-
PHOTURINAE							
Photuris sp7	x	-	-	-	-	-	-
Bicellonychia lividipennis	-	-	-	-	x	-	x
B. ornaticollis	-	-	-	-	x	-	-
Pyrogaster moestus	-	x	x	x	-	-	-
PHENGODIDAE							
Mastinocerini	-	-	-	-	-	-	-
Phrixotrix hirtus	x	x	x	x	-	-	-
Stenophrixotrix sp.	-	x	x	-	-	-	-
Phengodini	-	-	-	-	-	-	-
Pseudophengodes sp.	-	-	x	-	-	-	-
ELATERIDAE							
AGRYPINAE							
Pyrophorini	-	-	-	-	-	-	-
Pyrophorus divergens	-	x	x	x	-	-	-
Pyrearinus micatus	-	x	x	x	-	-	-
Pyrearinus candellarius	-	x	x	x	-	-	-
Hapsodrilus ignifer	-	x	x	-	-	-	-

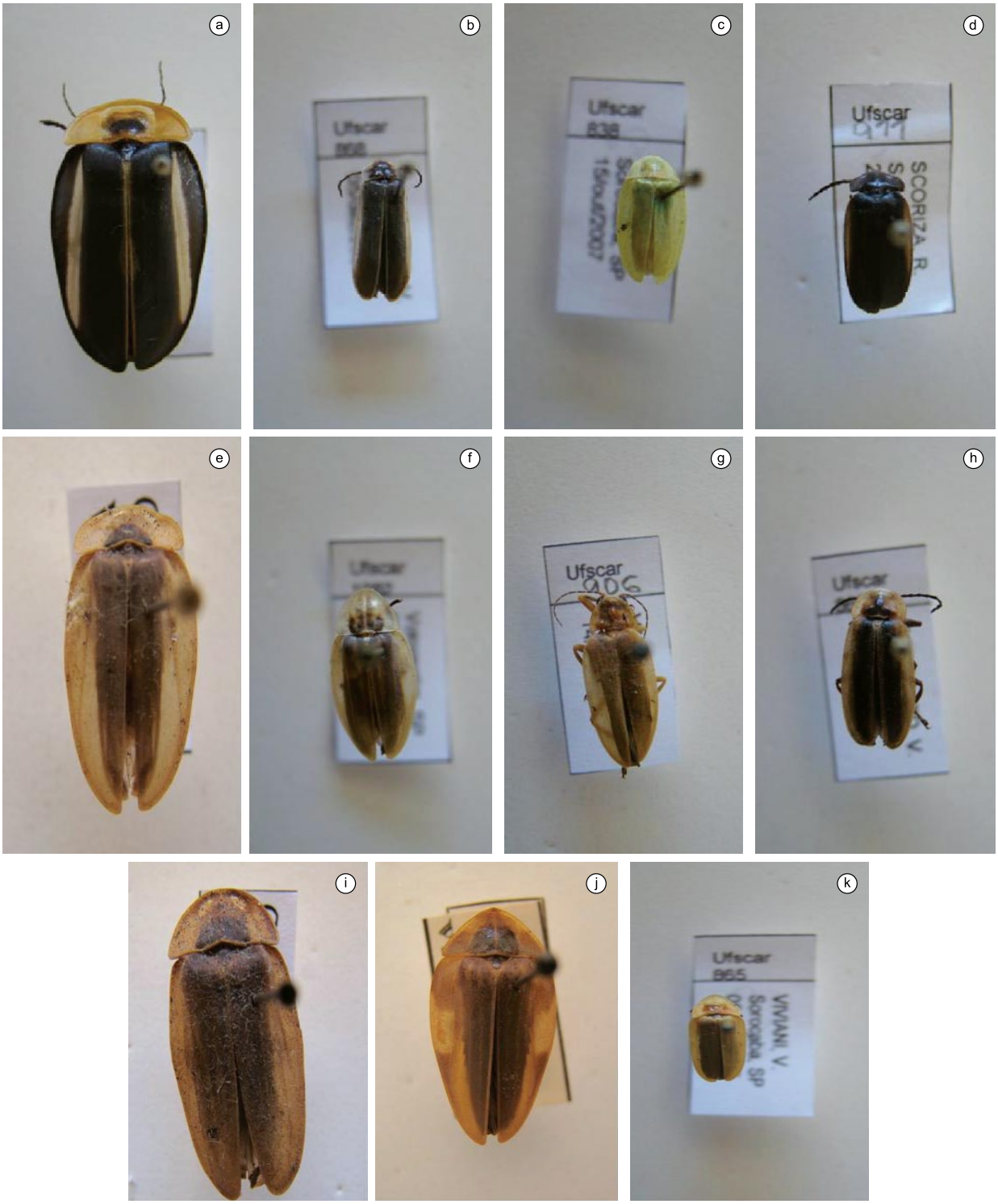


Figura 3. Algumas espécies de vaga-lumes lampirídeos (Coleoptera: Lampyridae) conspícuas em diferentes habitats na região de Campinas (Brasil): (Painel superior) espécies de floresta estacional e crescimentos secundários: a) *Cratomorphus distinctus* Olivier, 1895 (Lampyrinae: Cratomorphini); b) *Photinus* sp.1 (Lampyrinae: Photinini); c) *Aspisoma physonotum* Gorham 1884 (Lampyrinae: Cratomorphini) e d) *Pyrogaster moestus* Germar, 1824 (Photurinae); (Painel intemediário) espécies palustres: e) *Cratomorphus* sp.2 (Lampyrinae: Cratomorphini); f) *Aspisoma* sp.2 (Lampyrinae: Cratomorphini); g) *Bicellonychia ornaticollis* Blanchard, 1837 (Photurinae); h) *Bicellonychia lividipennis* (Photurinae); (Painel inferior) espécies campestres: i) *Cratomorphus concolor* Perty 1830 (Lampyrinae:Cratomorphini); j) *Aspisoma lineatum* Gyllhenal 1817 (Lampyrinae: Cratomorphini); k) *Aspisoma* sp.4 (Lampyrinae: Cratomorphini).

Figure 3. Some common firefly species (Coleoptera: Lampyridae) in different habitats of Campinas (Brazil): (Higher pannel) woody environment species found in seasonal rain forest and secondary growths: a) *Cratomorphus distinctus* Olivier, 1895 (Lampyrinae: Cratomorphini); b) *Photinus* sp.1 (Lampyrinae: Photinini); c) *Aspisoma physonotum* Gorham 1884 (Lampyrinae: Cratomorphini) e d) *Pyrogaster moestus* Germar, 1824 (Photurinae); (middle pannel) marshy species: e) *Cratomorphus* sp.2 (Lampyrinae: Cratomorphini); f) *Aspisoma* sp.2 (Lampyrinae: Cratomorphini); g) *Bicellonychia ornaticollis* Blanchard, 1837 (Photurinae); h) *Bicellonychia lividipennis* (Photurinae); (Lower pannel) open field species: i) *Cratomorphus concolor* Perty 1830 (Lampyrinae:Cratomorphini); j) *Aspisoma lineatum* Gyllhenal 1817 (Lampyrinae: Cratomorphini); k) *Aspisoma* sp.4 (Lampyrinae: Cratomorphini).

