

# Impacto da rodovia BR-392 sobre comunidades de aves no extremo sul do Brasil

Alex Bager<sup>1,3</sup> e Clarissa Alves da Rosa<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras, Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Grupo de Pesquisa em Ecologia de Estradas. Campus Universitário, Caixa Postal 3.037, CEP 37200-000, Lavras, MG, Brasil. E-mail: www.dbi.ufla.br

<sup>2</sup> Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada da Universidade Federal de Lavras.

<sup>3</sup> E-mail: abager@dbi.ufla.br (autor para correspondência).

Recebido em 05/08/2011. Aceito em 02/11/2011.

---

**ABSTRACT: Impacts of the BR-392 highway on bird communities in extreme southern Brazil.** We investigated changes in structure of a bird community related to distance from a highway. Also, we related the avian community in the surrounding area with the community affected by road mortality. Data were collected in southern Brazil at three different sites associated with a federal highway (BR-392). At each site, we compared the diversity of birds in nearby areas (up to 150 m) and far from the highway (150 and 450 m). We also collected data on road-killed birds along the highway. We did not identify clear differences in avian community structure in areas near and far from the highway: abundance, richness, and diversity metrics shared similar values. Dominance seemed the only community parameter affected, showing greater values in areas near the highway. The average road-kill rate was 0.1 ind./km/day and affected mainly common urban species. We did not observe any kind of relationship between road-kill rates and species abundance in habitats surrounding the highway.

**KEY-WORDS:** Community structure, edge effects, landscape, road ecology, road-kill.

**RESUMO: Impacto da rodovia BR-392 sobre comunidades de aves no extremo sul do Brasil.** Objetivamos avaliar alterações no padrão da estrutura de comunidade de aves em relação à distância de uma rodovia. De forma complementar, relacionamos a comunidade existente no entorno e aquela afetada por atropelamento. As coletas de dados foram realizadas no extremo sul do Brasil, em três diferentes ambientes associados a uma rodovia federal (BR-392). Em cada ambiente comparamos a diversidade de aves em áreas próximas (até 150 m) e distantes da rodovia (150 e 450 m). Coletamos também dados sobre as aves atropeladas ao longo da rodovia. Nós não identificamos um padrão claro de variação na estrutura das comunidades de aves entre as áreas próximas e distantes da rodovia, tendo constatado índices de abundância, riqueza e diversidade semelhantes. O único parâmetro que evidenciou diferenças foi a dominância, maior nas áreas próximas da rodovia. A taxa de atropelamento foi de 0.1 ind./km/dia e afetou principalmente espécies comuns e sinantrópicas, não tendo sido constatada relação entre a abundância no entorno e o número de animais atropelados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Atropelamento, ecologia de estradas, efeitos de borda, estrutura de comunidades, paisagem.

---

O sistema rodoviário exerce um papel fundamental no desenvolvimento da sociedade. Rodovias melhoram o acesso às áreas produtoras e turísticas, incentivando a distribuição de renda e o desenvolvimento social (Perz *et al.* 2007). No entanto, rodovias também causam impactos ambientais negativos, tanto em escala espacial quanto temporal (Forman e Alexander 1998). Rodovias são agentes de fragmentação de habitats de alto impacto (Forman e Deblinger 2000), resultando em significativa alteração e redução da diversidade (Fahrig e Rytwinski 2009). As alterações de habitats se expandem além das margens da rodovia em uma largura variável, área conhecida como “zona de efeito da rodovia”. A distância e efeitos desta zona variam conforme o grupo taxonômico, podendo ocorrer nas margens da rodovia (menos que 50 metros) e se estender até centenas de metros (Reijnen *et al.* 1995, Forman e Deblinger 2000, Laurance *et al.* 2007, Benítez-López *et al.* 2010).

Espécies generalistas podem ser beneficiadas e aumentarem sua abundância devido a maior variabilidade de habitats, maior disponibilidade de alguns recursos e seleção de predadores (Goosem 2000, Fuentes-Montemayor *et al.* 2009), enquanto outras podem ser repelidas pela rodovia (Develey e Stouffer 2001). Há ainda espécies que utilizam a rodovia para deslocamento e alimentação, devido a abundância de insetos e carcaças (Pinowski 2005), aumentando muitas vezes a probabilidade de atropelamento (Trombulak e Frissell 2000). Dos impactos de rodovias à biodiversidade, o atropelamento de fauna silvestre é um dos mais visíveis e estudados no mundo (Lodé 2000, Clevenger *et al.* 2003, Taylor e Goldingay 2004). Contudo, o atropelamento é apenas um dos problemas inerentes à implantação de rodovias, podendo esta ainda gerar impactos de efeitos de borda e efeito barreira (Forman e Alexander 1998). No Brasil, os

estudos relacionados a impactos de rodovias sobre a fauna são uma preocupação recente, muitas vezes associados às unidades de conservação (Prado *et al.* 2006, Gumier-Costa e Sperber 2009) e restritos a listagens de espécies atropeladas (Bager *et al.* 2007).

Pouco se sabe dos efeitos de atropelamentos nas populações e comunidades do entorno das rodovias (Mummer *et al.* 2000, Erritzoe *et al.* 2003) e as aves estão entre um dos grupos mais afetados por atropelamento (Erritzoe *et al.* 2003, Coelho *et al.* 2008), sendo seus efeitos muitas vezes subestimados em monitoramentos em função de delineamentos experimentais inadequados (Clevenger *et al.* 2003). Além disso, muitas espécies possuem alta susceptibilidade aos efeitos causados pela fragmentação do habitat e ruídos do tráfego, afetando o comportamento e relações sociais das espécies e alterando a estrutura das comunidades, sobretudo próximo as bordas da rodovia (Develey e Stouffer 2001, Parris e Schneider 2009).

