



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE

MESTRADO

ANGELO LUÍS SCHERER



VARIAÇÃO SAZONAL E A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA
OCORRÊNCIA DE CHARADRIIDAE E SCOLOPACIDAE NO LITORAL DO RIO
GRANDE DO SUL

SÃO LEOPOLDO, FEVEREIRO DE 2010.



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE

MESTRADO

**VARIAÇÃO SAZONAL E A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA
OCORRÊNCIA DE CHARADRIIDAE E SCOLOPACIDAE NO LITORAL DO RIO
GRANDE DO SUL.**

**Dissertação apresentada à Coordenação do
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Biológicas da Unisinos como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em Biologia,
área de concentração: Diversidade e Manejo de
Vida Silvestre.**

MESTRANDO: ANGELO LUÍS SCHERER

ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. MARIA VIRGINIA PETRY

SÃO LEOPOLDO, FEVEREIRO DE 2010.

S326v Scherer, Angelo Luís
Variação sazonal e a influência da estrutura da paisagem na ocorrência de Charadriidae e Scolopacidae no litoral do Rio Grande do Sul / por Angelo Luís Scherer. -- São Leopoldo, 2010.

67 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, RS, 2010.

“Orientação: Profª Drª Maria Virginia Petry (Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Ciências da Saúde)”.

1.Ornitologia. 2.Ave – Migração. 3.Ave litorânea. 4.Ave litorânea – Rio Grande do Sul. I.Título.

CDU 598.2
598.2:591.543.43
598.4(816.5)

Catálogo na publicação:
Bibliotecária Carla Maria Goulart de Moraes – CRB 10/1252



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre
MESTRADO

A dissertação intitulada: VARIACÃO SAZONAL E A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA OCORRÊNCIA DE CHARADRIIDAE E SCOLOPACIDAE NO LITORAL DO RIO GRANDE DO SUL, elaborada pelo aluno Angelo Luís Scherer, foi julgada adequada e aprovada por todos os membros da Banca Examinadora, para a obtenção do título de Mestre em Biologia, área de concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.

São Leopoldo, 25 de fevereiro de 2010.

Membros da Banca Examinadora

Professora Doutora Maria Virginia Petry – Orientadora – UNISINOS

Professor Doutor Severino Mendes de Azevedo Júnior – UFRPE

Professora Doutora Larissa Rosa de Oliveira – UNISINOS

Índice

Agradecimentos.....	4
Apresentação.....	5
Artigo 1 – Variação sazonal da abundância de aves costeiras no litoral do Rio Grande do Sul.....	7
Figura 1.....	31
Figura 2.....	32
Figura 3.....	34
Tabela 1.....	35
Tabela 2.....	36
Artigo 2 – Influência da estrutura da paisagem na ocorrência de aves costeiras no litoral do Rio Grande do Sul.....	37
Figura 1.....	63
Figura 2.....	64
Tabela 1.....	65
Tabela 2.....	66

Agradecimentos

À Deus, por permitir a realização deste projeto.

A minha esposa e colega, Janete de Fátima Martins Scherer, pelo incentivo a entrar no mundo da pesquisa, pelo apoio e afeto.

À minha orientadora, Dr^a Maria Virgínia Petry, pelo incentivo à pesquisa, orientações e sugestões no desenvolvimento deste trabalho ao longo de tantos anos.

Aos colegas do Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos que auxiliaram nas inúmeras saídas a campo ao litoral gaúcho e a Rafael Gomes de Moura pelo auxílio na obtenção das métricas da paisagem.

Aos professores Dr^a Cristina Stenert, Dr^a Larissa Rosa de Oliveira e Dr Victor Hugo Valiati, pelas sugestões aos artigos.

Aos meus familiares, pelo apoio e pela confiança depositada em mim.

À World Conservation Society, pelo apoio financeiro no ano de 2008/2009.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos do Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares (PROSUP).

A todas as pessoas que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

Apresentação

O Brasil é visitado anualmente por milhares de aves costeiras que realizam movimentos sazonais da América do Norte para a América do Sul e vice-versa. Destacam-se as que vêm no norte com a aproximação do inverno boreal que chegam à procura de locais de parada e invernada, onde encontram alimentação farta, propiciando-lhes a continuidade do seu ciclo de vida.

O presente trabalho tem por objetivo contribuir com o conhecimento a respeito da variação sazonal e influência da paisagem na ocorrência de aves costeiras ao longo do litoral médio na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. O trabalho é apresentado através de dois artigos que tratam dos temas propostos, estando formatado em uma versão preliminar de acordo com as normas de submissão da revista científica *Journal of Ornithology*.

O primeiro artigo apresenta dados referentes à ocorrência e a variação sazonal de aves costeiras das famílias Charadriidae e Scolopacidae ao longo de 120 Km de praia durante um período de dois anos evidenciando a importância de todo litoral médio na conservação de aves migratórias austrais e boreais que a utilizam como local de invernada. O segundo artigo apresenta informações sobre aspectos da paisagem que influenciam a distribuição das mesmas espécies ao longo da praia durante um período de 15 meses na mesma área de estudo. Avalia a distribuição destas no ambiente de acordo com a estrutura da paisagem e efeitos antrópicos, apontando as características ambientais determinantes para a sua presença ou não. Evidenciará assim, a importância da conservação e manejo destas áreas, como também servirá de ferramenta para uso na conservação e na proposição de ações de manejo que visem à manutenção de locais apropriados para a parada e invernada de aves

costeiras migratórias e residentes ao longo de toda a Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Os dados que aqui serão apresentados são parte de um grande estudo que avalia efeitos ambientais na distribuição temporal e espacial de aves costeiras no litoral gaúcho. Verifica ainda os aspectos relacionados ao uso do ambiente pelo homem, avaliando os efeitos antrópicos do uso da praia pelo turismo e pesca artesanal, presença de animais domésticos e veículos, distribuição de macroinvertebrados ao longo da praia, bem como aspectos comportamentais de formação de bandos e locais de forrageamento.

A figura na página de rosto apresenta um bando misto na praia de *Calidris canutus* e *Calidris alba* junto a zona de lavagem na área de estudo. Foto: Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos – LOAM – Unisinos.

**Varição sazonal da abundância de aves costeiras no litoral do Rio Grande do Sul,
Brasil**

Angelo Luís Scherer

Programa de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.
Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
Av. Unisinos, 950 CEP: 93022-000, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil.

Telefone: +55 51 3591 1122 Fax: +55 51 3590 8122

E-mail: alscherer@pop.com.br

Abstract The coast of Rio Grande do Sul State, Brazil, includes a remarkable number of habitats used by many Nearctic shorebirds species during the non-breeding season in the austral summer months. During two years we evaluated the abundance of shorebird monthly, along 120 km of the beach in Rio Grande do Sul, southern Brazil. Of the 17 species recorded, the most abundant were the Sanderlings (*Calidris alba*), White-rumped Sandpiper (*Calidris fuscicollis*) and Red Knot (*Calidris canutus*). The highest abundance occurred between October and April, and the lowest abundance occurred between May and September. Of the total species, 14 were migrant shorebirds from north hemisphere, one is a migrant shorebird from south hemisphere and two were resident. Some species were present throughout the year. Nine species were constantly registered, two were sporadic and six were incidental recorded. This study confirms that the beaches of Rio Grande do Sul State, are an important migration stopover and winter site for many shorebirds in southern Brazil.

Keywords: abundance, ecology, migration, non-breeding, seasonal abundance, shorebirds.

Introdução

O Brasil é visitado por milhares de aves que realizam movimentos sazonais da América do Norte para a América do Sul e vice-versa (Sick 1983; Morrison and Ross 1989; Chesser 1994). Destacam-se as que vêm do norte com a aproximação do inverno boreal (Antas 1994) que chegam ao Brasil à procura de locais de invernada, onde encontram alimentação farta, propiciando-lhes a continuidade do seu ciclo de vida (Telino-Júnior et al. 2003). Às do norte se encontram no Brasil entre agosto e abril, e as do sul (durante o inverno austral) entre março e agosto, enquanto que alguns indivíduos imaturos de certas espécies são encontrados durante quase todo o ano, visto que não se reproduzem, voltando somente às áreas de reprodução quando aptos a nidificarem (Sick 1979). Trata-se, sobretudo de fatores tróficos, como ausência de alimento específico por um período de tempo, que levam as aves a mudar de região e realizar a migração (Sick 1979). Algumas espécies realizam migrações de longas distâncias, desde o hemisfério setentrional atravessando o Equador, podendo chegar a Terra do Fogo e ilhas Shetland do Sul, na Antártica (Morrison 1984; Sander et al. 1988).

Durante as migrações, as aves fazem paradas em locais específicos que são de grande importância para a conservação e manutenção destas espécies costeiras. No Brasil, destacam-se na região Norte o salgado Paraense, a costa do Amapá e reentrâncias Maranhenses, e no Nordeste, a costa do Rio Grande do Norte, Pernambuco, Sergipe e Bahia (Antas 1984; Azevedo-Júnior 1992; Azevedo-Júnior and Larrazábal 1994; Rodrigues 2000; Larrazábal et al. 2002; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri and Hvenegaard 2008). Na região Sul destacam-se a Lagoa do Peixe, no litoral do Rio Grande do Sul, e as praias próximas onde ocorrem grandes concentração de aves migratórias (Lara-Resende and Leeuwenberg

1987; Vooren and Chiaradia 1990; Belton 2000). A disponibilidade de alimento nestes locais propicia a essas aves a garantia de engorda, aquisição de energia suficiente para efetuar a muda das penas e retorno ao seu sítio de reprodução (Sick 1983; Azevedo Júnior et al. 2001a,b; Fedrizzi et al. 2004). Neste sentido, as aves selecionam suas áreas de parada, descanso ou alimentação, de acordo com a qualidade, produtividade e risco de predação do local (Alerstan et al. 2003; Fedrizzi et al. 2004).

Durante o período reprodutivo e o de invernada as populações de aves apresentam flutuações quanto ao número de indivíduos e no número de espécies de aves migratórias utilizando as praias do litoral do Brasil (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Barbieri et al. 2003; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri and Mendonça 2005). As maiores abundâncias ocorrem de setembro a abril ao longo do litoral brasileiro, com a ocorrência de pequenas variações temporais (Barbieri 2007; Barbieri and Hvenegaard 2008; Barbieri and Paes 2008). No Rio Grande do Sul, Lara-Resende and Leeuwenberg (1987) verificaram as maiores abundâncias de aves costeiras de novembro a abril no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (31° 21'S; 051°03'W). As praias de Balneário Pinhal a Mostardas, localizadas ao norte desta unidade de conservação oferecem condições adequadas de parada, alimentação e descanso para as aves costeiras migratórias, sendo locais importantes para a conservação e manutenção (obs. pess. Scherer A. L.). Devido aos escassos estudos realizados (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990; Costa and Sander 2008), e a importância destes locais como áreas de invernada e parada, este trabalho tem por objetivo verificar a ocorrência e variação sazonal de aves costeiras das famílias Charadriidae e Scolopacidae em um trecho 120 km de praia ao norte da Lagoa do Peixe. Os dados apresentados aqui são parte de um grande estudo que avalia efeitos ambientais e antrópicos na distribuição temporal e espacial de aves costeiras ao longo da praia, no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.