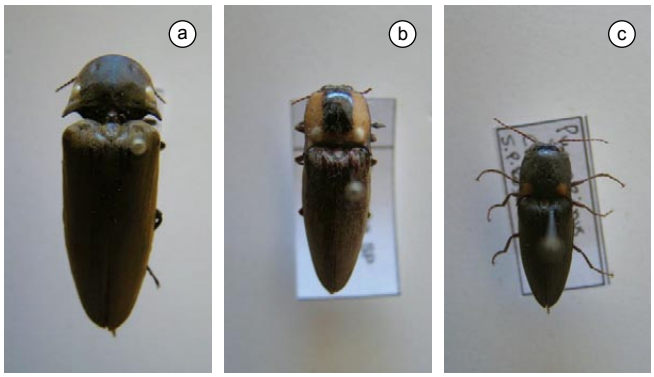


Figura 4. Elaterídeos (Coleoptera: Elateridae) luminescentes conspícuos em áreas de floresta estacional e crescimentos secundários: a) *Pyrophorus divergens* Eschscholtz, 1829 (Agrypinae: Pyrophorini); b) *Pyrearinus candellarius* Germar, 1841 (Agrypinae: Pyrophorini); e c) *Pyrearinus micatus* Costa, 1978 (Agrypinae: Pyrophorini).

Figure 4. Common luminescent click beetle species (Coleoptera: Elateridae) in areas of seasonal rain forest and secondary growths: a) *Pyrophorus divergens* Eschscholtz, 1829 (Agrypinae: Pyrophorini); b) *Pyrearinus candellarius* Germar, 1841 (Agrypinae: Pyrophorini); and c) *Pyrearinus micatus* Costa, 1978 (Agrypinae: Pyrophorini).

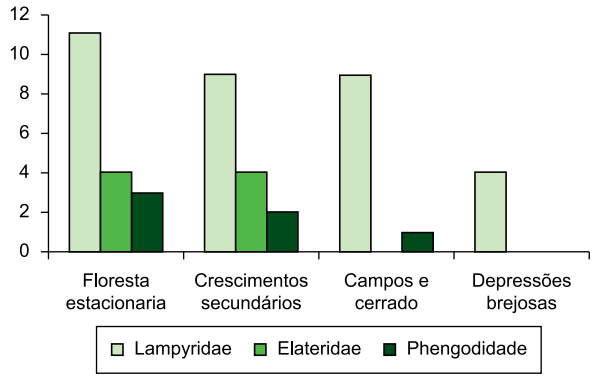


Figura 5. Número de espécies das familias de coleópteros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) amostrados em diferentes habitats.

Figure 5. Number of species of bioluminescent Coleoptera families (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) sampled in different habitats.

de Sorocaba. No campus da Bela Vista da UNESP (Rio Claro) foram encontrados os lampirídeos *Photinus jenai*, *A. lineatum*, *C. concolor*, *C. gorhami*, *Amydetes* sp.1, *Lucio splendens* Olivier, 1889, o fengodídeo *Stenophrixothrix*, e os elaterídeos *Pyrophorus punctatissimus* Blanchard, 1843 e *P. candellarius*, estas últimas duas espécies provavelmente vivem nas matas ciliares e em crescimentos secundários nos arredores.

Campos abertos (Figura 1). Observações em campo aberto foram feitas nos bairros Vila Nogueira, Jardim das Palmeiras em Campinas, Fazenda Santana (distrito de Sousas, Campinas), UNESP *campus* Bela Vista (Rio Claro) e Jardim Clarice (Votorantim). Na região de Campinas foram encontradas as espécies de lampirídeos *A. lineatum*, *Aspisoma* sp.4, *C. concolor* e *Amydetes* sp_1 e eventualmente a espécie *Phrixotrix hirtus*. Na região de Sorocaba foram encontradas as espécies *A. lineatum*, *Aspisoma* sp.4, *C. concolor* e *Amydetes* sp.1, *A. fanestratus*, e em Rio Claro *A. lineatum*, *Aspisoma* sp.4, *C. concolor*, *Amydetes* sp.1 e *P. jenai*.

4. Áreas impactadas e urbanizadas

Pastos (Figura 1). Em pastos situados em áreas secas, frequentemente foram encontradas as espécies de lampirídeos *A. lineatum*, *Aspisoma* sp.4, *C. concolor* e *C. gorhami*, e eventualmente o fengodídeo *Stenophrixothrix* sp. No caso de pastos situados em locais brejosos, foram encontrados com mais frequência os lampirídeos *B. lividipennis* e *A. lineatum*.

Áreas urbanas. Foi analisada a ocorrência de espécies de vaga-lumes em áreas urbanas (Tabela 4; Figura 6). A Tabela 3 mostra a ocorrência geral de espécies nestas localidades, a Tabela 4 mostra a ocorrência de espécies em diferentes terrenos amostrados em 3 bairros, a Figura 6 resume o número de espécies em áreas com diferentes graus de urbanização e a Figura 7 mostra.a frequência com que as espécies mais comuns ocorrem no terrenos amostrados.

Vila Nogueira. Foram realizadas coletas num total de 8 terrenos abandonados (VN1-VN8), 5 constituídos por campos de vegetação preferencialmente herbácea ao lado de residências (VN1-VN5) e 3 constituídos por áreas de brejo (VN6-VN8). Em todos os terrenos baldios de vegetação herbácea (VN1-VN5) foi encontrada a espécie de lampirídeo *A. lineatum*. Em dois terrenos (VN1 e VN2), além desta espécie, encontramos também *C. concolor*, e em apenas um terreno (VN2) foi encontrada também a espécie *Aspisoma* sp.4.

Na área de campo úmido parcialmente drenado dentro da escola Regina Coutinho Nogueira (VN6 Bairro Vila Nogueira, Campinas), entre 1981-1983 havia *B. lividipennis*, e em seus arredores *A. lineatum* e *Amydetes* sp.1. Na mesma época, em depressão brejosa mais extensa em VN8, nas proximidades da escola, às margens do Córrego da Lagoa do Taquaral, foram encontradas populações de *B. lividipennis* e *Aspisoma* sp.2. Na parte brejosa da área VN5 não foi encontrada nenhuma espécie.

Jardim das Paineiras. Em terreno baldio próximo as residências (JP1) foi encontrada a espécie *A. lineatum*. No sítio JP2, constituído por depressão brejosa, flanqueada por pequenos trechos de crescimentos secundários e por campos foram encontradas 7 espécies de lampirídeos e 2 de elaterídeos (Tabela 4). No sítio JP4, semelhante ao JP2, foram encontradas 7 espécies de lampirídeos, 1 espécie de elaterídeo, e 1 espécie de fengodídeo.

No sítio JP3, que consistia de terreno pantanoso no Jardim das Palmeiras, onde haviam algumas habitações dispersas entre 1983-1984, foram observados e coletados espécimes de *B. lividipennis*. Em 1998 ainda foram observados sítios isolados com populações desta espécie na área. Entretanto, após loteamento e divisão por muros de cimento entre 2000-2002, restaram apenas alguns terrenos abandonados de natureza palustre, e esta espécie não foi mais encontrada no local.

Atualmente os sítios JP1, JP3 e JP4 foram aterrados e tomados quase completamente por residências. O sítio JP2 foi parcialmente aterrado e o córrego principal, Mato Dentro, foi drenado, restando pequena área de crescimento secundário e parte de brejo na margem de córrego afluente. Nesta última área atualmente encontramos unicamente a espécie *A. lineatum*, enquanto que as outras espécies não foram mais encontradas.