Das 1832 espécies de aves que ocorrem no Brasil (CBRO 2011), mais de um terço ocorrem no Estado do Rio Grande do Sul (Bencke 2001). O extremo sul do Rio Grande do Sul se destaca por possuir uma vasta extensão de áreas úmidas sazonais e permanentes, que servem de

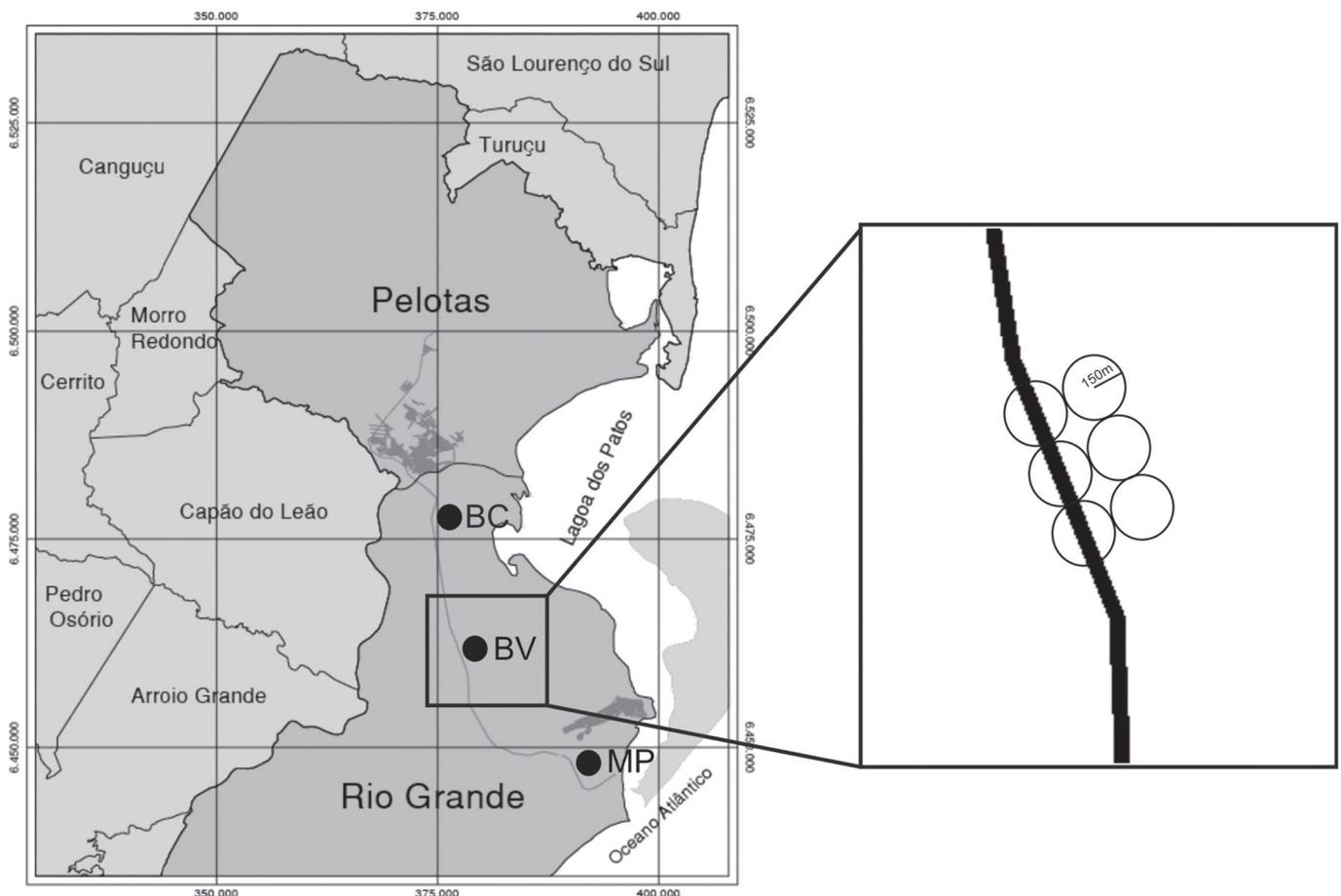
abrigo e alimentação para diversas espécies residentes e migratórias. Por isso, a região é apontada como área de extrema importância para a conservação de aves no Brasil (Bencke *et al.* 2006). Nesta região está inserida a rodovia federal BR-392, cujo entorno comporta uma diversidade de mais de 170 espécies de aves (Dias e Maurício 1998).

Neste contexto, os objetivos deste trabalho foram (1) avaliar a existência de variação na estrutura de comunidades de aves em relação a distância da rodovia BR-392, (2) estabelecer se a abundância das diferentes espécies influencia na sua taxa de atropelamento.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo compreende um trecho de 51 km de extensão da rodovia federal BR-392, que possui uma pista de rodagem pavimentada. Essa rodovia está localizada no município de Rio Grande, entre as latitudes 31°47'S e 32°04'S e longitudes 52°20'O e 52°10'O, e inserida na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (Figura 1). A



**FIGURA 1:** Localização das três áreas de estudo (BC – Banhado do Capão Seco, BV – Banhado do Vinte e Cinco, MP – Marisma da Ponte Preta) na rodovia BR-392, no sul do Brasil, mostrando o delineamento amostral considerando áreas de domínio e controle.

**FIGURE 1:** Location of the three study areas (BC – Banhado do Capão Seco, BV – Banhado do Vinte e Cinco, MP – Marisma da Ponte Preta) along the BR-392 highway in southern Brazil, showing the sampling design with the domain and control sites.

região apresenta clima do tipo subtropical (Cfa; Köppen 1948) com chuvas bem distribuídas, cuja média anual de precipitação fica entre 1250 mm e 2000 mm e temperatura média anual de 17°C (Klein 1998). É uma região formada por ambientes característicos de zona costeira com deposições marinhas e lacustres do complexo lagunar Patos-Mirim, além de áreas úmidas, campos secos e matas de restinga arenosas e paludosas (Carvalho e Rizzo 1994, Waechter e Jarenkow 2001).

O inventário de aves foi realizado em três áreas localizadas no entorno da rodovia: Banhado do Capão Seco (BC) (31°50'20"S e 52°19'07"O); Banhado do Vinte e Cinco (BV) (31°59'35"S e 52°17'24"O); e Marisma da Ponte Preta (MP) (32°06'47"S e 52°09'30"O). O BC é uma das maiores extensões de banhados do estado e exibe uma gama de diferentes fisionomias palustres, com amplos espelhos d'água, espessas turfeiras e densa cobertura vegetal (Bencke *et al.* 2006). Apresenta manchas de macrófitas emergentes de grande porte que são, em sua maioria, compostas por junco *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.). O BV apresenta uma comunidade vegetal com estrutura espacial zonada, com distintas formações herbáceas e arbustivas, podendo formar pequenos capões de mata (Costa *et al.* 2003). O MP é um ambiente estuarino, recoberto principalmente por vegetação herbáceas e plantas rizomatosas perenes de *Spartina* sp. (Poaceae), *Scirpus* sp. (Cyperaceae) e *Juncus* sp. (Juncaceae) recobrem grande parte da sua área (Costa e Davy 1992, Costa 1998).