Material e Métodos

Área de Estudo

A costa do Estado do Rio Grande do Sul se caracteriza pelas praias arenosas que se estende desde a barra do Chuí (33° 45' S; 053° 22' W), ao sul, até a desembocadura do rio Mampituba (29° 19' S; 049° 42' W), ao norte, totalizando 623 km. A área de estudo compreende um trecho de 120 km de praia entre os municípios de Balneário Pinhal (30°14'57" S; 050°13'48,4" W) e Mostardas (31°10'52" S; 050°50'03" W) (Fig. 1). O Balneário Pinhal é o município que delimita a região norte e média do litoral do Estado e Mostardas compreende o trecho referente ao litoral médio do Rio Grande do Sul. A região caracteriza-se por extensas faixas de praias e dunas, com lagos e lagoas após as dunas, formando um conjunto olhos d'água (Belton 2000). A ocupação humana ao longo desta região provoca alteração da paisagem, sendo utilizada para turismo e lazer, de forma que os 15 km da porção inicial do percurso no Balneário Pinhal possuem um alto nível de urbanização, além do uso intenso de toda a região para cultivos agrícolas irrigados e silvicultura.

O clima na região é subtropical úmido com temperatura média de 17°C e pluviosidade anual de 1200 mm. A largura da praia no trecho percorrido pode variar de 50 a 120 m, podendo por vezes chegar a 200 m, sendo que esta variação pode ocorrer em pequenas distâncias de praia. A praia tem baixa inclinação e a zona de lavagem pela água do mar é larga, geralmente em torno de 10 m, sendo que nesta zona, os invertebrados ocorrem em alta densidade. As espécies dominantes são os moluscos bivalves *Mesodesma mactroides* e *Donax hanleyanus*, os crustáceos *Emerita brasiliensis* e *Excirolana armata* e os poliquetos *Euzonus furciferus* e *Spio gaucha* (Gianuca 1983).

Metodologia

Foram realizados censos mensais (n=24) entre outubro de 2007 e setembro de 2009, num trajeto de 120 km percorridos com veículo automotor no sentido norte-sul a uma velocidade máxima de 20 km/h, entre 07 h e 17 h. O método utilizado nos censos foi o de contagem direta, descrito por Bibby et al. (2000), em que o observador desenvolve uma contagem dos indivíduos de cada espécie. Os censos foram realizados por dois observadores, em dias ensolarados e escolhidos aleatoriamente, registrando-se as abundâncias por espécie em pontos distantes das aves e a uma distância mínima, de modo a evitar que estas voassem. O primeiro observador registrava as aves que se encontravam na linha da maré até a parte média da praia e o segundo as aves deste ponto até as dunas, evitando-se recontagens. Os dados foram registrados em gravador portátil e planilhas de campo. As aves foram identificadas com o auxílio de binóculos 10X50 e através de bibliografia especializada (Narosky and Yzurieta 2003; Mata et al. 2006). A seqüência taxonômica e a nomenclatura das espécies seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2009). Os bandos de aves costeiras foram considerados pequenos quando com menos de 100 indivíduos, médios quando de 100 a 1000 indivíduos, e grandes quando com mais de 1000 indivíduos. As estações do ano são citadas de acordo com o hemisfério sul: verão austral (outubro a março) e inverno austral (abril a setembro).

A frequência de ocorrência (C) de cada espécie foi calculada através da equação $C = p \times 100/P$, onde: “p” corresponde ao número de contagens contendo a espécie e “P” o número total de contagens do período de estudo (24), sendo cada espécie considerada como: constante (quando presente em mais de 50% das contagens), esporádica (quando presente de 25% a 50% das contagens), acidental (quando presente em menos de 25% das contagens) e ausente (não presente nas contagens) (Dajoz 1983).

Resultados

Foram registradas 17 espécies de aves costeiras, sendo seis espécies da família Charadriidae e 11 espécies de Scolopacidae, totalizando 96889 indivíduos. Dentre as espécies, 15 delas são migratórias Neárticas de longas distâncias, sendo 14 migratórias do Hemisfério Norte, uma do Hemisfério Sul (*Charadrius modestus*) e duas espécies residentes (*Vanellus chilensis*, *Charadrius collaris*) endêmicas da América do Sul. *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus* foram as três espécies mais abundantes, com 93,9% de toda a abundância de aves costeiras, sendo que somente *Calidris alba* representou 80,8% do total de abundância. Além destas, outras duas espécies tiveram mais de 1% de abundância (*Charadrius collaris* e *Tringa flavipes*), enquanto que as demais 12 espécies apresentaram abundâncias menores que 1% (Tabela 1). As maiores abundâncias de aves costeiras ocorreram entre os meses de outubro (quando da chegada na área de parada e invernada) e abril (quando do retorno para as áreas de reprodução) e as menores abundâncias entre maio e setembro (Fig. 2).

Durante os dois anos (2007-2009), foram observadas nove espécies constantes de aves costeiras (que também foram constantes analisando-se os anos separadamente, exceto *Calidris canutus*), duas espécies esporádicas e seis acidentais (Tabela 2). *Limosa haemastica* e *Numenius phaeopus* foram ausentes durante o período de 2007-2008 e com baixa frequência de ocorrência no período de 2008-2009, além do registro de ocorrência acidental de *Charadrius modestus*, a única migratória do hemisfério sul.

Três espécies foram registradas em apenas duas contagens, sendo que de *Limosa haemastica* foi registrado somente um indivíduo em janeiro de 2009. De *Charadrius modestus* foi registrado um indivíduo em julho de 2008 e cinco em maio de 2009. De *Calidris pusilla* foram avistados cinco indivíduos em fevereiro de 2008 e dois em setembro de 2009, enquanto que de *Tryngites subruficollis* foram observados seis indivíduos em

novembro de 2007 e 29 indivíduos (distribuídos em três locais na praia) em outubro de 2008. As demais espécies são apresentadas em ordem taxonômica com a abundância mensal (Fig. 3).

A frequência de ocorrência de *Vanellus chilensis* foi constante, sendo registrada em todas as contagens. As maiores abundâncias ocorreram entre os meses de abril a julho com um pico de abundância (n=81) em julho de 2008, e as menores abundâncias de outubro a dezembro, sendo registrado somente um indivíduo em novembro de 2008. *Pluvialis dominica* apresentou ocorrência acidental, estando presente em quatro meses e com maior abundância (n=176) em fevereiro de 2009. No período de outubro de 2007 a setembro de 2008, foram registrados somente seis indivíduos no mês abril. *Pluvialis squatarola* possui frequência de ocorrência constante, apresentando as maiores abundâncias de outubro a fevereiro, com um pico de abundância (n=353) no mês de fevereiro de 2009, igualmente ao observado com *Pluvialis dominica*. As menores abundâncias são registradas de abril a setembro estando ausente nos meses de junho e julho.

Charadrius semipalmatus foi registrado de forma esporádica durante o ano de 2007-2008 e constante durante 2008-2009. Apresentou as maiores abundâncias de forma distinta entre os dois anos, sendo maior em fevereiro e março de 2008 e abril e maio de 2009. Não apresentou nenhum registro nos meses de outubro a janeiro nos dois anos. *Charadrius collaris* apresentou frequência de ocorrência constante, tendo registros em todos os meses. As maiores abundâncias são registradas de março a agosto, e as menores abundâncias de setembro a fevereiro. Grande parte do aumento da abundância a partir de março deve-se a indivíduos jovens nascidos naquele ano, que são visualizados forrageando na zona de lavagem e junto às barras de drenagem das lagoas. Nos meses de maio, junho e agosto de 2008 verificou-se uma abundância consideravelmente maior que em igual período de 2009.

De freqüência de ocorrência acidental, *Numenius phaeopus* esteve ausente no ano de 2007-2008 e de ocorrência esporádica em 2008-2009. O maior número de indivíduos foi observado em novembro de 2008 (n=6) e maio de 2009 (n=9), porém ainda com baixa abundância. Nos outros dois meses foi registrado somente um indivíduo em cada mês. *Tringa solitaria* apresentou ocorrência esporádica no ano de 2007-2008 e acidental em 2008-2009. Desta forma, não apresenta uma clara tendência na ocorrência, porém foi registrada em dois meses consecutivos (novembro e dezembro de 2007) sendo a maior abundância (n=18) registrada em novembro daquele ano.

Tringa melanoleuca apresentou freqüência constante durante os dois anos, tendo as maiores abundâncias nos meses de maio a setembro, ocorrendo um pico de abundância em julho de 2008 (n=16) e outro em setembro de 2009 (n=16). Com baixas abundâncias, esta espécie apresenta variação brusca de um mês para outro, como o verificado entre os meses de maio, junho e julho de 2008, quando variou de 13 para um e após para 16 indivíduos, respectivamente. Dezembro, março e abril foram os únicos meses que não ocorreram registros da espécie. Registrada de forma constante nos dois anos, *Tringa flavipes* apresenta as maiores abundâncias nos meses de maio a outubro e as menores de dezembro a abril. A partir de maio de 2008 a abundância aumentou para o mês subsequente e após apresentou uma tendência de queda até setembro, quando aumentou significativamente em outubro de 2008 atingindo 270 indivíduos e declinando rapidamente em novembro do mesmo ano. Esteve ausente nos meses de outubro, novembro de 2007 e abril de 2009.

Visualizada de forma constante e em todos os meses ao longo dos dois anos, *Arenaria interpres* é registrada com baixas abundâncias, variando de um a seis indivíduos quando presente. No entanto, em dezembro de 2007 foram avistados 15 indivíduos, e no mês de abril de 2009 foi observada a maior abundância com 70 indivíduos distribuídos em três

bandos de 30, 15 e 25 indivíduos separados espacialmente um e sete quilômetros entre si, respectivamente.

Calidris canutus é a terceira espécie mais abundante, e é observada de forma constante no primeiro ano e esporadicamente no segundo ano. Apresenta as maiores abundâncias em abril e setembro, sendo de forma desigual entre os demais meses nos anos. Em 2008, entre os meses de abril e julho as abundâncias mensais variaram de 1669 em abril para 96 indivíduos em maio e voltando a subir um pouco em junho e julho. Em 2009 foi registrada novamente em número considerável em abril, quatro indivíduos em maio e esteve ausente nos meses de junho e julho voltando a ser abundante em setembro. Esteve ausente nos meses de dezembro e março, com um indivíduo em fevereiro de 2009 e dois indivíduos em outubro de 2007 e janeiro de 2008. Aproximadamente 10% dos indivíduos visualizados nos meses de junho e julho de 2009 apresentavam plumagem nupcial, sendo prováveis indivíduos migrantes tardios, que realizaram uma parada para alimentação na praia, em sua migração para o norte.