Jardim Clarice, Votorantim (B). Foram feitas coletas em dois sítios: JC1 consistindo de depressão brejosa contornada por pasto de gado bovino, trecho de crescimento secundário muito impactado pelo gado e por condomínio em fase de urbanização por outro lado; e JC2 que consiste de área de crescimento secundário destinada a parque, contornada por área residencial. Em JC1 encontramos 8 espécies de lampirídeos. Em JC2 foram encontradas 5 espécies de lampirídeos e 2 de elaterídeos (Tabela 4).

Tabela 4. Ocorrência das espécies de coleópteros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) mais comuns em diferentes sítios amostrados em áreas urbanas de Campinas e Sorocaba-Votorantim (Brasil).

Table 4. Occurrence of the most common bioluminescent Coleoptera species (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) in different sites sampled in the municipalities of Campinas and Sorocaba-Votorantim (Brazil).

Vila Nogueira (Campinas)	Espécies	Jardim das Paineiras (Campinas)	Espécies	Jardim Clarice (Votorantim)	Espécies
VN1 (terreno baldio)	*A. lineatum, C. concolor*	JP1 (terreno baldio)	*A. lineatum*	JC (depressão brejosa, cresc. Secundário)	*Aspisoma* sp.2, *B. lividipennis, B. ornaticollis, Cratomorphus* sp.2, *A. lineatum*, *Aspisoma* sp.4, *Amydetes fanestratus, Pyrogaster moestus*
VN2 (terreno baldio)	*A. lineatum, C. concolor*, *Aspisoma* sp.4	JP2 (depressão brejosa, cresc. Secundário)	*Aspisoma, B. lividipennis, B. ornaticollis, Cratomorphus* sp.2, *A. lineatum, Photinus* sp.1, *Pyrogaster moestus, Pyrophorus divergens, Pyrearinus micatus*	JC2 (crescimento secundário)	*Pyrogaster moestus, Photinus* sp.1, *C. concolor, A. lineatum, Amydetes fanestratus, Pyreatinus micatus, P. divergens*
VN3 (terreno baldio)	*A. lineatum*	JP3 (brejo)	*B. lividipennis, A. lineatum*	–	–
VN4 (terreno baldio)	*A. lineatum*	JP4 (depressão brejosa, cresc. secundário)	*Aspisoma* sp.2, *B. lividipennis, B. ornaticollis*, *Cratomorphus* sp.2, *C. concolor*, *A. lineatum, Pyrogaster moestus Pyrearinus candellarius*	–	–
VN5 (terreno baldio)	*A. lineatum*	JP5 (terreno brejoso ao lado de residências)	*B. lividipennis*, *Aspisoma* sp.2	–	–
VN6 (brejo)	–	–	–	–	–
VN7 (brejo)	*B. lividipennis, A. lineatum*	–	–	–	–
VN8 (brejo)	*B. lividipennis, Aspisoma* sp.2	–	–	–	–

5. Áreas iluminadas

Percebe-se que as áreas mais iluminadas são em geral as mais pobres em espécies luminescentes. Entre 10 sítios de campo aberto com iluminação de rua localizada a menos de 50 m de distância investigados nas áreas urbanas de Campinas e Sorocaba, 8 tinham a espécie *A. lineatum*, e dentre 7 sítios em locais brejosos, 5 apresentaram a espécie *B. lividipennis*. Nestas localidades, a iluminância ambiental, oriunda principalmente de lâmpadas de vapor de sódio, variava entre 0.2-0.85 LUX. A maioria das espécies investigadas até o momento ocorre em locais com luminosidade abaixo de 0.1 LUX.

6. Sazonalidade

Em virtude das observações feitas continuamente por um período superior a 20 anos na região de Campinas, por um período de 4 anos na região de Rio Claro, e 3 anos em Sorocaba, foi possível estabelecer a sazonalidade de um número considerável de espécies comuns a estas três regiões. A Tabela 5 resume o período anual de atividade observada para adultos de algumas espécies mais representativas na região. A maioria dos adultos das três famílias tem pico de atividade entre outubro e dezembro. Entre estas encontramos espécimes de lampirídeos *P. moestus*, *A. physonotum*, *Aspisoma* sp.4, *C. concolor*, *C. distinctus*, *Cratomorphus* sp.2, e a maioria dos elaterídeos e os fengodídeos. Algumas espécies de lampirídeos têm um espectro mais amplo de atividade, por exemplo, *A. lineatum* é encontrado em atividade no período de agosto ou setembro até abril. A espécie palustre *Aspisoma* sp.2 também apresenta dois picos anuais, um entre outubro-dezembro, e outro entre março-abril. Em anos recentes verificou-se que o período de atividade foi curiosamente estendido até os meses de fevereiro e março, para espécies como *P. moestus*, *Photinus* sp.1, que anteriormente tinham atividade até final de dezembro, e até março-abril, para espécies como *B. lividipennis*, cuja atividade era observada até final de fevereiro.

Discussão

Neste trabalho mostramos a distribuição de espécies de coleópteros bioluminescentes da superfamília Elateroidea que ocorrem na região do Planalto Central do Estado de São Paulo, uma região relativamente urbanizada e desenvolvida em termos de agricultura. Uma grande parte das espécies estudadas e observadas é comum aos três municípios. É notável que as espécies *Macrolampis* sp., *P. jenai* e *P. punctatissimus* foram encontradas nas áreas de Cerrado em Sorocaba e Rio Claro também no Cerrado Central de Goiás (Com. pess.).

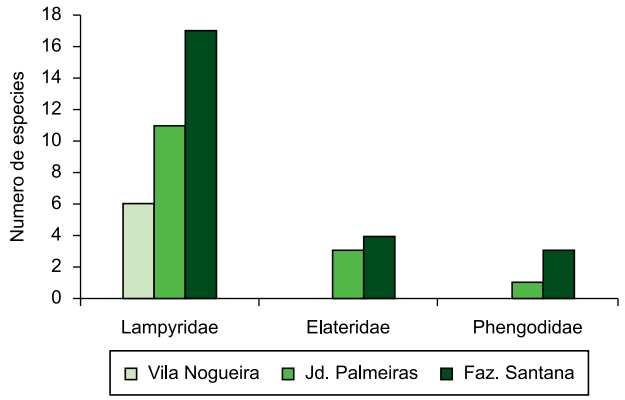


Figura 6. Número de espécies das famílias de coleópteros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) amostradas em bairros em diferentes estágios de urbanização de Campinas (Brasil): a Fazenda Santana representa área tipo A, bem preservada; o bairro Jardim das Paineiras representava uma área tipo B, predominantemente rural em início de urbanização, e o bairro Vila Nogueira constitui área tipo C completamente urbanizada.

Figure 6. Number of species of luminescent Coleoptera families (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) sampled in neighborhoods under different stages of urbanization in Campinas municipality (Brazil): The Santana Farm represents a well preserved area type A; Jardim das Paineiras represented a rural area in the beginning of urbanization type B; and Vila Nogueira represents a totally urbanized area type C.