### Coleta de dados

Realizamos três períodos de monitoramentos bimestrais da avifauna no entorno da rodovia entre os meses de novembro de 2008 e abril de 2009. Em cada área (BC, BV e MP) definimos seis pontos de amostragem de raio de 150 m (cerca de 942 m<sup>2</sup>). Três pontos foram localizados sobre a rodovia, os quais denominamos de "domínio" e três estavam a 300 m da pista, que chamamos de "controle" (Figura 1). Definimos essa distância de amostragem, devido os principais efeitos de rodovias sobre as comunidades de aves serem evidentes sobretudo até os primeiros 500 m de borda com a rodovia (Reijnen *et al.* 1995; Kuitunen *et al.* 1998). Em cada amostragem efetuamos contagens populacionais por pontos (Reynolds *et al.* 1980, Bibby *et al.* 2000) utilizando binóculo (10 × 21 mm) e luneta (30 × 60 mm), durante dez minutos. Realizamos as contagens em períodos matutinos (a partir da 06:30 h) e crepusculares (após as 17:00 h), de modo a cobrir os horários que ocorrem a maior atividade da avifauna (Sick 1997). As coletas foram realizadas durante três dias consecutivos sendo nove na área de domínio e nove na área controle, totalizando 27 amostragens na área de domínio e 27 na área controle.

Para quantificar as taxas de atropelamento e identificar as espécies afetadas, realizamos 13 monitoramentos a uma velocidade média de 50 km/h utilizando veículo automotor, tendo seu início às 06:30 h. Realizamos os monitoramentos quinzenalmente em dezembro de 2008 e semanalmente entre janeiro e março de 2009. Coletamos dados de data e posição geográfica das aves encontradas atropeladas durante os monitoramentos e, sempre que possível, os indivíduos foram identificados seguindo a taxonomia e nomenclatura recomendada pelo CBRO (2011).

### Análise de dados

Os três pontos de coleta de dados em cada área foram considerados réplicas, tendo seus dados reunidos para compararmos a comunidade de aves entre domínio e controle. Calculamos a suficiência amostral separadamente em cada área, sendo analisada através da relação do número de monitoramentos (unidades amostrais) e da riqueza de espécies observada. Para isso usamos o estimador de espécies Chao 1 no programa EstimateS 7.5 (Colwell 2005), utilizando 1000 aleatorizações.

Analisamos a diversidade de cada área através do índice de diversidade de Simpson, calculado pelo programa Past (Hammer *et al.* 2001) e do índice de equitabilidade de Simpson, calculado segundo a fórmula:  $E = 1/D/S$ , onde E = Equitabilidade de Simpson, D = Dominância de Simpson e S = Riqueza de espécies. O valor de dominância de Simpson foi obtida através de:  $D = 1/\sum N_i^2 / N_T^2$ , onde  $N_i$  é o número de indivíduos de cada espécie e  $N_T$  é o número total de indivíduos.

Comparamos a composição de espécies entre as áreas de amostragem por análise de agrupamento, utilizando a média do número de indivíduos por espécie para cada área, diferenciando as regiões de domínio e controle, totalizando seis grupos. Incluímos na análise as 30 espécies mais abundantes em todas as áreas, e construímos o diagrama de agrupamento utilizando o método de agregação de Ward e distância Euclidiana, padronizando os valores. A análise foi realizada no programa Statistica 6.0 (Statsoft 2004).

Comparamos a abundância e composição da comunidade de aves existente na área domínio e controle das diferentes áreas utilizando a análise de Friedman. Foram realizadas duas análises, uma com todas as espécies e outra incluindo as 10 espécies mais abundantes em cada área, totalizando 26 espécies. A comparação de dominância utilizou diagramas de Whittaker (Melo 2008). Para a assembleia de aves atropeladas, calculamos a suficiência amostral como descrito para a comunidade de entorno. A relação entre a taxa de atropelamento e a abundância da espécie no entorno da rodovia foi testada utilizando correlação de Spearman, considerando a abundância total, na

**TABELA 1:** Lista das espécies de aves e número de contatos na rodovia BR-392, entre novembro de 2008 e abril de 2009. Área de domínio (d) e área de controle (c) das três áreas amostradas (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte Cinco – BV e Marisma da Ponte Preta – MP). As espécies são listadas em ordem decrescente de abundância com base no número total de contatos. Nomenclatura e taxonomia seguem CBRO (2011).  
**TABLE 1:** List of bird species and contacts obtained along the BR-392 highway between November 2008 and April 2009. Domain sites (d) and control sites (c) sites of three study areas (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte Cinco – BV and Marisma da Ponte Preta – MP). Species are listed in decreasing order of abundance based on the total number of contacts. Nomenclature and taxonomy follow CBRO (2011).

SP	BCd	BCc	BVd	BVc	MPd	MPc	Total
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	107	186	127	67	100	4	591
<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)	309	85	0	8	18	80	500
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	70	49	37	58	90	0	304
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	63	66	4	28	33	45	239
<i>Pseudoleistes virescens</i> (Vieillot, 1819)	29	55	32	9	27	14	166
<i>Chauna torquata</i> (Oken, 1816)	53	61	2	16	0	7	139
<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789	22	29	12	12	49	12	136
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	21	41	4	18	25	24	133
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	33	49	0	9	9	28	128
<i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789)	74	30	6	0	0	10	120
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	24	17	27	8	19	18	113
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	13	28	18	31	12	11	113
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	36	25	51	112
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	23	23	18	18	12	15	109
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)	18	19	9	31	20	7	104
<i>Sicalis luteola</i> (Sparman, 1789)	8	30	8	25	22	10	103
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	13	20	0	27	10	17	87
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	13	10	15	30	19	0	87
<i>Bulbucus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	9	51	6	4	0	14	84
<i>Plegadis chibi</i> (Vieillot, 1817)	49	3	0	12	0	11	75
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	16	14	7	8	17	7	69
<i>Anas flavirostris</i> Vieillot, 1816	15	31	0	2	9	11	68
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	26	7	16	0	13	2	64
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	25	7	18	2	11	0	63
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	43	12	0	0	0	3	58
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	5	13	9	28	3	0	58
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	10	31	0	0	2	5	48
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	13	7	7	3	3	8	41
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	12	14	0	6	3	5	40
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	5	13	1	6	4	10	39
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	9	3	11	1	8	7	39
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	8	14	1	4	4	6	37
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	9	3	6	5	6	8	37
<i>Alopochelidon fucata</i> (Temminck, 1822)	6	10	9	6	4	0	35
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	2	4	8	14	6	0	34
<i>Anumbius annumbi</i> (Vieillot, 1817)	2	5	7	8	4	2	28
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	4	10	1	6	6	1	28
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	7	11	2	4	0	4	28
<i>Circus buffoni</i> (Gmelin, 1788)	3	8	1	4	4	5	25
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	15	3	0	5	0	0	23
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	7	4	6	3	0	3	23
<i>Xolmis irupero</i> (Vieillot, 1823)	3	4	6	3	3	3	22
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	5	3	0	6	3	4	21
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	3	5	0	4	0	8	20
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	8	0	4	0	7	0	19
<i>Anas georgica</i> Gmelin, 1789	3	7	0	5	3	0	18
<i>Sierna trudeaui</i> Audubon, 1838	0	0	0	0	2	16	18
<i>Amblyramphus holosericeus</i> (Scopoli, 1786)	1	5	4	2	0	5	17
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	6	4	3	0	1	3	17
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	0	0	0	0	7	7	14
<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758	0	7	0	2	0	5	14
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	6	3	1	0	2	1	13