Calidris alba possui frequência de ocorrência constante e é a espécie mais abundante. As maiores abundâncias ocorrem de setembro a abril com aumentos e declínios abruptos no início e final destes períodos. Foram registrados picos de abundância no início da verão austral, em novembro de 2007 (n=5943) e início do inverno austral, em abril de 2008 (n=10757), sendo o mesmo observado no período de outubro de 2008 (n=8296) e abril de 2009 (n=9759). As menores abundâncias ocorrem de maio a agosto, provavelmente por indivíduos imaturos não reprodutivos, sendo o menor número registrado em julho (n=7) e agosto (n=3) de 2008.

Calidris fuscicollis apresenta frequência de ocorrência constante e é a segunda espécie mais abundante. Apresenta dois picos de abundância similarmente a *Calidris canutus*, sendo as maiores abundâncias em novembro de 2007 (n=1204) e março de 2008

(n=1060), e agosto de 2008 (n=561) e fevereiro de 2009 (n=1012). A espécie esteve ausente nos meses de maio, junho e julho nos dois anos.

Discussão

A densidade de alimento e locais com condições adequadas de alimentação são fatores essenciais relacionados com a presença de aves costeiras nas praias e lagoas litorâneas. O registro de 17 espécies de aves costeiras, sendo algumas com grande abundância, vem a corroborar com o conhecimento da importância do litoral do Rio Grande do Sul, como um local de parada e invernada para as aves costeiras migratórias do hemisfério norte e sul. O trabalho realizado por Lara-Resende and Leeuwenberg (1987) na Lagoa do Peixe serviu de suporte para a criação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe devido à importância do local para as aves costeiras. No entanto, nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas ocorrem registros e abundâncias consideráveis de várias espécies de aves costeiras, como verificado também na praia do Cassino (32°12'S; 052°10'W) (Vooren and Chiaradia 1990) e praias no litoral norte do Estado (Costa and Sander 2008). Das aves costeiras registradas, 14 espécies são migratórias do hemisfério norte, onde se encontram suas áreas de reprodução, e utilizam as praias do Rio Grande do Sul para alimentação e descanso em suas paradas ou invernadas.

Coletivamente, as maiores abundâncias de aves costeiras nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas foram observadas no período de outubro a abril, o que coincide com a verão austral e com período não reprodutivo no hemisfério norte. Este período coincide com a maior oferta de macroinvertebrados ao longo da praia e na margem das lagoas costeiras (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), como também com a redução do nível de água destas lagoas e maior área disponível para forrageamento. Desta forma as espécies de aves costeiras migratórias se encontram concentradas em locais específicos para a alimentação no

hemisfério sul, sendo encontradas nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas em número e abundância similar ao observado em outras praias no Rio Grande do Sul (Belton 2000, Vooren e Chiaradia 1990) e litoral brasileiro (Telino-Júnior et al. 2003; Lyra-Neves et al. 2004; Cabral et al. 2006; Barbieri and Hvenegaard 2008).

O número de aves costeiras foi menor entre os meses de maio a setembro. Durante este período a maioria das populações migram para as áreas reprodutivas na América do Norte, sendo encontradas ainda um pequeno número de indivíduos (*Charadrius semipalmatus*, *Tringa melanoleuca*, *Tringa flavipes*, *Calidris canutus*, *Calidris alba* e *Calidris fuscicollis*) que permanecem na praia durante o inverno austral o que já foi verificado em outras praias no Brasil (Azevedo-Júnior and Larrazábal 1994; Azevedo-Júnior et al. 2001a,b; Barbieri and Mendonça 2005; Barbieri and Hvenegaard 2008). Trata-se, sobretudo de indivíduos jovens ou imaturos reprodutivamente, que permanecem nos locais de parada ou área de invernada até o próximo período de migração (Azevedo-Júnior and Larrazábal 1994, Azevedo-Júnior et al. 2001a,b). São exceção as residentes *Vanellus chilensis* e *Charadrius collaris* que reproduzem ao longo da costa do Rio Grande do Sul, assim como *Charadrius modestus* que é visitante migratória do sul da América do Sul.

As espécies mais frequentes e abundantes nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas foram *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus*. Estas espécies são comumente registradas nas praias do Rio Grande do Sul (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990) onde encontram o seu hábitat preferencial com alimento disponível ao longo das praias e lagoas (Morrison and Ross 1989; Belton 2000). Para *Calidris alba* as praias do litoral do Rio Grande do Sul estão entre as mais importantes áreas de invernada na costa Atlântica da América do Sul (Morrison and Ross 1989). As três espécies apresentam grandes abundâncias na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), seja para

invernada ou como ponto de parada, para parte das populações que invernam em áreas mais ao sul até a Terra do Fogo (Harrington et al. 1986; Morrison et al. 2004; Piersma 2007).

De maneira geral, nove espécies têm frequência de ocorrência constante durante os dois anos, no entanto outras espécies ocorrem de forma acidental e em pequena abundância como *Charadrius modestus*, *Limosa haemastica*, *Calidris pusilla* e *Tryngites subruficollis*. *Charadrius modestus* é visitante durante o inverno austral, vinda da região da Patagônia, ao sul da América do Sul onde se reproduz (Belton 2000). O registro de somente seis indivíduos de *Charadrius modestus* corrobora com outros locais onde é rara, como na lagoa do Peixe (até 50 indivíduos mensais entre abril e agosto) (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) e alguns poucos indivíduos isolados nas praias ao longo do litoral do Rio Grande do Sul (Vooren and Chiaradia 1990; Belton 2000) e Argentina (Blanco et al. 2006). *Limosa haemastica* é registrada durante todo o ano na Lagoa do Peixe, com a maior abundância em novembro na sua migração para o sul (até 1300 indivíduos) e em março antes da migração para o norte (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), usando a lagoa como local de invernada para parte da população, e como ponto de parada para outra parte da população que inverna em regiões mais meridionais (Belton 2000; Blanco et al. 2006). O indivíduo registrado em janeiro de 2009 provavelmente estava em deslocamento migratório, tendo realizado uma parada para descanso ou alimentação na praia, sendo esta espécie de alta sensibilidade a ambientes com distúrbios (Parker et al. 1996) e, portanto dificilmente visualizada nas praias onde circulam veículos e pessoas. O registro de somente sete indivíduos de *Calidris pusilla* corrobora com a pouca frequência e abundância na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), e praias no Rio Grande do Sul (Vooren and Chiaradia 1990; Costa and Sander 2008). No entanto é frequente e abundante nas praias do norte e nordeste do Brasil onde realiza sua invernada (Azevedo-Júnior et al. 2001b; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri 2007) sendo que utiliza a rota do oceano Atlântico ao longo das

praias na sua migração (Antas 1984). Visitante da América do Norte durante o verão austral, *Tryngites subruficollis* está na categoria em perigo de extinção (BirdLife International 2009) e é uma espécie comumente encontrada em áreas úmidas com gramíneas, como observado na Lagoa do Peixe, entre os meses de outubro a abril (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987). Esta espécie realiza sua migração geralmente pelo continente utilizando a rota Amazônia Central/Pantanal, onde segue os grandes rios e áreas úmidas até alcançar o Paraguai e Argentina (Antas 1984). Tal fato vem a corroborar com a sua baixa frequência de ocorrência e abundância nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas onde foi registrada em duas oportunidades, nos meses de novembro de 2007 e outubro 2008.

Entre as espécies com frequência de ocorrência constante temos a residente *Vanellus chilensis*, endêmica da América do Sul que foi observada em todas as contagens. Esta espécie é comum nas áreas de campos do Rio Grande do Sul onde se reproduz, no entanto é considerada rara na beira da praia segundo Belton (2000). Esta pode ser visualizada com mais frequência forrageando na praia junto às barras com água de drenagem das lagoas entre abril e julho, sendo que as menores abundâncias são observadas no período entre outubro e dezembro quando a espécie está em período reprodutivo (Belton 2000).

Pluvialis dominica apresentou frequência de ocorrência e abundância menor que *Pluvialis squatarola*, sendo que as maiores abundâncias coincidem com os períodos de novembro a março quando teve a maior abundância na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) e na praia do Cassino (Vooren and Chiaradia 1990). Costa and Sander (2008) registraram somente um indivíduo de *Pluvialis dominica* e cinco de *Pluvialis squatarola* nas praias do litoral norte do Estado, indicando que estas espécies podem ser encontradas somente nas praias próximas dos arredores da Lagoa do Peixe onde encontram habitat disponível e com menor influência antrópica direta de veículos e presença humana ao longo da praia. *Pluvialis squatarola* apresentou o mesmo padrão de frequência e abundância

que na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) e na praia do Cassino (Vooren and Chiaradia 1990) estando presente durante todo o ano (exceto julho) com as maiores abundâncias entre os meses de outubro a fevereiro, restando somente alguns poucos indivíduos não migrantes neste período a partir de maio.

Charadrius semipalmatus apresentou frequências desiguais sendo a maior abundância em fevereiro e março de 2008 e abril e maio de 2009. Esta espécie, no entanto foi observada em todas as estações do ano, porém com baixa abundância na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) e ausente nas praias do Cassino (Vooren and Chiaradia 1990). Pode ser observada com grandes abundâncias nas praias do nordeste do Brasil onde a maior parte da população tem sua área de invernada (Rodrigues 2000; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri 2007; Barbieri and Hvenegaard 2008). A outra espécie do mesmo gênero é a residente *Charadrius collaris*, que se reproduz sobre a faixa de dunas ao longo da costa do Brasil, sendo encontrada em todos os meses. Em geral, pouco se conhece a respeito desta espécie sendo que as maiores abundâncias nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas são registradas entre os meses de março a agosto, o que também foi observado por Barbieri and Pinna (2005) na praia da Ilha Comprida, no sudeste do Brasil e em outras praias do Rio Grande do Sul (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990). Isto ocorre devido ao período reprodutivo, que se estende de novembro a janeiro, quando a espécie é observada forrageando frequentemente próximos as dunas onde reproduz, e nas praias durante o período não-reprodutivo no inverno (Belton 2000; Lara-Resende and Leeuwenberg 1987). Indivíduos jovens podem ser visualizados forrageando na zona de lavagem e nas barras de drenagem das lagoas durante todos os meses do ano, no entanto com aumento considerável a partir do mês de março de forma a contribuir para uma maior abundância nos meses subseqüentes.