A floresta estacional apresentou o maior número de espécies, seguido de crescimentos secundários, campos e cerrado e brejos. Os lampirídeos foram encontrados em todos os habitats (Figura 5), enquanto que elaterídeos foram encontrados principalmente em floresta estacional e crescimentos secundários. Os fengodídeos foram encontrados predominantemente em áreas florestadas e menos frequentemente em campos (Figura 5). Estas diferenças refletem a ecologia destas espécies. Larvas de elaterídeos são carnívoras e vivem principalmente em troncos apodrecidos e no solo (Costa et al. 1988, Bechara 1988), o que pode justificar sua ocorrência em áreas florestadas mais ricas em nutrientes e biodiversidade. Fengodídeos se alimentam de diplópodes (Myriapoda: Diplopoda) (Viviani & Bechara, 1997), encontrados principalmente no folhiço e em troncos em decomposição que ocorrem predominantemente em matas onde há abundância de madeira em decomposição, mas também em campos. Larvas de lampirídeos, por outro lado, são predadores de uma variada gama de espécies de gastrópodes (Mollusca: Gastropoda) (Viviani 2001), que podem ser de solo (lesmas), arbóreos como os caramujos *Bradybaena semilaris* Férussac, 1821 (Bradybaenidae: Bradybaeninae), *Bulimulus tenuissimus* d'Orbigni, 1835 (Bulimulidae: Bulimulinae) etc, ou aquáticos como os caramujos *Lymnaea* spp. (Lymnaeidae: Lymnaeninae) e *Biomphalaria* spp. (Planorbidae: Planorbinae), o que justificaria sua ocorrência em todos os habitats.

Como pode ser constatada, a urbanização tem profundo impacto na biodiversidade de espécies de coleópteros bioluminescentes (Figura 6). A maioria das espécies é afetada negativamente, desaparecendo dos locais urbanizados, enquanto que poucas espécies

Tabela 5. Sazonalidade dos adultos das principais espécies de besouros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) estudadas.

Table 5. Sazonality of adults of the main species of bioluminescent beetles studied (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae).

Taxon/ Mês	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.
LAMPYRIDAE												
Aspisoma lineatum	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
Aspisoma sp.2			■	■	■	■	■	■	■			
Aspisoma physonotum	■	■	■					■	■			
Aspisoma sp.4			■	■	■							
Cratomorphus distinctus			■	■	■	■						
C. concolor			■	■	■							
Cratomorphus sp.2			■	■								
Cratomorphus sp.3				■	■	■						
Cratomorphus gorhami						■	■					
Photinus sp.1						■	■					
Amydetes sp.1		■	■									
Amydetes fanestratus		■	■	■	■							
Pyrogaster moestus			■	■	■							
B. lividipennis			■				■	■	■			
B. ornaticollis			■	■	■							
ELATERIDAE												
Pyrophorus divergens			■	■	■							
Pyrearinus mictus				■	■	■						
Pyrearinus candellarius			■	■	■							
Hapsodrilus ignifer				■	■							

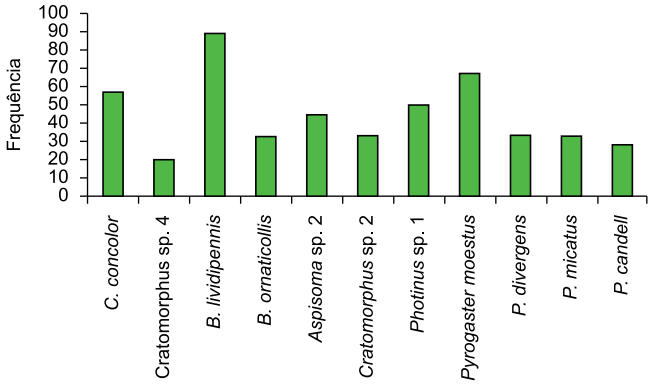


Figura 7. Frequência da ocorrência das espécies de coleópteros bioluminescentes (Coleoptera: Lampyridae, Phengodidae, Elateridae) mais comuns nos diferentes sítios amostrados em Campinas e Sorocaba-Votorantim (Brazil).

Figure 7. Frequency of the occurrence of the most common species of bioluminescent beetles in different sites sampled in Campinas and Sorocaba's municipalities.

podem eventualmente persistir e se adaptar. A Figura 7 mostra a frequência de ocorrência das espécies mais comuns nos respectivos habitats no total de sítios amostrados.

Espécies de floresta estacional são as mais sensíveis, ocorrendo unicamente em ambientes altamente sombreados e preservados. Espécies de lampirídeos de borda de matas como *A. physonotum*, *P. moestus* e *Photinus* sp.1, que são frequentemente encontrados também em crescimentos secundários, são dificilmente encontrados em fragmentos em áreas urbanas. Entre os elaterídeos, a espécie *P. micatus* é eventualmente encontrada em áreas urbanas, se áreas remanescentes de crescimentos secundários estiverem bem preservados.

Espécies de campo aberto são aparentemente menos afetadas. Em locais urbanos ainda podem ser encontradas espécies como *A. lineatum*, *C. concolor* e *Aspisoma* sp.4. Nos habitats mais impactados, como terrenos abandonados entre habitações a maioria das espécies desapareceu, entretanto poucas espécies foram persistentes ou até reincidentes. A espécie de lampirídeo *A. lineatum* é sem dúvida a espécie de campo aberto mais adaptável em locais urbanos. *Amydetes fanestratus* também tem sido encontrada em áreas bem impactadas proximas habitações na região de Sorocaba.

Em áreas palustres, *B. lividipennis* é a espécie mais frequente, enquanto que as espécies *Cratomorphus* sp.2 e *B. ornaticollis*, não foram encontradas em áreas urbanas.

A análise dos fatores que influenciam esta diversidade é complexa. A influência antrópica pode se manifestar de diferentes formas: redução do habitat, criação de gado, agricultura, corte da vegetação, queimadas, lixo, e outros fatores como poluição do ar, sonora e luminosa, que são mais críticos próximos aos centros urbanos. Alguns fatores podem favorecer a persistência de certas espécies. A espécie *A. lineatum* pode ser encontrada próxima a hortas e jardins ricos em caramujos das espécies *B. semilaris* e *B. tenuissimus*. Em locais palustres próximos a pastagens, encontram-se frequentemente em abundância *B. lividipennins* e *Aspisoma* sp.2, Nestes locais é possível que os excrementos escoados pela chuva até os locais mais baixos favoreçam a proliferação de caramujos como *Biomphalaria* spp e *Limnaea* spp, e outros invetrebrados que sabidamente servem de alimento para estas espécies (Viviani, 2001).

Desta forma, os resultados sugerem que as espécies noturnas facilmente identificáveis pelo seu padrão de bioluminescência possam servir como bons indicadores. As espécies de lampirídeos *A. lineatum*, *B. lividipennis* e *Aspisoma* sp.2 poderiam servir como indicadores de ambientes parcialmente impactados. As espécies de lampirídeos *A. physonotum*, *P. moestus*, *Photinus* sp.1, *C. concolor* e os elaterídeos *P. micatus* e *P. candellarius* podem servir como indicadores de floresta em fase de sucessão. Por outro lado, espécies como os lampirídeos *C. distinctus*, *Cratomorphus* sp.3, *Photinus* sp., os elaterídeos *P. divergens* e *H. ignifer* podem ser bons indicadores de floresta estacional em seu clímax.