SP	BCd	BCc	BVd	BVc	MPd	MPc	Total
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	0	4	1	2	6	0	13
<i>Himantopus mexicanus</i> (Stadius Muller, 1776)	0	0	0	0	13	0	13
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	3	3	1	1	2	2	12
<i>Serpophaga nigricans</i> (Vieillot, 1817)	2	4	2	1	3	0	12
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	6	1	0	3	0	0	10
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	1	0	1	4	9
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	2	0	6	1	0	0	9
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	1	0	3	0	5	0	9
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	4	0	0	2	0	3	9
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	1	1	0	3	2	1	8
<i>Fulica leucoptera</i> Vieillot, 1817	3	0	0	5	0	0	8
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (Vieillot, 1818)	0	0	0	0	0	7	7
<i>Pardirallus sanguinolentus</i> (Swainson, 1837)	0	2	0	1	1	3	7
<i>Hymenops perspicillatus</i> (Gmelin, 1789)	0	0	3	2	1	0	6
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	0	0	4	1	1	0	6
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	3	2	0	0	0	0	5
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	0	1	0	0	4
<i>Rynchops niger</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	4	4
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	1	0	2	1	0	0	4
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	0	0	1	0	2	0	3
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	0	0	0	2	1	0	3
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	0	0	2	1	0	0	3
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	0	0	0	1	0	2	3
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	2	0	0	1	0	0	3
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	0	3	0	0	0	0	3
<i>Rollandia rolland</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	0	0	0	0	3	0	3
<i>Aramides ypecaba</i> (Vieillot, 1819)	0	0	2	0	0	0	2
<i>Chloroceryle amazon</i> (Latham, 1790)	0	0	0	0	1	1	2
<i>Circus cinereus</i> Vieillot, 1816	0	0	2	0	0	0	2
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	0	0	0	2	0	0	2
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard e Bernard, 1792)	0	0	2	0	0	0	2
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	0	0	1	1	0	0	2
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	0	0	0	0	0	2	2

área de domínio e na área controle. Consideramos espécies raras aquelas que o número de exemplares da espécie correspondeu a menos de 0,5% da abundância ( $N < 25$ ) do total de indivíduos encontrados (Melo e Hepp 2008). Todas as análises foram realizadas no programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

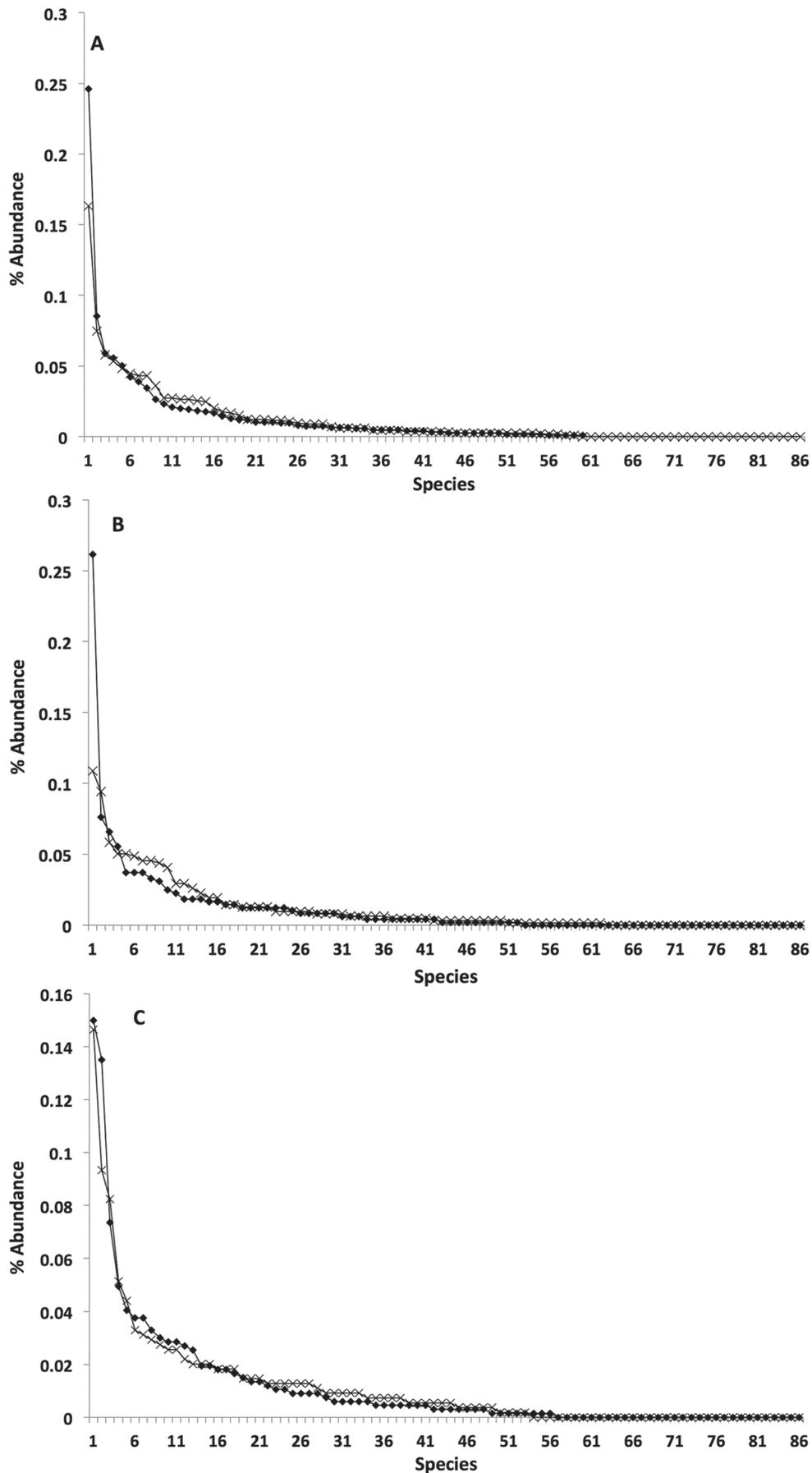
## RESULTADOS

Nos monitoramentos da avifauna no entorno da rodovia identificamos 4711 contatos de 85 espécies (Tabela 1), das quais 48 foram raras. A riqueza de espécies atingiu a suficiência amostral tanto no domínio quanto no controle de todas as áreas (Tabela 2).