Numenius phaeopus apresentou baixa frequência e abundância, sendo considerada uma espécie que necessita de ambientes conservados devido a sua alta sensibilidade a distúrbios ambientais (Parker et al. 1996). Os maiores bandos ocorrem na região norte e nordeste do Brasil e/ou norte da América do Sul (Morrison and Ross 1989; Azevedo Júnior and Larrazábal 1994; Azevedo-Júnior et al. 2004). Os seis indivíduos foram observados em novembro de 2008 em Mostardas e o outro grupo de nove indivíduos em maio de 2009 no Balneário Pinhal, sendo que todos estavam forrageando na zona de lavagem na praia e os demais indivíduos foram visualizados isoladamente. Lara-Resende and Leeuwenberg (1987) registraram a espécie em setembro e de novembro a abril na Lagoa do Peixe, e com no máximo oito indivíduos em fevereiro. Vooren and Chiaradia (1990) não registraram a espécie na praia do Cassino, enquanto que em outras partes do Brasil também é observada de maneira esporádica (Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri and Hvenegaard 2008).

De Balneário Pinhal a Mostardas foram avistadas três espécies do gênero *Tringa*, sendo as mais frequentes *Tringa flavipes*, *Tringa melanoleuca* e menos frequente *Tringa solitaria*. Alguns autores citam estas espécies como sendo mais frequentes no Rio Grande do Sul entre os meses de outubro a fevereiro (Vooren and Chiaradia 1990; Belton 2000) o que não foi observado para as duas primeiras. Estas foram avistadas forrageando nas margens de pequenas lagoas perto das dunas e nas barras de drenagem destas lagoas e algumas vezes na zona de lavagem. *Tringa flavipes* e *Tringa melanoleuca* também são comuns durante o ano em áreas úmidas interiores ao longo da costa do sul do Brasil (Belton 2000) indicando preferência pelos habitats de lagoas.

Tringa solitaria foi avistada esporadicamente e em pequeno número ao longo da praia, sendo o mesmo verificado por Costa and Sander (2008) em outras praias do Rio Grande do sul. *Tringa melanoleuca* foi visualizada de forma constante nos dois anos, o que foi verificado também por Lara-Resende and Leeuwenberg (1987), apresentando os picos de

abundância nos meses de julho e setembro, sendo, no entanto bem mais rara que *Tringa flavipes*. Segundo Belton (2000) durante o período do inverno austral, muitos indivíduos de *Tringa melanoleuca* não migrantes que invernaram em áreas interiores do Estado se concentram na praia. Esta espécie é com mais frequência visualizada forrageando nas margens de pequenas lagoas perto das dunas. *Tringa flavipes* é registrada todos os meses no Rio Grande do Sul, sendo seus registros raros durante o inverno austral, e comuns de setembro a março (Belton 2000). No entanto, podemos observar que a espécie apresenta as maiores abundâncias entre os meses de maio a outubro e é rara entre os meses de novembro a abril. Os espécimes observados de maio a julho são provavelmente grupos de indivíduos jovens que invernaram nas praias e lagoas do interior do Rio Grande do Sul e se concentram no litoral durante este período. A maior abundância em outubro coincide com a migração para a América do Sul utilizando as praias e lagoas do Rio Grande do Sul para invernada e parada para alimentação.

Arenaria interpres é comum ao longo da costa da Província de Buenos Aires (Myers and Myers 1979; Blanco et al. 2006) durante o verão austral. Nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas é encontrada com baixas abundâncias, sendo seu registro mais freqüente de abril a julho e de setembro a dezembro. O mesmo foi observado em outros estudos (Harrington et al. 1986; Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990) indicando a parada que pequenos grupos para alimentação e descanso durante a migração sul e norte entre as áreas de invernada (na Argentina) e reprodução (na América do Norte).

O padrão de ocorrência apresentado por *Calidris canutus* corrobora com o observado por Lara-Resende and Leeuwenberg (1987) na Lagoa do Peixe e Vooren and Chiaradia (1990) na praia do Cassino no litoral sul do Estado. O registro de maiores abundâncias nos meses de setembro indica a chegada dos migrantes do hemisfério norte em direção das áreas de invernada na Patagônia e Terra do Fogo, utilizando as lagoas e praias do Rio Grande do

Sul como área de parada para alimentação, descanso e muda de penas. Nos meses subsequentes alguns poucos indivíduos permanecem em internada e se juntam aos bandos que realizam parada em abril, quando retornam para as áreas de reprodução na América do Norte. O período de parada nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas é curto, no entanto de grande importância para o processo migratório entre os extremos dos dois hemisférios da América (Piersma 2007), pois encontram áreas de descanso e alimento disponível para muda e aquisição de peso (Vooren and Chiaradia 1990), sendo uma das áreas de parada mais importantes para a espécie.

A frequência constante durante os meses do ano e a maior abundância de *Calidris alba* entre setembro e abril condiz com outros trabalhos realizados no Rio Grande do Sul (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987, Vooren and Chiaradia 1990), e da importância do litoral do Estado, como uma das mais importantes áreas de internada da espécie ao longo da costa atlântica da América do Sul (Morrison and Roos 1989; Myers et al. 1990). Os resultados corroboram o observado por Vooren and Chiaradia (1990) e Belton (2000) que a espécie utiliza a costa sul do Brasil como ponto de parada e internada para parte da população e um pequeno número de indivíduos permanecem nestas praias durante o inverno austral. Nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas apresenta um padrão similar ao observado em outros locais do Estado (Harrington et al. 1986; Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990). Grandes bandos começam a chegar em setembro, e em outubro a população atinge um pico e cai no mês subsequente, devido ao uso da área como local de parada durante a migração mais ao sul onde encontram outras áreas de internada. A abundância se mantém estável de novembro a fevereiro devido aos indivíduos que permanecem de internada, decresce de fevereiro a março quando estes começam a migração ao norte e atinge o maior pico em abril quando os indivíduos que internaram ao sul (Argentina e Patagônia) utilizam o local novamente para parada e declina em maio

restando somente alguns indivíduos. Nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas, a espécie é encontrada em densidades superiores as observadas por Vooren and Chiaradia (1990) na praia do Cassino, indicando maior disponibilidade de recursos. Os indivíduos foram observados em repouso sexual forrageando em bandos pequenos, médios e grandes na zona de lavagem acompanhando o movimento das ondas, e em bandos de descanso na praia próximo as dunas.

Calidris fuscicollis ocorre em quantidades e com tendência de ocorrência similar a *Calidris canutus*. Na Lagoa do Peixe, *Calidris fuscicollis* é muito abundante nos meses de novembro a janeiro tanto na lagoa como na praia (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) utilizando o local como ponto de parada e área de invernada por parte da população. Neste sentido, verificam-se as maiores abundâncias no início da verão austral quando da chegada dos migrantes do Hemisfério Norte em direção as áreas de invernada na Lagoa do Peixe e Argentina, onde são abundantes durante o verão austral (Myers and Myers 1979; Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Blanco et al. 2006). Durante o verão austral alguns poucos indivíduos são observados nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas, sendo que a abundância volta a aumentar no início do outono austral (março, abril) quando retornam das áreas de invernada no momento da migração para a América do Norte, indicando o uso destas praias como local de parada e alimentação antes da migração.

O conhecimento a respeito dos locais de parada e áreas de invernada é crítico para o sucesso do ciclo de vida das aves migratórias, sendo que estes locais precisam de atenção especial de proteção (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Myers et al. 1990) com esforço coordenado internacionalmente para a proteção das áreas de reprodução, parada e invernada (Morrison 1984; Morrison et al. 2004). As praias de Balneário Pinhal a Mostardas, no Rio Grande do Sul, são usadas por uma grande abundância de aves costeiras como local de parada e invernada, principalmente de *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus*.

Desta forma, o estudo aponta estas praias como áreas prioritárias para a implantação de projetos de conservação destas aves costeiras, além de servir como base para futuras comparações que visem avaliar os impactos das alterações ambientais sobre estas.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS pelo suporte institucional e a Wildlife Conservation Society – WCS pelo apoio financeiro, para a execução do projeto de pesquisa (processo 2008005). O autor Angelo Luís Scherer agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – CAPES pela concessão da Bolsa de Estudos do Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares – PROSUP. Agradecemos ainda a toda a equipe do Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos da Unisinos pelas contribuições nas atividades de campo.

Referências Bibliográficas

- Alerstan T, Hedenström A, Åkesson S (2003) Long-distance migration: evolution and determinants. *Oikos* 103: 247-260.
- Antas PTZ (1984) Migration of Nearctic shorebirds (Charadriidae and Scolopacidae) in Brazil – flyways and their different seasonal use. *Wader Study Group Bull* 39: 52-56.
- Antas PTZ (1994) Migration and other movements among the lower Paraná River valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. *Bird Cons Inter* 4(2): 181-190.
- Azevedo-Júnior SM (1992) Anilhamento de aves migratórias na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Cad Ômega Univ Fed Rural PE Série Ciências Aquáticas* 3: 31-47.

- Azevedo-Júnior SM, Larrazábal ME (1994) Censo de aves limícolas na Coroa do Avião, Pernambuco, Brasil, informações de 1991 a 1992. *Rev Nord Zool* 1(1):263-277.
- Azevedo-Júnior SM, Dias MM, Larrazábal ME (2001a) Plumagens e mudas de Charadriiformes (Aves) no litoral de Pernambuco, Brasil. *Rev Bras Zool* 18(3): 657-672.
- Azevedo-Júnior SM, Dias MM, Larrazábal ME, Telino-Júnior WR, Lyra-Neves RM (2001b) Recapturas e recuperações de aves migratórias no litoral de Pernambuco, Brasil. *Ararajuba* 9(1): 33-42.
- Azevedo-Júnior SM, Larrazábal ME, Pena O (2004) Aves aquáticas de ambientes antrópicos (salinas) do Rio Grande do Norte, Brasil. In: *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Branco JO (ed). Editora Univali, Itajaí, Santa Catarina. p. 255-266.
- Barbieri E, Mendonça JT (2005) Distribution and abundance of Charadriidae at Ilha Comprida São Paulo Brazil. *J Coast Res* 21(2):1-10.
- Barbieri E, Hvenegaard GT (2008) Seasonal occurrence and abundance of shorebirds at Atalaia Nova Beach in Sergipe State, Brasil. *Waterbirds* 31(4): 636-644.
- Barbieri E, Mendonça JT, Xavier SC (2003) Importance of Ilha Comprida (São Paulo State, Brazil) for the sanderlings (*Calidris alba*) migration. *J Coast Res (Special Issue)* 35: 65-68.
- Barbieri E, Pinna FV (2005) Distribuição da Batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*) durante o período de 1999 a 2001 na Ilha Comprida. *Rev Bras Ornit* 13(2): 161-167.
- Barbieri E (2007) Seasonal abundance of shorebirds at Aracaju, Sergipe, Brazil. *Wader Study Group Bull* 113(3):40-46.