Entre os fatores mais influentes, a iluminação artificial tem papel de destaque, pois é sabido que vagalumes dependem de sua bioluminescência para reprodução (Lloyd 1983), e sua atividade é afetada pelos níveis de iluminação ambiental (Lloyd 2006, Lall et al. 2009). Embora neste trabalho não tenham sido realizados estudos estatísticos mais detalhados, percebe-se claramente que locais mais iluminados são mais pobres em espécies bioluminescentes. Dos sítios amostrados, os mais ricos são aqueles que tem uma iluminância abaixo de 0.1 LUX, que é próximo ao valor de iluminância da lua cheia. Entretanto é notável que na maioria dos sítios amostrados próximos a iluminação de rua, com iluminância variando entre 0.2-0.85 LUX, ainda se encontram as espécies de lampirídeos *A. lineatum* e *B. lividipennis*. No caso de adultos de *B. lividipennis,* a atividade inicia após o crepúsculo, em intensidades de luz ambiental próximas de 4.5 LUX (Viviani 2001), portanto é esperado que estes indivíduos sejam menos afetados pela iluminação artificial abaixo deste valor. É possível que luz artificial de diferentes cromaticidades como aquela oriunda de lâmpadas de sódio ou mercúrio, afetem de forma diferente as espécies de vaga-lumes, dependendo do grau de sobreposição do espectro da fonte de luz com os espectros de bioluminescência e de sensibilidade óptica das espécies. Estudos estão em andamento para analisar e melhor entender o impacto da iluminação artificial na atividade e diversidade de vaga-lumes.

Conclusões

A biodiversidade de espécies luminescentes decresce consideravelmente com a urbanização, entretanto algumas espécies, especialmente *A. lineatum*, *Amydetes* sp.1 e *B. lividipennis*, frequentemente são persistentes ou até reincidentes. Outras espécies, como aquelas ativas na borda de matas e crescimentos secundários, são mais sensíveis e podem constituir potenciais bioindicadores noturnos. Os estudos sugerem que a iluminação artificial seja um dos principais fatores que afetam a ocorrência de vaga-lumes em seus habitats, afetando principalmente as espécies noturnas. Este estudo abre a possibilidade de se utilizar este grupo de besouros como potenciais bioindicadores noturnos de impacto ambiental em habitats de Floresta Atlântica Estacional, Cerrado e ambientes palustres na região.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelo programa BIOTA da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade (V. V). Agradecemos Cleide Costa (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo) pela leitura crítica do manuscrito e sugestões, e a Simone Policena Rosa (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo) pela identificação dos espécimes de lampirídeos, leitura e sugestões. Os autores agradecem também aos colegas que participaram das coletas ao longo destes anos, em especial Florisbela T. Ogawa (UNESP), Frederico Arnoldi (UNESP), Antonio Joaquim Silva Neto (UNESP), Priscila Tanioka (UFSCar), Valéria Scorsato (UFSCar) e Rogilene Prado (UFSCar).

Referências Bibliográficas

BECHARA, E.J.H. 1988. Luminescent elaterid beetles: biochemical, biological and ecological aspects. **In** Advances in Oxygenated Processes (A.L. Baumastark, ed.) JAI Press London, p.123-178.

BOHAC, J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. Agriculture, Ecossystems and Environment 74(1-3):357-372.

COSTA, C. 1975. Systematics and evolution of the tribes Pyrophorini and Heligmini with description of Campyloxeninae, a new subfamily. Arquiv. Zool. 26(2):49-190.

COSTA, C. 2000. Estado de Conocimiento de los Coleoptera Neotropicales. PRIBES (Martin-Pera, J.J.F., Morrone & A. Melic, eds.). M3M Monografias Tercer Milenio, Zaragoza, p.99-114.

COSTA, C., VANIN, S.A. & CESARI-CHEN, S.A. 1988. Larvas de Coleoptera do Brasil. Museu de Zoologia - Universidade de São Paulo, São Paulo.

COSTA, C., VANIN, S.A., CASARI, S.A. & VIVIANI, V.R. 1999. Larvae of Neotropical Coleoptera. XXVII. *Phrixothrix hirtus* Olivier,1909, descriptions of immatures, neotenic female, adult male and and bionomic data (Phengodinae, Phengodidae, Coleoptera). Ilheringia. Ser. Zool. 86:9-28.

DE COCK, R. & MATTHYSEN, E.2004. The adaptive value of luminescent behaviour in glow-worms (Coleoptera: Lampyridae). PhD Thesis, Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

DURÃES, R., MARTINS, W.P. & VAZ-DE-MELLO, F.Z. 2005. Dung beetles (Coleoptera: Scarabeidae): assemblages across a natural forest-Cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. Neotropical Entomol. 34(5):721-731.

LALL, A., CRONIN, T.W., BECHARA, E.J.H., COSTA, C. & VIVIANI, V.R. 2009. Visual ecology of bioluminescent beetles: visual spectral mechanisms and the colors of optical signaling in Coleoptera, Elateroidea: Lampyridae, Elateridae and Phengodidae. **In** Bioluminescence in focus-a collection of Illuminating essays: research signpost (V.B. Meyer-Rochow, ed.). Research Signpost, Kerala, p.201-228.

LLOYD, J.E. 1983. Bioluminescence and communication in insects. Annu. Rev. Entomol. 28:131-160.

LLOYD, J.E. 2006. Stray light, fireflies and fireflyers. **In** Ecological consequences of artificial night lighting. (C. Rich and T. Longcore, eds.). Island Press, Washington, DC, p.345-364.

MARINONI, R.C. & GANHO, N.G. 2006. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucaria. Rev. Bras. Entomol. 50(1):64-71.

OKADA, Y.K. 1928. Two aquatic glowworms. Trans. Ent. Soc. Lond. 1:101-107

RAINIO, J. & NIEMELÃ, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. Biodiversity and Conservation 12(3):487-506.

ROSA, S.P. 2007. Description of *Photuris fulvipes* (Blanchard) immatures (Coleoptera: Lampyridae, Photurinae) and bionomic aspects under laboratory conditions. Rev. Bras. Entomol. 51(2):125-130.

VIVIANI, V.R. & BECHARA, E.J.H. 1997. Bioluminescence and biological aspects of Brazilian railroadworms (Coleoptera: Phengodidae). Ann. Entom. Soc Am. 90(3):389-398.

VIVIANI, V.R. 1989. Levantamento e ecologia das espécies de lampirídeos do município de Campinas. Bioikos 2(1):40-42.

VIVIANI, V.R. 1989a. A predação de caramujos *Biomphalaria tenagophila* por larvas de vagalumes lampirídeos. Bioikos 3(1):19-25.

VIVIANI, V.R. 1989b. Descricão dos estágios imaturos e dados biológicos de *Aspisoma* sp. (Coleoptera: Lampyridae). Rev. Bras. Entom. 33(2):359-366.

VIVIANI, V.R. 2001. Fireflies (Coleoptera: Lampyridae) from Southeastern Brazil: Habitats, Life History, and Bioluminescence. Ann. Entomol. Soc. Am. 94(1):129-145.

VIVIANI, V.R. 2007. Luciferases de vagalumes. Biotecnologia e Desenvolvimento 37:8-19.

Recebido em 23/12/09
Versão reformulada recebida em 14/05/10
Publicado em 08/06/10

Parapentaneura bentogomensis Stur, Fittkau et Serrano (Diptera, Chironomidae, Tanypodinae) taken in Southeastern, Brazil: additional characters and modified generic diagnosis

Caroline Silva Neubern de Oliveira[1,3], Alaíde Aparecida Fonseca-Gessner[2] & Mário Antônio Navarro-Silva[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Entomologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil, e-mail: cneubern@yahoo.com.br, mnavarro@ufpr.br
[2]Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil
[3]Corresponding author: Caroline Silva Neubern de Oliveira, e-mail: cneubern@yahoo.com.br

NEUBERN, C.S.O., FONSECA-GESSNER, A.A., & NAVARRO-SILVA, M.A. ***Parapentaneura bentogomensis* Stur, Fittkau et Serrano (Diptera, Chironomidae, Tanypodinae) taken in Southeastern, Brazil: additional characters and modified generic diagnosis**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03710022010.