*Molothrus bonariensis* (Gmelin, 1789) ( $n = 591$ ) e *Chroicocephalus maculipennis* (Lichtenstein, 1823) ( $n = 500$ ) foram as espécies mais abundantes quando consideradas todas as espécies em conjunto, seguidas de *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758) ( $n = 304$ ) e *Egretta thula* (Molina, 1782) ( $n = 239$ ). Outras 12 espécies tiveram abundâncias maiores que 100 indivíduos (*Pseudoleistes*

*virescens* (Vieillot 1819), *Chauna torquata* (Oken 1816), *Columba livia* Gmelin 1789, *Ardea alba* Linnaeus 1758, *Vanellus chilensis* (Molina 1782), *Ciconia maguari* (Gmelin 1789), *Guira guira* (Gmelin 1788), *Tachycineta leucorrhoa* (Vieillot 1817), *Tringa flavipes* (Gmelin 1789), *Milvago chimango* (Vieillot 1816), *Myiopsitta monachus* (Boddaert 1783), *Sicalis luteola* (Sparrman 1789)). Das 85 espécies identificadas, oito (9% do total) estão presentes somente na área controle (*Chroicocephalus cirrocephalus* (Vieillot 1818), *Hylocharis chrysura* (Shaw 1812), *Nothura maculosa* (Temminck 1815), *Platalea ajaja* Linnaeus 1758, *Podilymbus podiceps* (Linnaeus 1758), *Pseudoleistes guirahuro* (Vieillot 1819), *Rynchops niger* Linnaeus 1758, *Thalasseus maximus* (Boddaert 1783)) e oito na área domínio (*Agelaioides badius* (Vieillot 1819), *Aramides ypecaba* (Vieillot 1819), *Circus cinereus* Vieillot 1816, *Colaptes melanochloros* (Gmelin 1788), *Himantopus mexicanus* (Stadius Muller 1776), *Leptotila rufaxilla* (Richard e Bernard 1792), *Rollandia rolland* (Quoy e Gaimard 1824), *Satrapa icterophrys* (Vieillot 1818)).

O BC foi a área com o maior número de contatos, tanto no domínio ( $n = 1256$ ) como no controle



**FIGURA 2:** Diagrama de Whittaker da abundância relativa da comunidade de aves entre as áreas de domínio (◆) e controle (×) para o Banhado do Capão Seco (A), Banhado do Vinte e Cinco (B) e Marisma da Ponte Preta (C), na rodovia BR-392, entre novembro de 2008 e abril de 2009.

**FIGURE 2:** Whittaker's plot of the relative abundance of bird communities in domain (◆) and control (×) sites located along the BR-392 highway at Banhado do Capão Seco (A), Banhado do Vinte e Cinco (B), and Marisma da Ponte Preta (C) between November 2008 and April 2009.

**TABELA 2:** Número de contatos, riqueza observada, riqueza estimada (Chao 1), índice de diversidade e equitabilidade de Simpson no domínio (dom) e controle (cont) das três áreas amostradas (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte Cinco – BV e Marisma da Ponte Preta – MP), na rodovia BR-392, entre novembro de 2008 e abril de 2009.

**TABLE 2:** Contacts, observed richness, estimated richness (Chao 1), and Simpson diversity index and evenness in domain (dom) and control (cont) sites at three study localities (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte Cinco – BV and Marisma da Ponte Preta – MP) along the BR-392 highway, between November 2008 and April 2009.

	BCdom	BCcont	BVdom	BVcont	MPdom	MPcont
Contatos	1256	1140	486	616	667	546
Riqueza Observada	60	59	52	62	56	53
Chao 1 Média	61.7	59.3	55.5	66.6	59.5	54
Chao 1 DP	2.2	0.7	3.9	5.1	3.5	1.6
Índice de Simpson	0.914	0.945	0.908	0.955	0.939	0.948
Equitabilidade	0.193	0.310	0.208	0.357	0.291	0.363

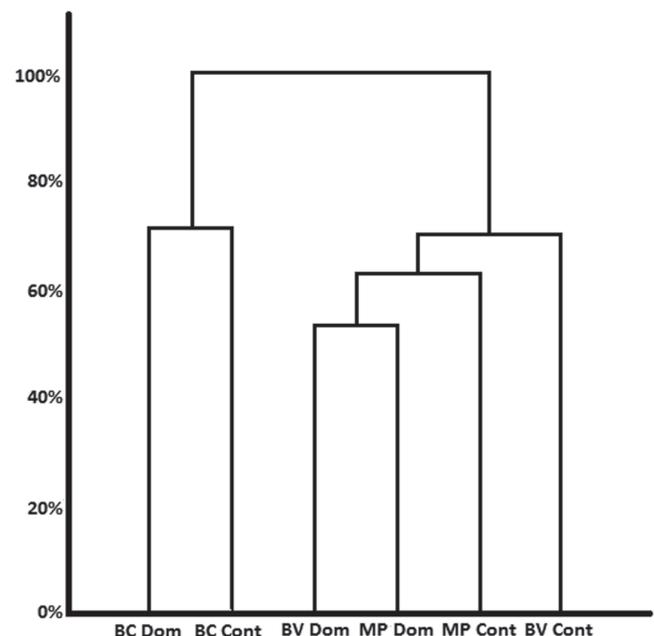
(n = 1140). Nesta área foram encontrados 79% dos indivíduos de *C. maculipennis* (n = 394), constituindo a espécie mais abundante deste ambiente. *Molothrus bonariensis* (n = 293) foi a segunda espécie mais abundante, seguida de *E. thula* (n = 129). Duas espécies ocorreram apenas neste ambiente (*Phimosus infuscatus* (Lichtenstein 1823) e *P. guiraburo*), ambas em baixa abundância (n ≤ 5). Das 66 espécies registradas, 60 ocorreram no domínio (sete exclusivas) e 59 no controle, sendo seis exclusivas.