- Barbieri E, Paes ET (2008) The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo State, Brazil): a multivariate approach. *Biota Neotr* 8:13-23.
- Belton W (2000) *Aves do Rio Grande do sul: Distribuição e biologia*. São Leopoldo: Ed Unisinos, 584p.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA (2000) *Bird census techniques*. 2nd edn. London, Academic Press.
- BirdLife International (2009) Species factsheet: *Tryngites subruficollis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 7/12/2009.
- Blanco DE, Yorio P, Petracci PF, Pugnali G (2006) Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires province, Argentina. *Waterbirds* (3): 381-390.
- Cabral SAS, Azevedo-Júnior SM, Larrazábal, ME (2006) Seasonal abundance of migratory birds in the Piaçabucu Protection Area, Alagoas, Brazil. *Rev Bras Zool* 23(3): 865-869.
- Chesser RT (1994) Migration in South American, an overview of the austral system. *Bird Cons Inter* 4: 91-107.
- Costa ES, Sander M (2008) Variação sazonal de aves costeiras (Charadriiformes e Ciconiiformes) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biod Pampeana* 6(1): 3-8.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2009) *Listas das aves do Brasil*. 8ª Edição. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>> Acesso em: 01 de outubro de 2009.
- Dajoz R (1983) *Ecologia Geral*. Ed. Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro, Brazil. 472p.
- Fedrizzi CE, Azevedo-Júnior SM, Larrazábal ME (2004) Body mass and acquisition of breeding plumage of wintering *Calidris pusilla* (Linnaeus) (Aves, Scolopacidae) in the coast of Pernambuco, north-eastern Brazil. *Rev Bras Zool* 21(2): 249-256.

- Gianuca NM (1983) A preliminary account of the ecology of sandy beaches in southern Brazil. In McLachlan A, Erasmus T (eds) Sandy beaches as ecosystems. The Hague pp 413-419.
- Harrington BA, Antas PTZ, Silva F (1986) Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. *Vida Silv Neotr* 1: 45-54.
- Lara-Resende SL, Leeuwenberg DL (1987) Ecological studies of Lagoa do Peixe. Internacional Report 4. Wild Wildlife Found – WWF/US.
- Larrazábal ME, Azevedo-Júnior SM, Pena O (2002) Monitoramentos de aves limícolas na Salina Diamante Branco, Galinhos, Rio Grande do Norte, Brasil. *Rev Bras Zool* 19(4): 1081-1089.
- Lyra-Neves RM, Azevedo-Júnior SM, Telino-Júnior W (2004) Monitoramento do maçarico-branco, *Calidris alba* (Pallas) (Aves, Scolopacidae) através de recuperações de anilhas coloridas, na Coroa do Avião, Igarassú, Pernambuco, Brasil. *Rev Bras Zool* 21(2): 319-324.
- Mata JR, Erize F, Rumboll M (2006) *Aves de Sudamérica: Guia de campo* Collins. 1ª Ed. Letemendia, Buenos Aires. 384p.
- Morrison RIG (1984) Migration Systems of some new world shorebirds. In: *Shorebirds. Migration and foraging behavior*. Burger J, Olla BL (eds). Plenum Publishing Corporation, New York and London. p. 125-201.
- Morrison RIG, Ross RK (1989) *Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America*. Ottawa: Canadian Wildlife Service vol 1, 128p.
- Morrison RIG, Ross RK, Niles LJ (2004) Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *Condor* 106: 60–70.

- Myers JP, Myers LP (1979) Shorebirds of coastal Buenos Aires Province, Argentina. *Ibis* 121: 186-200.
- Myers JP, Sallaberry MA, Ortiz E, Castro G, Gordon LM, Maron JL, Schick CT, Tabilo E, Antas P, Below T (1990) Migration routes of new world Sanderlings (*Calidris alba*). *Auk* 107: 172-180.
- Narosky T, Yzurieta D (2003) Aves de Argentina y Uruguay: guía para la identificación. Edición de oro, 15ª ed, Vasquez Mazzini, Buenos Aires. 348p.
- Parker III TA, Stotz DF, Fitzpatrick J W (1996) Ecological and distributional databases, p 113-436 In: Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA, Moskovits DK (Eds) Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, 700p.
- Piersma T (2007) Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwide. *J Ornith* 148(1): 45–59.
- Rodrigues AAF (2000) Seasonal abundance of nearctic shorebirds in the Gulf of Maranhão, Brazil. *J Field Ornith* 71(4): 665-675.
- Sander M, Strieder MN, Scherer-Neto P (1988) Registro de *Calidris fuscicollis* (Vieillot, 1819) na Ilha Elefante, Shetland do Sul - Antártica (Aves, Scolopacidae) *Acta Biol Leopold* 10(1): 37-40.
- Sick H (1979) Migrações de aves no Brasil. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. *Brasil Florestal* 9: 7-10.
- Sick H (1983) Migrações de aves na América do Sul continental. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. Brasília II+86p.

Telino-Júnior WR, Azevedo-Júnior SM, Lyra-Mendes RM (2003) Censos de aves migratórias (Charadriidae, Scolopacidae e Laridae) na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Rev Bras Zool 20(3): 451-456.

Vooren CM, Chiaradia A (1990) Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino beach, Brazil. Ornit Neotr 1: 9-24.

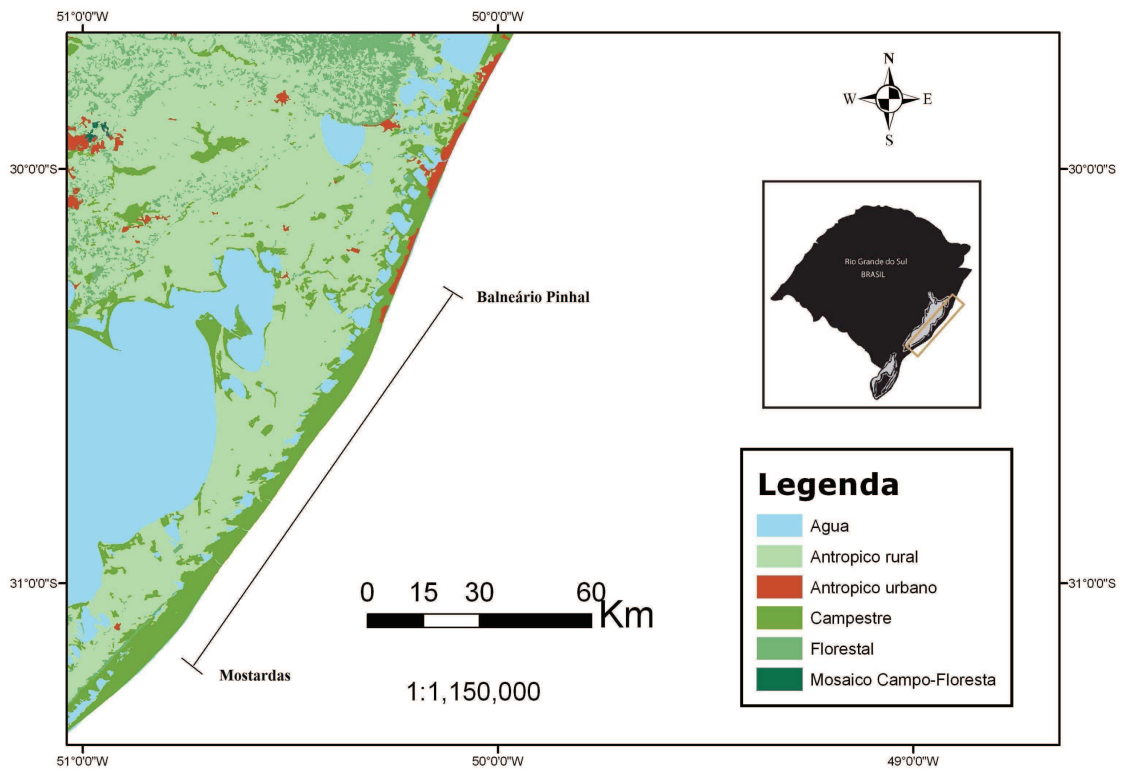


Fig. 1 Transecto de 120 km da área de estudo, entre os municípios de Balneário Pinhal (30°14'57"S; 050°13'48,4"W) e Mostardas (31°10'52"S; 050°50'03"W) no litoral médio do Rio Grande do sul, Brasil.