Abstract: The genus *Parapentaneura* was established in 2006 and is composed of a single species, *Parapentaneura bentogomensis*, originally from Mato Grosso State. This species was collected in São Paulo State and is thus redescribed. The specimens from both localities were compared, adding new characters to the description of the species and emending the genus diagnosis. The new record increases considerably the geographical distribution of *Parapentaneura*.
Keywords: *new record, non-biting midges, redescription, species, taxonomy.*

NEUBERN, C.S.O., FONSECA-GESSNER, A.A., & NAVARRO-SILVA, M.A. ***Parapentaneura bentogomensis* Stur, Fittkau et Serrano (Diptera, Chironomidae, Tanypodinae) da região Sudeste do Brasil: caracteres adicionais e diagnose genérica modificada**. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03710022010.

Resumo: O gênero *Parapentaneura* foi estabelecido em 2006 e apresenta somente uma espécie, *Parapentaneura bentogomensis*, proveniente do Estado do Mato Grosso. Esta espécie foi coletada no Estado de São Paulo e então redescrita detalhadamente, apresentando caracteres adicionais. Os espécimes de ambas as localidades foram comparados, possibilitando o aperfeiçoamento da diagnose do gênero. O novo registro amplia consideravelmente a distribuição geográfica de *Parapentaneura.*
Palavras-chave: *novo registro, quironomídeo, redescrição, espécie, taxonomia.*

Introduction

The genus *Parapentaneura* Stur, Fittkau et Serrano was established in 2006, originally described from Mato Grosso State, Brazil. This genus is similar to *Pentaneura* (Philippi, 1865) and *Hudsonimyia* (Roback, 1979) with respect to the lyrate tibial spurs and the rather short and robust hypopygium (Stur et al., 2006). The pupal stage of *Parapentaneura* resembles that of *Larsia* due characters of thoracic horn. The larval stage resembles that of *Pentaneura* due to the presence of the dark supraanal setae, which are longer and stronger than the anal setae and mounted on small humps (Stur et al., 2006).

The genus includes a single species, *Parapentaneura bentogomensis* and can be diagnosed by the following characters: imagines with lyrate tibial spurs; R_2 branch absent; R_{2+3} connecting with Costa; anal point simple; scutal tubercle absent; comb of hind tibia distinct, with 5-6 setae, with a single spur. Pupa with alveolar horn, atrium filling most of lumen, thoracic comb consisting of 6-8 rounded tubercles and anal lobe 1.6 (female) or 1.8 (male) times longer than wide. Larval paraligula with 3 teeth, pecten hypopharyngis with 10-11 teeth, AR about 4 (Stur et al. 2006).

The record of *Parapentaneura* from São Paulo State extends the known range of the species considerably. The examination of the type material allows us to securely identify the additional material as belonging to this species, improving the species and genus descriptions.

Material and Methods

The material examined was mounted on slides, in Euparal, following the procedures outlined by Pinder (1983, 1986, 1989). The general terminology follows Saether (1980), Roback (1985), Kowalyk (1985), Langton (1994) and Oliver & Dillon (1989). Unless otherwise indicated, measurements are given in μm and are given as ranges followed by the mean when more than three specimens have been measured. All the larvae were measured in the fourth instar exuviae. The coloration concerns slide mounted specimens.

The paratypes are housed in the entomological collection of Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, Brazil. The additional material examined is housed in the Laboratório de Entomologia Aquática of the Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Paulo, Brazil and in the collection "Pe. Jesus Santiago Moure", Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR, Paraná, Brazil.

Results

Parapentaneura Stur, Fittkau et Serrano

Generic Diagnosis. Male: wing length 1.1-1.4 mm. Antenna with 13 flagellomeres, apical flagellomere indistinctly offset, AR 1.1-1.3. Eyes with dorsomedian extension; temporals uniserial. Antepronotal lobes separated medially; scutal tubercle absent; lateral antepronotal, anepisternal, preepisternal and postnotal setae absent. Wing unmarked; membrane evenly covered with pale macrotrichia; Costa ending between M_{1+2} and M_{3+4}; R_{2+3} reaching Costa; R_2 branch absent; anal lobe well developed. Fore and hind tibiae with single spur; mid tibia with two spurs; all tibial spurs lyrate, with 3-4 teeth; pulvilli absent. Tergite IX with strong posterior setae. Phallapodeme and lateral sternapodeme with characteristic shape. Gonocoxite robust, 1.5 times longer than wide, inner margin slightly concave; dorsal surface with longer marginal setae and field of short bristles medially. Gonostylus simple, short, about half the length of gonocoxite, HR 1.54-1.65. Pupa: Exuviae coloration brownish with a dark brown spots. Thoracic horn flattened, elongated; alveolar horn atrium with central duct, connected to large plastron plate by narrow neck; corona present, more than half the length of horn; thoracic comb well developed, consisting of rounded tubercles, longest tubercle more than twice as long as wide; additional small rounded projections near base of horn; anterior median surface of thorax wrinkled. Scar on tergite I elongated, pigmented. Tergite I with one prominence on each side of scar and without shagreen. Tergites with short spinules partially serially arranged in groups of 2 and 3; abdominal D setae all filamentous, robust, apically round; segment VII with 3 LS seta, shorter than length of segment; segment VIII with 5 LS setae. Anal lobe about 2 times longer than wide; outer margin sclerotized and with spinules beyond distal macroseta; remaining part hyaline, with shagreen basally; anal macrosetae with adhesive sheaths, proximal macrosetae dorsal; male genital sac about one-third the length of the anal lobe. Larva: head capsule 430-600 long; AR 3.68-4.22; ring organ near middle of basal segment. Ring organ in distal half of basal maxillary palp segment; mandible slender, basal tooth distinct; ligula with 5 subequal teeth, row of teeth straight to slightly convex, inner teeth with apices turned outwards; paraligula bi - or trifid, third tooth on inner side varying in size; pecten hypopharyngis with 6-11 teeth; S5, DP and S8 in row, slightly posteriorly directed; S7 anterolateral to S8; S9 anterior to VP; S10 posterior to VP. Anal tubules slender; supraanal setae on small tubercles with transversal grooves, stronger and longer than anal setae; posterior parapods with spinules in the extremity; claws of posterior parapods simple or with inner teeth.

Parapentaneura bentogomensis Stur, Fittkau et Serrano, 2006: 59 (Figures 1-13)

Material Examined : Paratypes, 2 males with pupal exuviae, Brazil, Mato Grosso, Bento Gomes river near Poconé, 15° 54' S and 56° 33' W, 14.x.1993, Serrano M. A. *leg*. 7 males with larval and pupal exuviae Brazil, São Paulo, São Carlos, UFSCar, Mayaca pond, 21° 58' 02.,1" S and 47° 33' 01.,7" W, 13.ix.2004, Oliveira C.S.N. *leg.*

Male Imago (n = 7; Figures 1-5)