O BV foi a área com maior número de espécies (S = 74), das quais 40 ocorreram tanto no domínio quanto no controle da rodovia. *Molothrus bonariensis* (n = 194) foi a espécie mais abundante, seguido de *P. domesticus* (n = 95). Este ambiente teve seis espécies únicas, todas com abundância menor ou igual a três indivíduos. Identificamos 52 espécies na área de domínio e 62 no controle. No MP registramos 71 espécies, das quais mais da metade ocorreram somente em uma das amostragens (n = 38). *Molothrus bonariensis* foi a espécie mais abundante, seguida de *C. maculipennis* (n = 98) e *P. domesticus* (n = 90). *Passer domesticus* ocorreu somente no domínio. Destacamos ainda *Bubulcus ibis* (Linnaeus, 1758), *Plegadis chihi* (Vieillot, 1817) e *C. maguari* (n = 14, 11 e 10, respectivamente) que ocorreram somente no controle e *Pygochelidon cyanoleuca* (Vieillot, 1817) e *Furnarius rufus* (Gmelin, 1788) (n = 19 e 11, respectivamente) que ocorreram somente no domínio. O MP foi a área com o maior número de espécies únicas (S = 8), dentre as quais se destaca a espécie *Sterna trudeaui* Audubon 1838 (n = 18), a qual 89% dos indivíduos se concentraram no controle e *H. mexicanus* (n = 13) que ocorreu somente no domínio.

O índice de diversidade de Simpson foi similar entre os diferentes ambientes e entre o domínio e o controle, tendo valores acima de 0,9. Porém o índice de equitabilidade foi diferente entre domínio e controle de todas as áreas. As maiores diferenças ocorreram no BC e no BV (Tabela 2). Os diagramas de Whittaker mostram que as áreas de domínio possuem entre uma e três espécies que se diferenciam quanto à dominância de frequência relativa de indivíduos quando comparada às áreas do controle (Figura 2). Esta dominância foi mais evidente no BV, onde

*M. bonariensis* foi a espécie mais abundante tanto na área controle quanto no domínio, e nesta última representou mais de 25% dos contatos. *Molothrus bonariensis* e *P. domesticus* foram as espécies dominantes na área de domínio do MP, totalizando mais de 29% do total dos contatos.

A composição de espécies foi similar entre domínio e controle do BC, constituindo um grupo distinto das demais áreas (Figura 3). Um segundo grupo foi definido pelas áreas de domínio do BV e do MP. Análises de covariância entre as regiões de domínio e controle de cada área reforçam as conclusões obtidas pela análise de agrupamento, tendo sido identificado uma covariância de



**FIGURA 3:** Análise de agrupamento da estrutura das comunidades com base nas 30 espécies de aves mais abundantes em três áreas de estudo (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte Cinco – BV e Marisma da Ponte Preta – MP), na rodovia BR-392, entre novembro de 2008 e abril de 2009. Dom. – domínio, Cont. – controle.

**FIGURE 3:** Cluster analysis of the avian community structure based on the 30 commonest species found along the BR-392 highway in three study areas (Banhado do Capão Seco – BC, Banhado do Vinte e Cinco BV and Marisma da Ponte Preta – MP) between November 2008 and April 2009. Dom. – domain sites, Cont. – control sites.

118,05 no BC, enquanto no BV foi de 26,9 e -0,08 no MP. A análise de Friedman que utilizou todas as espécies foi significativa ( $Fr = 18,304$ ;  $P = 0,0026$ ), com diferenças entre o controle do BC com domínio de BV e controle do MP ( $P < 0,05$ ). Já o conjunto de dados que considerou apenas as dez espécies mais abundantes em cada área não foi significativo ( $Fr = 0,9286$ ;  $P = 0,9681$ ).

Foram identificados 67 indivíduos atropelados de 26 espécies, mas 23 exemplares não foram identificados, resultando em uma taxa de atropelamento de 0,1 ind./km/dia. A suficiência amostral não foi atingida, tendo uma riqueza estimada de 60 (DP: 22 espécies). As espécies mais afetadas foram *P. domesticus* ( $n = 8$ ), *N. maculosa* ( $n = 5$ ) e *F. rufus* ( $n = 4$ ). As demais espécies tiveram um ou dois indivíduos atropelados. Seis espécies (23%) não foram registradas nos levantamentos da comunidade de aves (*Chlorostilbon lucidus* (Shaw 1812), *Phacellodomus striaticollis* (d'Orbigny e Lafresnaye 1838), *Phleocryptes melanops* (Vieillot 1817), *Thamnophilus ruficapillus* Vieillot 1816, *Tangara sayaca* (Linnaeus 1766) e *Zenaidura auriculata* (Des Murs, 1847)). Todas foram atropeladas no trecho de rodovia que corta o BV. A correlação de Spearman entre a taxa de atropelamento e as abundâncias no entorno da rodovia não foi significativa em nenhuma das comparações.

## DISCUSSÃO

Identificamos no entorno da rodovia aproximadamente 14% das espécies descritas por Bencke (2001) no estado do Rio Grande do Sul. Segundo Dias e Maurício (1998), 176 espécies de aves, incluindo 20 espécies visitantes ou migratórias de longa distância, ocorrem no Saco da Mangueira e áreas limítrofes, região onde está inserido o ambiente de Marisma (MP).

Não existem levantamentos específicos no BC e no BV, mas Mähler Jr *et al.* (1996) citaram 220 espécies na Estação Ecológica do Taim, uma unidade de conservação com ambientes semelhantes ao BC. Considerando este dado, identificamos menos de um quarto das espécies descritas neste ambiente. Dias e Burger (2005) identificaram 49 espécies ocorrentes nas plantações de arroz e afirmaram que muitas se utilizam da área do BC como dormitório. Apesar da intensa atividade de deslocamento nenhuma das seis espécies mais abundantes nas plantações (*Rostrhamus sociabilis* (Vieillot 1817), *Dendrocygna viduata* (Linnaeus 1766), *Amazonetta brasiliensis* (Gmelin 1789), *Gallinula galeata* (Lichtenstein, 1818), *Vannellus chilensis* e *Chrysomus ruficapillus* (Vieillot 1819)) foram listadas com alta taxa de atropelamento ou com elevada abundância nos inventários. Esperávamos uma maior abundância de *C. ruficapillus* nas áreas estudadas, uma vez que esta é uma espécie dominante em áreas de arroz e banhados próximas a nossa área de estudo (Dias e

Burger 2005). Nosso período de estudo abrangeu toda a época de cultivo de arroz, desde a germinação (que inicia em novembro) até a colheita e transporte de grãos (entre março e abril).