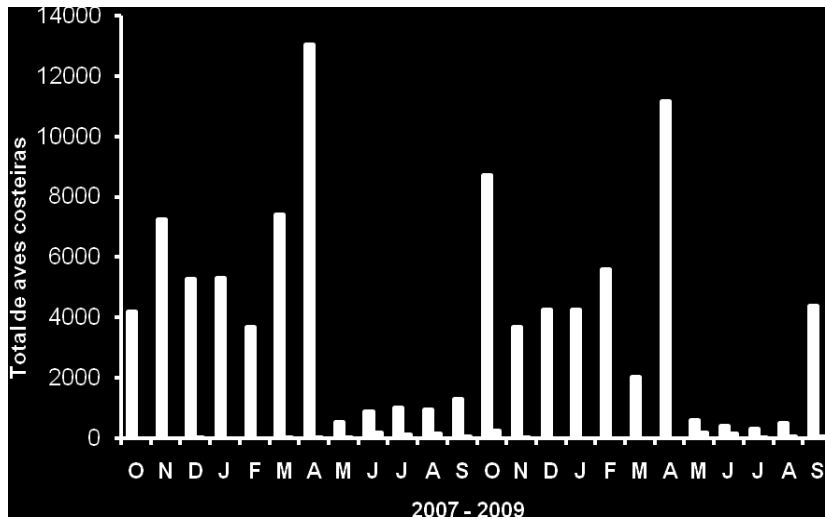
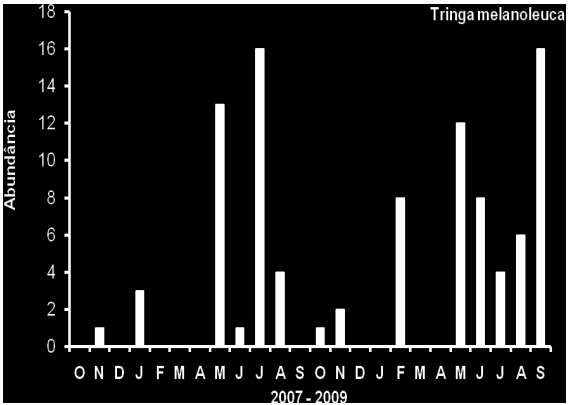
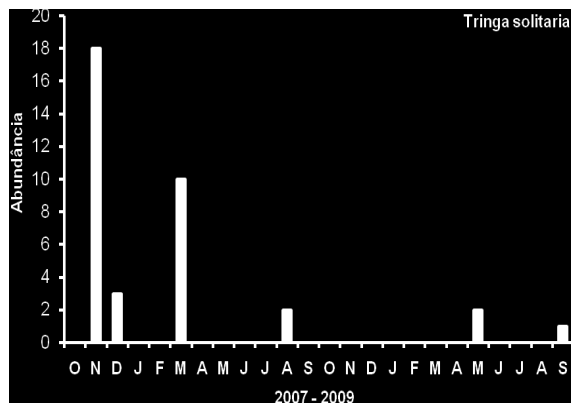
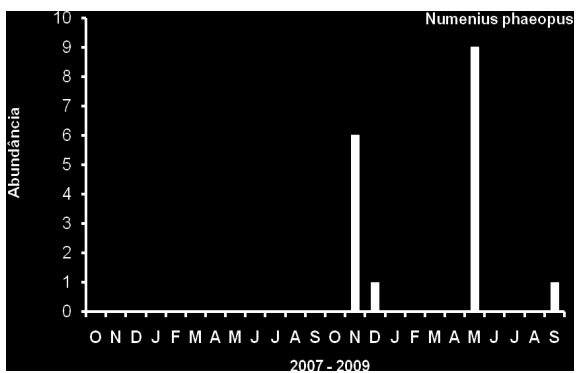
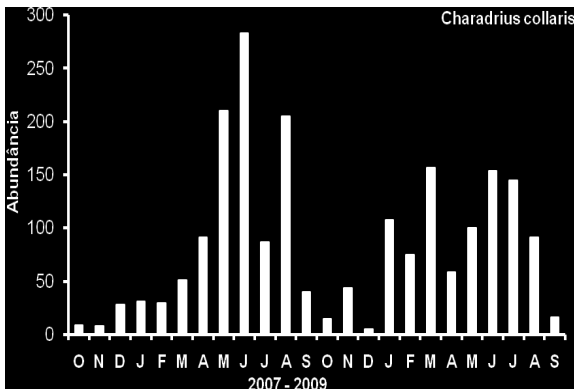
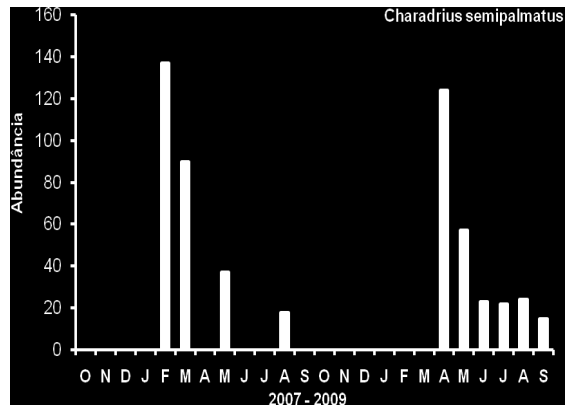
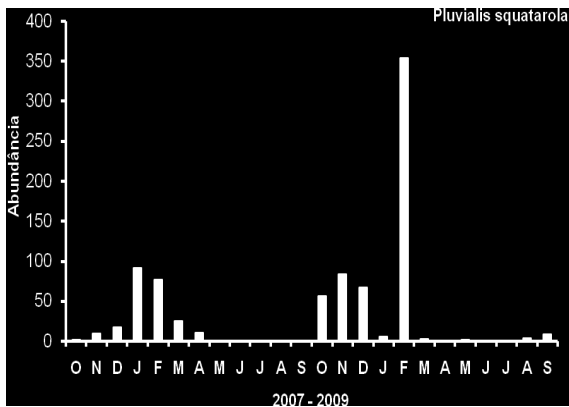
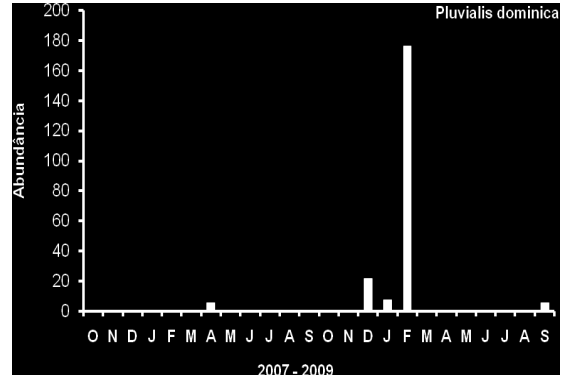
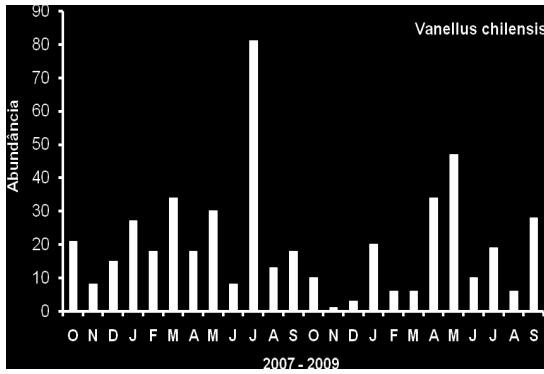


Fig. 2 Abundância mensal de aves costeiras (Charadriidae e Scolopacidae) no período de outubro de 2007 a setembro de 2009, no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil.



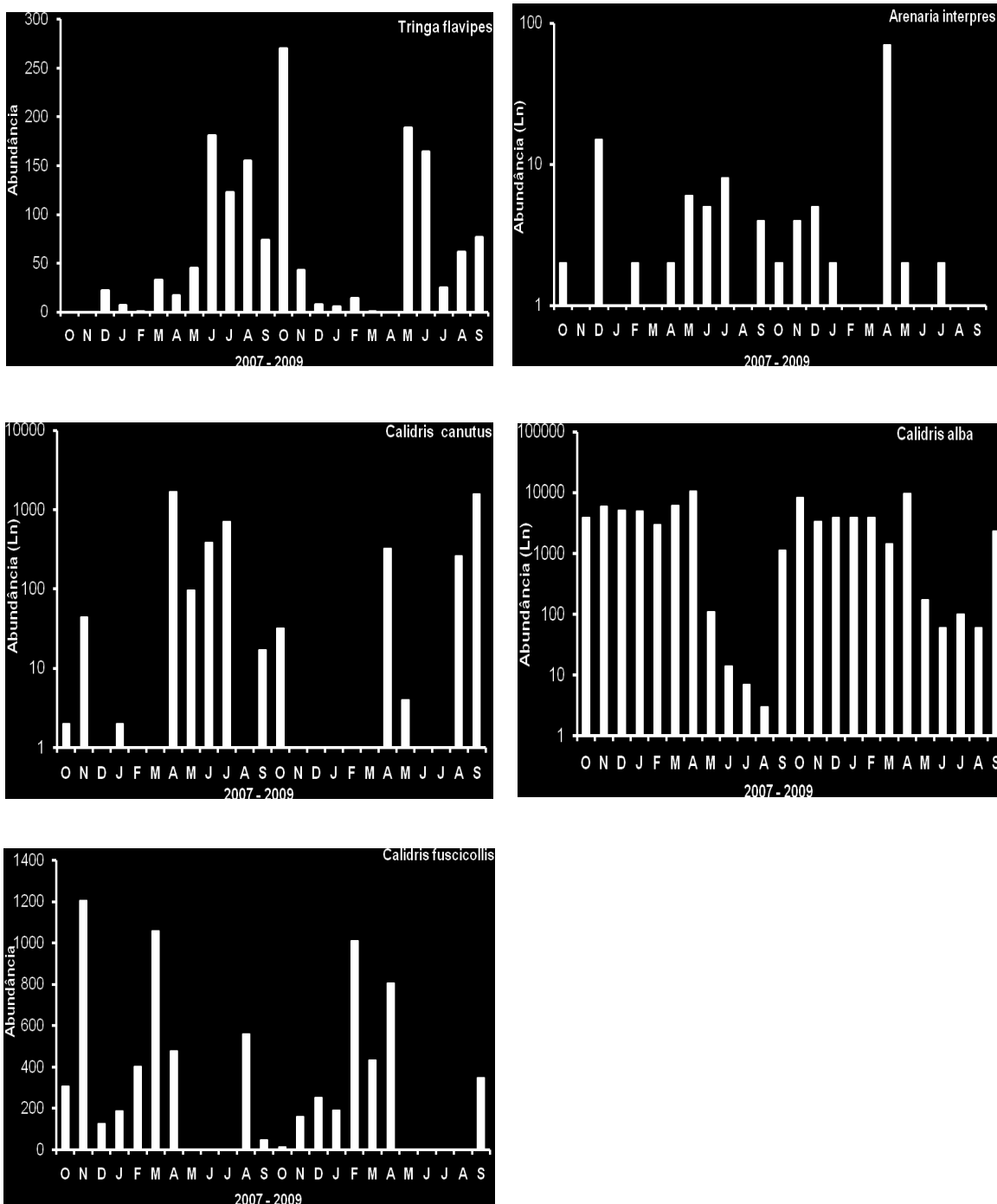


Fig. 3 Abundância mensal de aves costeiras por espécie no período de outubro de 2007 a setembro de 2009, no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 1. Status de ocorrência (CRBO 2009) e total de aves costeiras em ordem decrescente de abundância, registradas durante o período de outubro de 2007 a setembro de 2009 no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécies	Status	Abundância	%
<i>Calidris alba</i>	VN	78247	80,759
<i>Calidris fuscicollis</i>	VN	7588	7,832
<i>Calidris canutus</i>	VN	5103	5,267
<i>Charadrius collaris</i>	R	2042	2,108
<i>Tringa flavipes</i>	VN	1517	1,566
<i>Pluvialis squatarola</i>	VN	822	0,848
<i>Charadrius semipalmatus</i>	VN	547	0,565
<i>Vanellus chilensis</i>	R	481	0,496
<i>Pluvialis dominica</i>	VN	218	0,225
<i>Arenaria interpres</i>	VN	127	0,131
<i>Tringa melanoleuca</i>	VN	95	0,098
<i>Tringa solitaria</i>	VN	36	0,037
<i>Tryngites subruficollis</i>	VN	35	0,036
<i>Numenius phaeopus</i>	VN	17	0,018
<i>Calidris pusilla</i>	VN	7	0,007
<i>Charadrius modestus</i>	VS	6	0,006
<i>Limosa haemastica</i>	VN	1	0,001
Total		96889	100

Tabela 2. Frequência de ocorrência (C) de aves costeiras registradas no período de outubro de 2007 a setembro de 2009 no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécies	Out/07 a Set/09		Out/08 a Set/09		2007 - 2009	
	C	Constância	C	Constância	C	Constância
<i>Vanellus chilensis</i>	100	Constante	100	Constante	100	Constante
<i>Pluvialis dominica</i>	8	Acidental	33	Esporádica	21	Acidental
<i>Pluvialis squatarola</i>	58	Constante	83	Constante	71	Constante
<i>Charadrius semipalmatus</i>	33	Esporádica	50	Constante	42	Esporádica
<i>Charadrius collaris</i>	100	Constante	100	Constante	100	Constante
<i>Charadrius modestus</i>	8	Acidental	8	Acidental	8	Acidental
<i>Limosa haemastica</i>	0	Ausente	8	Acidental	8	Acidental
<i>Numenius phaeopus</i>	0	Ausente	33	Esporádica	17	Acidental
<i>Tringa solitaria</i>	33	Esporádica	17	Acidental	25	Esporádica
<i>Tringa melanoleuca</i>	50	Constante	67	Constante	58	Constante
<i>Tringa flavipes</i>	83	Constante	92	Constante	88	Constante
<i>Arenaria interpres</i>	67	Constante	58	Constante	63	Constante
<i>Calidris canutus</i>	67	Constante	33	Esporádica	58	Constante
<i>Calidris alba</i>	100	Constante	100	Constante	100	Constante
<i>Calidris pusilla</i>	8	Acidental	8	Acidental	8	Acidental
<i>Calidris fuscicollis</i>	83	Constante	67	Constante	75	Constante
<i>Tryngites subruficollis</i>	8	Acidental	8	Acidental	8	Acidental

Influência da estrutura da paisagem na ocorrência de aves costeiras no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.