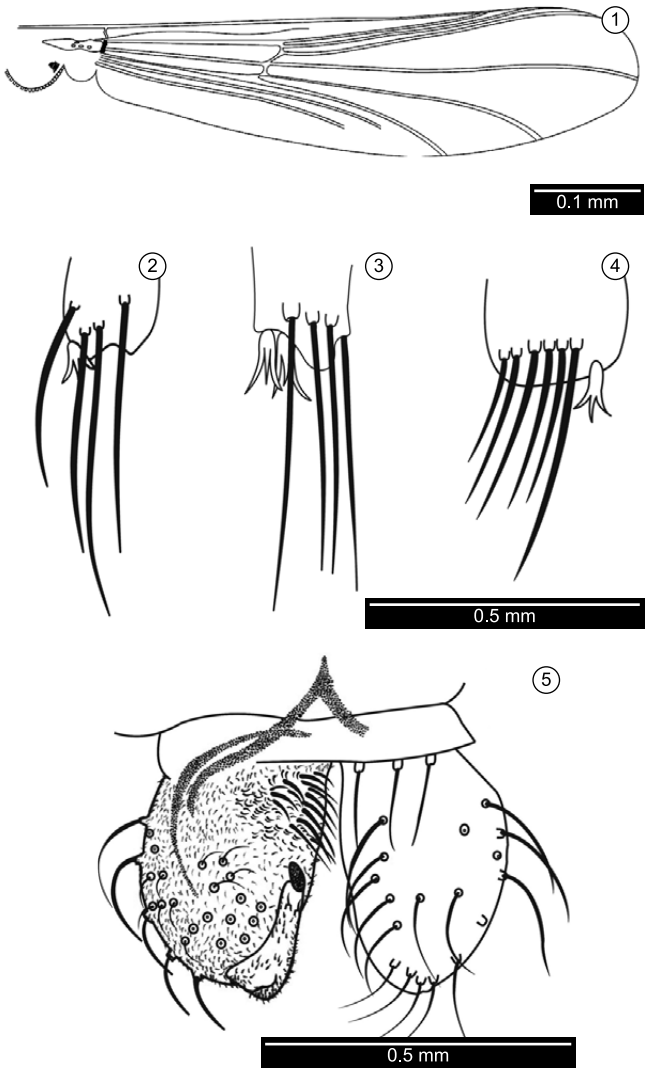
Total length 2.63-2.66, 2.65 mm. Wing length 1.28-1.46, 1.37 mm. Total length/wing length 1.82-2.05, 1.94. Wing length/length of profemur 2.06-2.21, 2.14.

Coloration: Head, pedicel, antenna and thorax brownish. Wings with membrane evenly covered with pale macrotrichia. Legs brownish. Abdomen brownish.

Head: AR 1.12-1.28, 1.18. Apical flagellomere 50-55, 53 long. Dorsomedial extension with 3-4 facets. Temporal setae 8-9, two coronal setae. Clypeus with 8-13 setae, 80-83.7, 81 long and 63.7-70.0, 67.9 wide at largest part. Labium with one seta. Ocular ratio 1.2-1.6, 1.4. Tentorium 145 long and stipes not measurable. Cibarial pump with anterior margin weakly concave 170.0-197.5, 180.8 long. Palpomere lengths 27.5-30.0, 29.2; 43.7-55, 48.7; 75-87.5, 80.0; 93.7-105, 99.5; and 137.5-160.0, 150.4. Palpomere 2 with sensilla capitata 18.7-25, 20.8 distant of base.

Wing (Figure 1): VR 0.95. Brachiolum with three setae. Costa 1-1.3, 1.2 mm. Sc 0.66-0.70, 0.68 mm. R_1 0.3-0.45, 0.37 mm. R_2 branch absent. R_{2+3} 0.41-0.53, 0.46 mm. R_{4+5} 0.69-0.78, 0.73 mm. RM 0.39-0.46, 0.42 mm from arculus and MCu 0.37-0.44, 0.40 mm from arculus. Squama with 7-13 setae. Crossvein ratio 0.67-1.0, 0.9. Cubital ratio 49.3-61, 5.0.

Legs (Figures 2–4): Leg I - width at apex of tibia 37.5-38.7, 38.1, tibia with one apical spur (Figure 2) 17.5-18.7, 17.9 long of four teeth. Apex of tibia with four preapical setae 87.5-13.0,



Figures 1-5. *Parapentaneura bentogomensis*, imagines – ♂: 1. wing; 2. apex of fore tibia; 3. apex of mid tibia; 4. apex of hind tibia; 5. tergite IX and hypopygium, left side dorsal view and right side ventral view. Scale: Figure 1 = 0.1 mm and Figures 2-5 = 0.5 mm.

106.6 long. Claw 21.2 long. Leg II - width at apex of tibia 32.5-33.7, 32.9, tibia with two apical trifid spur (Figure 3) 15.0-17.5, 15.8; 17.5 long. Apex of tibia with four preapical setae 85.0-120.0, 102.5 long. Claw 21.0 long. Leg III - width at apex of tibia 42.5-50.0, 46.6, tibia with one apical trifid spur (Figure 4) 17.0-20.0, 18.2 long. Apex of tibia with comb of six setae, the first right setae bigger than others setae. Claw 21.0 long. BV 2.45-2.6, 2.5.

Hypopygium (Figure 5): Phallapodeme 75.0-81.0, 78.1 and lateral sternapodeme 75.0-80.0, 77.5 long. Gonocoxite 80.0-90.0, 85.0 long and 57.5-60.0, 59.2 wide. Gonostylus 51.2-56.2, 53.2 long, megaseta 10.0-11.0, 10.4 long. HR 1.54-1.65, 1.60, HV 4.73-5.13, 4.99.

Pupa (n = 7; Figures 6-9)

Male abdomen 2.37-2.98, 2.75 mm. Length of thoracic horn / length of longest anal macrosetae 0.66-0.84, 0.75; length of genital sac/length of anal lobe 0.37-0.48, 0.43. Exuviae brownish with a dark brown spots (Figure 6), thoracic horn brown.

Cephalothorax: Wing sheath 0.70-0.87, 0.79 mm long and 0.25-0.33, 0.29 mm width. Thoracic horn (Figure 7) 182.0-200.0, 189.0 long, maximum width 70.0-82.0, 75.6, branched or simple respiratory atrium, plastron plate 40.0-43.7, 42.0 long, wavy surface plastron plate, corona 60.0-100.0, 75.8 long, surface of thoracic horn with spines. Basal lobe next to with 8 protuberances. Thoracic comb with seven well development rounded teeth.

Abdomen (Figures 6, 8, 9): AI without shagreen, AII-VII with shagreen as in figure 8, tergite I with scar 120.0-133.7, 127.0 long and with one prominence on each side of scar. AVII with 3 *taeniae*, LS_1 112.5-127.5, 120.0. AVIII with 5 *taeniae*, LS_1 50.0-67.5. Anal lobe (Figure 9) 350.0-375.0, 360.0 long, with 2 anal macrosetae 237.5-275.0, 256.2 long, LS_1 anal macroseta 80.0-92.0, 86.5, LS_2 anal macroseta 137.5-152.5, 144.6, medially membranous and with spinules beyond distal macroseta in the outer margins. Genital sac smaller than anal lobe, with 140-171.2, 152.9 long.

Larva (n = 7; Figures 10-13)

Head capsule (Figures 10, 11): Length 430.0-445.0, 435.0; width 240.0-290.0, 261.6. A_1 225.0-237.5, 230.8 long, ring organ 117.5-130, 125 from the base, A_2 50-52.5, 51.6 µm long. AR 3.6-4.2, 3.8. Maxillary palp with one segment, P1 32.5-36.2, 34.5 long, 8.7-10.0, 9.0 wide. A_1/P_1 6.4-7.0, 6.7. Mandible (Figure 10) length 62.5-65.0, 63.3, with 3 lateroventral setae and 1 sensilium campaniforme, basal tooth 18.7-22.5, 20.0 from apex of mandible and with seta subdentalis 12.5 long, A_1/MD 3.5-3.8, 3.6. Dorsomentum with three teeth on each side distant 33.0-35.0, 34.0. Ligula (Figure 11) 53.7-55.0, 54.5 long and maximum width 30.0-31.2, with 5 teeth, It/O 1.0, Mt/O 0.7, It/Li 0.1, muscle attachment 8.7-11.2 long, trifid paraligula 27.5-31.2, 30.0 long, pecten hypopharyngis with 11 sharp teeth.