A análise de Friedman demonstrou que as diferenças entre as áreas estão condicionadas às espécies pouco abundantes, uma vez que ao comparar as comunidades utilizando somente as espécies com maior densidade não evidenciamos diferença entre as áreas amostradas. Apesar disto, a análise de Friedman demonstrou uma grande uniformidade na composição e abundância das espécies na área de domínio, não identificando variação. Diversos autores têm evidenciado variação na estrutura de comunidade de aves em relação à distância da rodovia (Reijnen *et al.* 1996, Kuitunen *et al.* 1998, Palomino e Carrascal 2007). As diferenças entre nossos resultados e os verificados por estes autores parece estar nos intervalos de distância considerados, já que a maioria utilizou faixas mais estreitas no entorno da rodovia. Nosso método de amostragem não permitiu redistribuir as amostragens em faixas menores de 150 metros na área de domínio. Kuitunen *et al.* (1998) verificaram diferenças entre uma faixa de 25 m no entorno da rodovia e áreas mais distantes (225 m), mas Maron e Kennedy (2007), comparando distâncias de 50 e 300 m, não constataram alterações.

Uma questão metodológica importante é a variação da percepção dos efeitos da rodovia por cada espécie de ave. Estudos de comunidade normalmente analisam o conjunto de dados de dezenas de espécies, buscando estabelecer um padrão único. Devemos lembrar que diferentes espécies apresentam graus diferenciados de sensibilidade, que podem não ser evidenciados quando considerada uma comunidade muito diversa, principalmente em ambientes tropicais e subtropicais (Thornton *et al.* 2011, Vetter *et al.* 2011). Por isso, sugerimos que sejam priorizados estudos em nível populacional, podendo ser complementados por amostragens da comunidade. Cremos que coleta de espécies-foco, representantes de diferentes grupos funcionais possam ser mais efetivas que a análise de toda a comunidade de aves que habitam a rodovia e seu entorno. Mummer *et al.* (2000) desenvolveram monitoramentos populacionais de *Aphelocoma coerulescens* (Bosc, 1795) durante sete anos e verificaram altas taxas de mortalidade de adultos condicionadas ao atropelamento.

A comunidade de espécies atropeladas é composta essencialmente por animais de pequeno porte. Das três espécies mais afetadas, *P. domesticus* e *F. rufus* tem peso médio inferior a 50 g, enquanto *N. maculosa* pode atingir 300 g. Estas três espécies representaram mais de 39% dos exemplares identificados. T. Cardoso e A. Bager (dados não publicados) verificaram que 86% das carcaças de roedores, com peso médio de 250 g (Mín. = 100; Max. = 530 g), são retirados da rodovia em até duas horas após atropelados, sobretudo por gaviões. Considerando este fato, as aves encontradas podem ser consideradas

atropeladas a menos de 24 h e desta forma as taxas encontradas são diárias, implicando em valor de 3,03 animais/km/mês. Esta taxa é o maior valor encontrado, tanto em estudos realizados no Brasil por Coelho *et al.* (2008) (0,06-0,08 ind./km/mês) e Novelli *et al.* (1988) (0,54 ind./km/mês), como no Canadá por Clevenger *et al.* (2003) (0,04 ind./km/mês), na Austrália por Taylor e Goldingay (2004) (0,28 ind./km/mês) e na França por Lodé (2000) (1,06 ind./km/mês).

Não obter suficiência amostral em comunidades de aves afetadas por atropelamento é uma constante (Coelho *et al.* 2008, Bager e Rosa 2011). Este fato ocorre devido ao elevado número de espécies com uma ou duas ocorrências, o que influencia de forma significativa o resultado obtido utilizando o estimador Chao. Mais relevante é considerarmos as conseqüências ecológicas da não identificação destas espécies. A taxa de atropelamento aqui identificada pode ser considerada alta quando comparada a outros estudos, mas o seu efeito é diluído devido a elevada riqueza de espécies de aves. Esta alta riqueza implica em poucos exemplares mortos por espécie e provavelmente com baixo impacto nas populações das espécies afetadas, sobretudo devido a maioria serem sinantrópicas e de ampla distribuição e abundância.

Forman *et al.* (2003) citam que, para aves, os efeitos de estradas com fluxo de 10000 veículos/dia podem variar de 200 a 1000 m de distância do seu eixo. Nossos resultados mostram que nossa área controle, estabelecida entre 150 e 450 m de distância da rodovia não evidenciou diferenças na estrutura de comunidade de aves em relação a área diretamente afetada pela BR-392. Por outro lado, foi evidente a mudança na dominância, demonstrando que algumas espécies suportam melhor a presença da rodovia do que outras. Em um estudo realizado na Amazônia, Laurance *et al.* (2004) demonstraram que a resposta da presença de estradas variou entre guildas. Sendo assim, acreditamos que a definição de uma única distância de efeito de rodovia para comunidades de elevada riqueza não seja uma estratégia efetiva, devendo se focar em população. Nossas observações indicam que as áreas de domínio e controle possuem características ambientais semelhantes, sendo a rodovia o fator diferencial entre elas. A ausência de diferença na comunidade entre essas áreas demonstra que novas distâncias entre o eixo da pista e os pontos de observação devem ser testadas para que possamos entender os padrões de comportamento de aves associadas a rodovia e estabelecer medidas de mitigação efetivas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D. L. e Santos, A. S. (2007). *Bioestat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*, versão 5.0. Belém: Sociedade Civil Mamirauá.