Angelo Luís Scherer

Programa de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.
Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
Av. Unisinos, 950 CEP: 93022-000, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil.

Telefone: +55 51 3591 1122. Fax: +55 51 3590 8122.

E-mail: alscherer@pop.com.br

Abstract The beaches in Rio Grande do Sul, in southern Brazil, were the most important stopover and winter sites for many shorebirds during the non-breeding season, in the austral summer months. This study highlights the variables of the landscape structure which were correlated with the abundance of shorebirds species. Monthly surveys were conducted from July 2008 to September 2009, in transects along 120 km on the beach in Rio Grande do Sul State. The abundance of 16 species of non-breeding shorebirds was registered and the abundance distributions of eight species were correlated with variables of the landscape structure of the coastal zone. The wetland area was correlated positively with the distribution of the total shorebirds abundance, while the urbanization area, *Pinus* forest area and Interspersion and Juxtaposition Index were negatively correlated. The Contrast Weighted Edge Density, dune with vegetation area, restinga forest area and the grassland and rise area don't have significant correlation with the shorebirds abundance. The feeding habitats were affected and destroyed by human antropization with alteration of the landscape structure. The presence of wetlands, urbanization, exotic *Pinus* forest and fragmentation

were the most important variables which defined the highest or the lowest number of shorebirds along the beach.

Keywords: Antropization, Charadriidae, landscape ecology, loss habitat, Scolopacidae, shorebirds.

Introdução

Após o período reprodutivo entre os meses de junho a setembro na América do Norte, milhares de aves costeiras migram para as áreas de invernada na América do Sul, retornando novamente aos locais de reprodução no final do verão austral (Morrison and Ross 1989; Skagen 2006). Neste sentido, a América do Sul possui importantes rotas migratórias para as aves costeiras (Antas 1984; Morrison and Ross 1989), sendo que o Brasil possui uma variedade de habitats que são usados como área de invernada ou pontos de parada por espécies que se deslocam mais ao sul para invernar (Azevedo-Júnior et al. 2001; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri and Hvenegaard 2008) e que necessitam de especial proteção (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Barbieri et al. 2003).

Os habitats selecionados pelas aves migratórias ao longo de suas rotas de migração são diversos e estão relacionados aos hábitos alimentares, disponibilidade de recursos e táticas de forrageamento. Em virtude da distribuição não-contínua dos recursos, as espécies migrantes geralmente se concentram em áreas específicas, utilizando ambientes na linha da maré na costa litorânea para forragear onde a presença de invertebrados é abundante (Colwell and Landrum 1993). Devido a esta desigual distribuição da densidade de alimento e das condições dos locais de alimentação, ocorrem variações na distribuição das aves ao longo das regiões costeiras, de modo que, quando a quantificação da fauna bentônica não é possível, particularmente em estudos regionais de larga escala, usam-se as variáveis físicas e

o hábitat para determinar as condições de alimentação das aves costeiras (Goss-Custard and Yates 1992; Yates et al. 1993).

Nas áreas de reprodução no Hemisfério Norte, as aves costeiras são afetadas diretamente pelas atividades humanas. Os habitats de nidificação e alimentação são alterados e destruídos pelos processos de urbanização, usos das praias por pessoas em atividades recreativas, presença de veículos e predadores como cães e gatos (Burger and Gochfeld 1991; Lafferty 2001a,b; Lauro and Tanagredi 2002; Thomas et al. 2003; Lafferty et al. 2006), que provocam queda no sucesso reprodutivo das espécies. Em virtude da migração após o período reprodutivo, a qualidade dos habitats utilizados como ponto de parada e invernada ao longo da costa Atlântica é de suma importância especialmente para aquelas que atravessam grandes barreiras geográficas durante seus deslocamentos (Telino-Júnior et al. 2003). Distúrbios antropogênicos, com alteração da paisagem costeira, têm conseqüências negativas nos locais de parada e invernada das aves costeiras, provocando alterações dos habitats, mortalidade e conseqüente redução nas populações (Fahrig 2002; International Wader Study Group 2003; Morrison et al. 2004; Steidl and Powel 2006). Muitas espécies, incluindo *Arenaria interpres*, *Calidris alba*, *Calidris canutus* e *Pluvialis squatarola* tem mostrado evidências de declínio populacional durante os últimos anos (Morrison et al. 2001; Morrison et al. 2004; Bart et al. 2007), sendo necessário especial atenção na identificação e preservação dos habitats dos quais estas aves dependem durante as migrações.

Muitas aves costeiras voam em altitudes que lhes permitem avaliar a paisagem em amplas escalas, provavelmente selecionando habitats de alimentação, refúgio e reprodução num processo hierárquico de aproximação (Johnson et al. 1992; Wiens 1995). A alteração da estrutura da paisagem provocada pela perda e fragmentação de habitats é o principal fator responsável pela perda da biodiversidade e alteração da estrutura e composição das comunidades biológicas (Saunders et al. 1991; Van Rensburg et al. 2000). Conforme os

hábitats naturais são modificados pelo uso humano, os remanescentes tornam-se menores, mais dispersos na paisagem, mais isolados e estruturalmente modificados (Sharpe et al. 1981; Wiens 1995) podendo levar as espécies ao declínio populacional e a extinção (Metzger and Décamps 1997). A área total de hábitats disponíveis na escala da paisagem também é reduzida neste processo (Fahrig 2002), enquanto a nova matriz modificada reduz a permeabilidade aos movimentos de animais (Johnson et al. 1992; Johnson and Boerijst 2002), mas permanece disponível para algumas espécies, complementando ou suplementando suas necessidades de recursos (Metzger and Décamps 1997).

Ao longo do litoral do Rio Grande do Sul os hábitats sofrem influência antrópica de pescadores artesanais que formam povoados ao longo da costa e se encontram intensivamente na linha da maré onde as aves se alimentam. Ocorre ainda intensiva alteração da paisagem, com cultivo de monoculturas de espécies exóticas de *Pinus* sp., plantações de arroz irrigado (Villwock 1994; Seeliger et al. 1998), pastagens para a pecuária e urbanização com a construção de moradias e estradas (Vieira and Rangel 1988) que modificam a paisagem e eliminam áreas úmidas. Estas ações antrópicas provocam profundas alterações dos hábitats e na paisagem de forma a impedir o acesso de praias e lagoas pelas aves costeiras. Além de alterar os locais de parada e áreas de invernada de aves costeiras migratórias, podem modificar os hábitats de nidificação das espécies costeiras residentes.

No Brasil, vários estudos foram realizados ao longo do litoral, destacando o uso das praias como locais de parada e invernada, pelas aves costeiras (Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri and Mendonça 2005; Cabral et al. 2006; Barbieri 2007; Barbieri and Hvenegaard 2008; Barbieri and Paes 2008) assim como na Argentina (Bala et al. 2001; Blanco et al. 2006). Os realizados no litoral do Rio Grande do Sul se caracterizam por registros de ocorrência, abundância e forrageamento (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990; Costa and Sander 2008), não existindo abordagens que avaliem a influência

da alteração do habitat na ocorrência e distribuição de aves costeiras. Devido à importância da costa do Rio Grande do Sul como local de parada e área de internada para milhares de aves costeiras migratórias, este trabalho tem por objetivo verificar a ocorrência e variação espacial de aves costeiras em um trecho 120 km de praia ao norte do Parque Nacional da Lagoa do Peixe relacionando-as com a estrutura da paisagem ao longo da faixa litorânea. Os dados aqui apresentados são parte de um grande estudo que avalia efeitos ambientais e antrópicos na distribuição temporal e espacial de aves costeiras ao longo da praia, no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.

Material e Métodos

Área de Estudo

A costa do Estado do Rio Grande do Sul se caracteriza pelas praias arenosas que se estendem desde a barra do Chuí ($33^{\circ} 45' S$; $053^{\circ} 22' W$), ao sul, até a desembocadura do rio Mampituba ($29^{\circ} 19' S$; $049^{\circ} 42' W$), ao norte, totalizando 623 km. O relevo se apresenta em uma seqüência de faixas onduladas de dunas e faixas planas de ambientes úmidos. Na zona de interface com o mar, a planície sedimentar costeira é composta por dunas primárias, secundárias e terciárias, seguida pelo cordão de lagoas litorâneas (Horn Filho et al. 1984). A área de estudo compreende um trecho de 120 km de praia entre os municípios de Balneário Pinhal ($30^{\circ}14'57'' S$; $050^{\circ}13'48,4'' W$) e Mostardas ($31^{\circ}10'52'' S$; $050^{\circ}50'03'' W$) (Fig. 1). O Balneário Pinhal é o município que delimita a região norte e média do litoral do Estado e Mostardas compreende o trecho referente ao litoral médio do Rio Grande do Sul. A ocupação humana ao longo desta região provoca alteração da paisagem, sendo utilizada para turismo e lazer, de forma que os 15 km da porção inicial do percurso no Balneário Pinhal possuem alto nível de urbanização, além do uso intenso de toda a região para cultivos agrícolas irrigados, silvicultura, pecuária e uso da praia para a pesca artesanal.

O clima na região é subtropical úmido com temperatura média de 17°C e pluviosidade anual de 1200 mm. A largura da praia no trecho percorrido pode variar de 50 a 120 m, podendo por vezes chegar a 200 m, sendo que esta variação pode ocorrer em pequenas distâncias de praia. A praia tem baixa inclinação e a zona de lavagem pela água do mar é larga, geralmente em torno de 10 m, sendo que nesta zona, os invertebrados ocorrem em alta densidade.