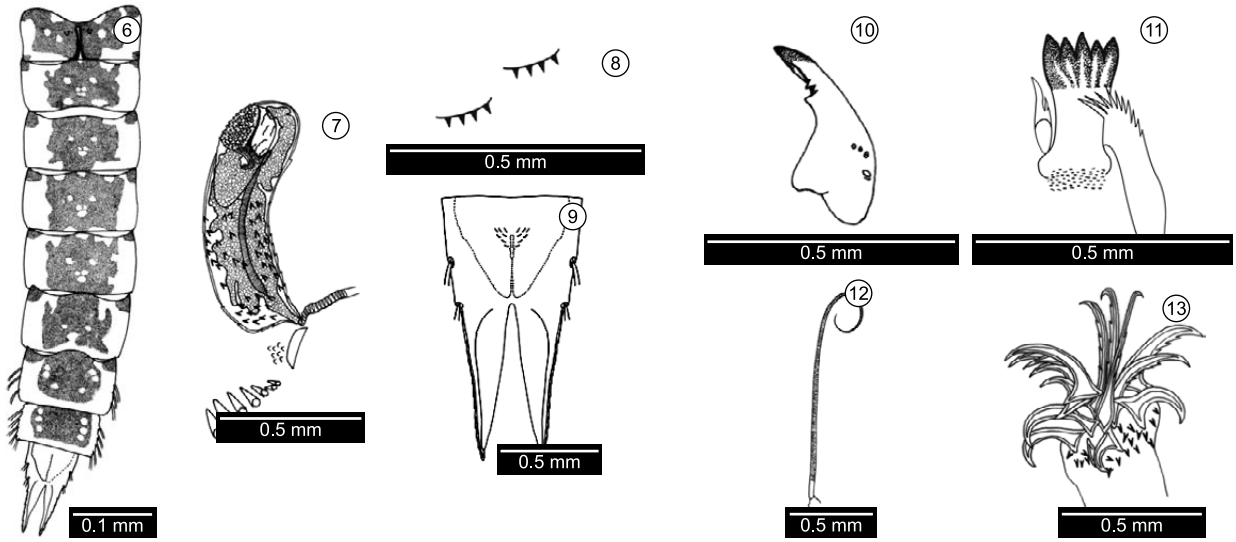
Body (Figures 12, 13): Abdomen with several setae. Procerci 155.0-162.5, 158.8 long, 16.2-20.0, 17.5 wide, with seven anal setae and one simple lateral seta, L/W 7.7-10,9. Supraanal seta (Figure 12) on small tubercles, 420.0-470.0, 450.0 long and with transversal grooves, length of supraanal seta/length of the longest anal seta 1. Anal tubules slender, smaller than parapods. Posterior parapods with hooklets in the extremity, five claws with fine inner teeth (Figure 13).

Discussion

The Southeastern specimens falls well within the species description given by Stur et al. (2006), with the following exceptions: male, AR 1.12-1.28; wing length 1.28-1.46 mm and BV of hind leg 2.45-2.63; pupa, wavy plastron plate and branched or simple respiratory atrium; larva, head capsule length 430.0-445.0; AR 3.6-4.2; supraanal seta with transversal grooves; anal tubules slender, smaller than parapods; posterior parapods with spinules in the extremity and claws with fine inner teeth.

The comparison among the materials allowed to include some characters in the generic diagnosis: male, fore and hind tibia with single spur; mid tibia with two spurs; phallapodeme and lateral sternapodeme with characteristic shape; pupa, coloration brownish with a dark brown spots; tergite I with one prominence on each side of scar and without shagreen; larva, anal tubules slender; supraanal setae on small tubercles with transversal grooves, stronger and longer than anal setae; posterior parapods with spinules in the extremity; claws of posterior parapods simple or with inner teeth.

The larvae were collected in a small pond on the Universidade Federal de São Carlos campus, São Paulo State, Brazil. The pond`s maximum depth is 1.30 m and the larvae were found associated with the aquatic macrophyte *Mayaca.*



Figures 6-13. *Parapentaneura bentogomensis*, immatures: 6) abdominal tergites; 7) thoracic horn; 8. shagreen of segments II–IX; 9. anal lobe and genital sac, dorsal view; 10. mandible; 11. ligula, paraligula and pecten hypopharyngis; 12. supraanal seta; 13. apical claws of posterior parapods. Scale: Figure 6 = 0.1 mm and Figures 7-13 = 0.5 mm.

Acknowledgements

We are indebted to Dr. Elisabeth Stur for explanation of some characters and also to the Fundação do Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro, Brazil, for the loan of the paratypes, and anonymous reviewer for valuable comments on the manuscript. The first author received grants from CNPq (140179/2007-0). Thanks are also due to the Programa de Pós Graduação em Entomologia da Universidade Federal do Paraná - UFPR, Brazil.

References

KOWALYK, H.E. 1985. The larval cephalic setae in the Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) and their importance in generic determinations. Can. Ent. 117:67-106.

LANGTON, P.H. 1994. If not "filaments" then what? Chironomus 6:9.

OLIVER, D.R. & DILLON, M.E. 1989. The adult of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region - Introduction. **In** Chironomidae of the Holartic region: keys and diagnoses. Part 3: Adults Male (T. Wiederholm, ed.). Entomol. Scand. Suppl. 34:10-15.

PHILIPPI, R.A. 1865. Aufzahlung der chilenischen Dipteren. Verh. Zool.-bot. Ges. Wien, 15:595-782.

PINDER, L.C.V. 1983. The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region - Introduction. **In** Chironomidae of the Holartic region: keys and diagnoses. Part 1: Larvae. (T. Wiederholm, ed.). Entomol. Scand. Suppl. 19:1-457.

PINDER, L.C.V. 1986. The pupae of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region - Introduction. **In** Chironomidae of the Holartic region: keys and diagnoses. Part 2: Pupae. (T. Wiederholm, ed.). Entomol. Scand. Suppl. 28:1-482.

PINDER, L.C.V. 1989. The adult of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region - Introduction. **In** Chironomidae of the Holartic region - Keys and diagnoses. Part 3. Adults male. (T. Wiederholm, ed.). Entomol. Scand. Suppl. 34:5-9.

ROBACK, S.S. 1979. Hudsonimyia karelena, a new genus and species of Tanypodinae, Pentaneurini. Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 131:1-8.

ROBACK, S.S. 1985. The immature chironomids of the Eastern United States VI. Pentaneurini-Genus *Ablabesmyia*. Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 137(2):153-212.

SAETHER, O.A. 1980. Glossary of chironomid morphology terminology (Diptera: Chironomidae). Entomol. Scand. Suppl. 14:1-51.

STUR, E., FITTKAU, E.J. & SERRANO, M.S. 2006. *Parapentaneura bentogomensis* gen. n., sp. n., a new Tanypodinae (Diptera, Chironomidae) from Brazil. Zootaxa 1384:59-68.

Received 14/12/09
Revised 08/06/10
Accepted 16/06/10