- Bager, A. e Rosa, C. A. (2011). Influence of sampling effort on the estimated richness of Road-killed vertebrate wildlife. *Environ. Manage.*, 47(5):851-858.
- Bager, A.; Piedras, S. R. N.; Pereira, T. S. M. e Hobus, Q. (2007). Fauna selvagem e atropelamento – diagnóstico do conhecimento científico brasileiro, p. 49-62. Em: A. Bager (Ed.). Áreas Protegidas. Repensando as escalas de atuação. Porto Alegre: Armazém Digital.
- Bencke, G. A. (2001). *Lista de referências das aves do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.
- Bencke, G. A.; Maurício, G. N.; Develey, P. F. e Goerck, J. M. (2006). *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil parte I – estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. e Verweij, P. A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.*, 143(6):1307-1316.
- Bibby, L. J.; Burges, N. D. e Hill, D. A. (2000). *Bird census techniques*. London: Academic Press.
- Carvalho, V. C. e Rizzo, H. G. (1994). *A zona costeira Brasileira: subsídios para uma avaliação ambiental*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal.
- CBRO – Comitê Brasileiro De Registros Ornitológicos. (2011). *Lista das Aves do Brasil*. 10ª Edição. Sociedade Brasileira de Ornitologia. www.cbro.org.br (acesso em 03/08/2011).
- Clevenger, A. P.; Chruszcz, B. e Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol. Conserv.*, 109:15-26.
- Coelho, I. P.; Kindel, A. e Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54:689-699.
- Colwell, R. K. (2005). EstimateS: statistic estimation of species richness and shared species from samples, version 7.5. www.purl.oclc.org/estimates (acesso em 05/15/2009).
- Costa, C. S. B. (1998). *Marismas Irregularmente Alagadas*, p. 82-87. Em: U. Seeliger; C. Odebrecht e J. P. Castello (Eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Rio Grande: Editora Ecoscientia.
- Costa, C. S. B. e Davy, A. J. (1992). *Coastal Salt Marsh Communities of Latin America*, 179-199. Em: U. Seeliger (Ed.). *Coastal Plant Communities of Latin America*. New York: Academic Press.
- Costa, C. S. B.; Irgang, B. E.; Peixoto, A. R. e Marangoni, J. C. (2003). Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, 17(2):203-212.
- Develey, P. F. e Stouffer, P. C. (2001). Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.*, 15(5):1416-1422.
- Dias, R. A. e Burger, M. I. (2005). A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Aranajuba*, 13(1):63-80.
- Dias, R. A. e Maurício, G. N. (1998). Lista preliminar da avifauna da extremidade sudoeste do saco da Mangueira e arredores, Rio Grande, Rio Grande do Sul. *Atualidades Ornitol.*, 86:10-11.
- Erritzoe, J.; Mazgajski, T. D. e Rejt, L. (2003). Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithol.*, 38(2):77-93.
- Fahrig, L. e Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.*, 14(1):21.
- Forman, R. T. T. e Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 29:207-231.
- Forman, R. T. T. e Deblinger, R. D. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conserv. Biol.*, 14(1):36-46.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine,

- T. e Winter, T. C. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Washington: Island Press.
- Fuentes-Montemayor, E.; Cuarón, A. D.; Vázquez-Domínguez, E.; Benítez-Malvido, J.; Valenzuela-Galván, D. e Andresen, E. (2009). Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *J. Anim. Ecol.*, 78:857-865.
- Goosem, M. (2000). Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildl. Res.*, 27:151-163.
- Gumier-Costa, F. e Sperber, C. F. (2009). Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará. Brasil. *Acta Amaz.*, 39(2):459-466.
- Hammer, O.; Harper, D. A. T. e Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electronica*, 4(1):1-9.
- Klein, A. H. F. (1998). Clima regional, p. 5-7. *Em: U. Seeliger; C. Odebrecht e J. P. Castello (Eds.). Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Rio Grande: Editora Ecoscientia.
- Köppen, W. (1948). *Climatologia*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Kuitunen, M.; Rossi, E. e Stenroos, A. (1998). Do highways influence density of land birds? *Environ. Manage.*, 22(2):297-302.
- Laurance, S. G. W.; Stouffer, P. C. e Laurance, W. F. 2004. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conserv. Biol.*, 18(4):1099-1109.
- Laurance, W. F.; Croes, B. M.; Guissouegou, N.; Buij, R.; Dethier, M. e Alonfo, A. (2007). Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in african rainforests. *Conserv. Biol.*, 22(3):721-732.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*, 29(3):163-166.
- Mähler Jr., J. K.; Kindel, A. e Kindel, E. A. I. (1996). Lista comentada das espécies de aves da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Biol. Leopold.*, 18(1):69-103.
- Maron, M. e Kennedy, S. (2007). Roads, fire and aggressive competitors: determinants of bird distribution in subtropical production forests. *For. Ecol. Manage.*, 240:24-31.
- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.*, 8(3):21-27.
- Melo, A. S. e Hepp, L. U. (2008). Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecol. Bras.*, 12(3):463-486.
- Mummer, R. L.; Schoech, S. J.; Woolfenden, G. E. e Fitzpatrick, J. W. (2000). Life and death in the fast Lane: demographic consequences of Road mortality in the Florida scrub-jay. *Conserv. Biol.*, 14(2):501-512.
- Novelli, R.; Takase, E. e Castro, V. (1988). Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 5(3):441-454.
- Palomino, D. e Carrascal, L. M. (2007). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biol. Conserv.*, 140:100-109.
- Parris, K. M. e Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecol. Soc.*, 14(1):29
- Perz, S. G.; Caldas, M. M.; Arima, E. e Walker, R. J. (2007). Unofficial Road Building in the Amazon: Socioeconomic and Biophysical Explanations. *Dev. Change*, 38:529-551.
- Pinowski, J. (2005). Roadkills of vertebrates in Venezuela. *Rev. Bras. Zool.*, 22(1):191-196.
- Prado, T. R.; Ferreira, A. A. e Guimarães, Z. F. S. (2006). Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 28(3):237-241.
- Reijnen, R. R. F.; Ter Braak, C. e Thissen, J. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *J. Appl. Ecol.*, 32:187-202.
- Reijnen, R.; Foppen, R. e Meeuwssen, H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biol. Conserv.*, 75:255-260.
- Reynolds, R. T.; Scott, J. M. e Nussbaum, R. A. (1980). A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor*, 82:309-313.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Statsoft, Inc. (2004). *Statistica (data analysis software system)*, version 6.0. www.statsoft.com.
- Taylor, B. D. e Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildl. Res.*, 31:83-91.
- Thornton, D. H.; Branch, L. C. e Sunquist, M. E. (2011). The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape Ecol.*, 26(1):7-18.
- Trombulak, S. C. e Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.*, 14(1):18-30.
- Vetter, D.; Hansbauer, M. M.; Végvári, Z. e Storch, I. (2011). The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Ecography*, 34:1-8.
- Wächter, J. L. e Jarenkow, J. A. (2001). Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no rio grande do sul, Brasil. *Rev. Brasil. Bot.*, 4(3):263-272.

Editor associado: Caio Graco Machado.