Metodologia

Foram realizados censos mensais entre julho de 2008 e setembro de 2009, num trajeto de 120 km de praia, percorridos com veículo automotor no sentido norte-sul a uma velocidade máxima de 20 km/h, entre 7 h e 17 h. O método utilizado nos censos foi o de contagem direta, descrito por Bibby et al. (2000), em que o observador desenvolve uma contagem dos indivíduos de cada espécie. Os censos foram realizados em 12 transectos intercalados de 5 km de praia para obter independência dos dados. Estes foram realizados ao longo da praia por dois observadores, em dias ensolarados escolhidos aleatoriamente, registrando-se as abundâncias em pontos distantes das aves a uma distância mínima a evitar que estas voassem. O primeiro registrava as aves que se encontravam na linha da maré até a parte média da praia e o segundo as aves deste ponto até as dunas, evitando-se recontagens. Os dados foram registrados em gravador portátil e planilhas de campo. As aves foram identificadas com o auxílio de binóculos 10X50 e através de bibliografia especializada (Narosky and Yzurieta 2003; Mata et al. 2006). A seqüência taxonômica e a nomenclatura das espécies seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2009).

Os dados da paisagem foram obtidos de imagens do Satélite LandSatTM 5 (29/04/2009). A paisagem foi classificada através do Programa Envi 4.4 (Environment for Visualizing Images) nas seguintes classes: (1) Paisagem Urbana, (2) Silvicultura de *Pinus* sp.,

(3) Dunas brancas sem vegetação, (4) Dunas com Vegetação, (5) Lagoas Profundas (profundidade >1,50 m), (6) Lagoas médias (profundidade de 1,50 m até 0,60 m), (7) Lagoas rasas (profundidade <0,60 m), (8) Campo limpo e rizicultura, (9) Área úmida e (10) Mata de restinga. Estas classes foram definidas por efeitos de equalizações e composições de banda infravermelho (Ponzoni and Shimabukuro 2007), utilizando rotina supervisionada de classificação Spectral Angle Mapper (SAM) para classificar a imagem de satélite. Esta técnica consiste de um avançado mapeamento a partir do espectro de reflectância, caracterizado por um vetor pertencente a um espaço multidimensional, onde o número de dimensões equivale ao número de bandas espectrais presentes na imagem. No mês de outubro de 2009, as lagoas ao longo do litoral foram visitadas, a fim de avaliar a qualidade dos habitats para o forrageamento das aves costeiras.

A partir dos 12 transectos de praia foram estabelecidos quadrantes de 5 km de praia x 10 km continente para a identificação das classes que compõem a paisagem utilizando o programa Idrise Andes 15.0. Os quadrantes foram exportados para o programa Fragstat 3.3 (McGarigal and Marks 1995) para calcular (1) a área das classes já determinadas, (2) o LSI (Landscape Shape Index) – índice de forma da paisagem, (3) o CWED (Contrast Weighted Edge Density) – índice de contraste da paisagem, (4) o IJI (Interspersion and Juxtaposition Index) – índice de justaposição e interpenetração, (5) o SPLIT (Splitting index) – índice de fragmentação, (6) e a área do perímetro da lagoa profunda, média e rasa.

As métricas e os índices determinados da paisagem de cada quadrante foram correlacionados com a abundância de cada espécie de ave costeira em cada quadrante, para avaliar a influência da estrutura da paisagem na distribuição da abundância de aves costeiras na praia nos 12 quadrantes. Utilizou-se o programa Systat 12.0 para realizar as análises estatísticas de Regressão múltipla com Stepwise, sendo que para todos os resultados considerou-se $P < 0,05$.

Resultados

Foram registradas 16 espécies de aves costeiras totalizando 22092 indivíduos. Destas, 13 espécies são migratórias Neárticas de longas distâncias do Hemisfério Norte, uma do Hemisfério Sul (*Charadrius modestus*) e duas espécies são residentes (*Vanellus chilensis*, *Charadrius collaris*) endêmicas da América do Sul. *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus* foram as três espécies mais abundantes, com 90,5% de toda a abundância de aves costeiras, sendo que *Calidris alba* representou 77,5% do total de abundância. Além destas, outras duas espécies tiveram mais de 1% de abundância (*Charadrius collaris* e *Tringa flavipes*), enquanto que as demais 11 espécies apresentaram abundâncias menores que 1% (Tabela 1).

As espécies *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Calidris canutus*, *Charadrius collaris*, *Tringa flavipes*, *Pluvialis squatarola*, *Charadrius semipalmatus* e *Vanellus chilensis* apresentaram suficiência amostral e tiveram a distribuição das abundâncias correlacionadas com a estrutura da paisagem. As demais oito espécies não foram analisadas estatisticamente devido à baixa abundância (Tabela 2).

As características da paisagem que tiveram uma relação positiva e significativa com a abundância total de aves costeiras foi presença de áreas úmidas, enquanto que a urbanização, a silvicultura e o índice de justaposição e interpenetração (IJI) foram correlacionados negativamente de maneira significativa com as abundâncias (Stepwise: $F_{6,5} = 9,313$; $P = 0,013$; $R^2 = 0,976$). A presença de dunas com vegetação, restinga, áreas de campo e rizicultura e o índice de contraste da paisagem (CWED) apresentam correlação com as abundâncias de aves, no entanto esta não é significativa (Tabela 2) (Fig. 2).

Calidris alba foi a espécie migratória do hemisfério norte mais abundante, sendo que apresentou distribuição correlacionada significativamente de forma positiva com o tamanho

das áreas úmidas. A urbanização, a silvicultura, o perímetro das lagoas profundas e o índice de justaposição e interpenetração (IJI) estão correlacionados negativamente com a abundância desta espécie (Stepwise: $F_{5,6} = 21,738$; $P = 0,001$; $R^2=0,975$), enquanto que a área de dunas sem vegetação e o perímetro das lagoas médias e rasas não estiveram correlacionados significativamente com a abundância da espécie ao longo da praia.

A distribuição de *Calidris fuscicollis* ao longo da praia esteve correlacionada significativamente de maneira positiva com a área total de dunas. A urbanização, a silvicultura, a área úmida e a área de lagoas profundas e médias foram correlacionadas negativamente de maneira significativa com a abundância de *C. fuscicollis* (Stepwise: $F_{7,4} = 15,665$; $P = 0,009$; $R^2 = 0,982$), enquanto que o índice de fragmentação (SPLIT) e perímetro das lagoas profundas não apresentaram correlação significativa com a abundância da espécie.

A terceira espécie mais abundante, *Calidris canutus*, apresentou correlação positiva significativa com as áreas úmidas, com a mata nativa e com o perímetro total das áreas úmidas presentes na paisagem. Influenciaram de forma negativa e significativa na distribuição desta espécie, a área total das lagoas, o índice de justaposição e interpenetração (IJI) e o índice de fragmentação (SPLIT) (Stepwise: $F_{9,2} = 30,218$; $P = 0,032$; $R^2 = 0,993$). O índice de forma da paisagem (LSI) e o índice de contraste da paisagem (CWED) não foram correlacionados significativamente com a abundância. A espécie residente e endêmica da América do Sul, *Charadrius collaris* apresentou correlação significativa e positiva da abundância com a presença de áreas urbanizadas e com o índice de justaposição e interpenetração (IJI). A presença de dunas sem vegetação e o tamanho das áreas úmidas foram correlacionados negativamente de maneira significativa com as abundâncias ao longo da praia (Stepwise: $F_{5,6} = 42,456$; $P < 0,0001$; $R^2 = 0,976$), enquanto que não ocorreu correlação com as áreas de silvicultura, dunas com vegetação e a mata nativa.

A abundância de *Tringa flavipes* ao longo da praia esteve correlacionada de maneira significativa e positiva com a área de dunas sem vegetação, com o índice de forma da paisagem (LSI), o índice de justaposição e interpenetração (IJI), o índice de contraste da paisagem (CWED) e o índice de fragmentação (SPLIT). Ocorreu correlação negativa e significativa da abundância de *Tringa flavipes* e a área urbanizada e as áreas de campo e arroz (Stepwise: $F_{9,2}=38,203$; $P = 0,026$; $R^2 = 0,994$). Silvicultura e área de lagoas profundas não foram correlacionadas significativamente. *Pluvialis squatarola* apresentou distribuição correlacionada significativamente de forma positiva com a área de dunas sem vegetação, com as áreas úmidas, com o perímetro das lagoas rasas e com o índice de justaposição e interpenetração (IJI). O perímetro das lagoas profundas esteve correlacionado negativamente com as abundâncias desta espécie (Stepwise: $F_{5,6} = 28,866$; $P < 0,0001$; $R^2 = 0,976$), enquanto que a área de dunas com vegetação e o índice de contraste da paisagem (CWED) não apresentaram correlação significativa com a espécie.

O índice de fragmentação da paisagem (SPLIT) apresentou correlação positiva significativa com a abundância de *Charadrius semipalmatus* ao longo da praia. A área de dunas com vegetação e sem vegetação esteve correlacionado de forma negativa e significativamente com a abundância desta espécie (Stepwise: $F_{4,7} = 66,038$; $P < 0,0001$; $R^2 = 0,993$), sendo que não ocorreu correlação da abundância com a silvicultura, a mata nativa, a área total das lagoas, o índice de forma da paisagem (LSI) e com o índice de justaposição e interpenetração (IJI). *Vanellus chilensis* tem sua abundância correlacionada positivamente ao longo da praia de maneira significativa com a urbanização, a silvicultura, a com as lagoas profundas e o índice de justaposição e interpenetração (IJI) (Stepwise: $F_{9,2} = 161,779$ $P = 0,006$; $R^2 = 0,999$). Não apresentou correlação significativa com as dunas sem vegetação, as lagoas médias, os campos e a rizicultura, o índice de contraste da paisagem (CWED) e o índice de fragmentação (SPLIT).

Discussão

A densidade de alimento e locais com condições adequadas de alimentação são fatores essenciais relacionados com a presença de aves costeiras nos ambientes costeiros. O registro de 16 espécies de aves costeiras, sendo algumas com grande abundância, vem corroborar com o conhecimento da importância do litoral do Rio Grande do Sul, como um local de parada e internada para as aves costeiras migratórias no hemisfério norte e sul, pois utilizam as áreas ao longo da costa para alimentação, ganho de peso, muda de penas e descanso (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Vooren and Chiaradia 1990; Sick 1997).

A maior parte das aves costeiras registradas foi durante o verão austral (obs. pess. Scherer A. L.), sendo elas provenientes da América do Norte, onde se encontram suas áreas de reprodução. Este período coincide com a maior oferta de macroinvertebrados ao longo da praia e na margem das lagoas costeiras (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), devido ao aumento da temperatura ambiente e a maior atividade dos invertebrados (Goss-Custard 1969), o que leva a uma maior disponibilidade de presas, aliado à redução do nível de água destas lagoas, tornando maior a área disponível para forrageamento. No entanto, a escolha destes locais de alta qualidade pelas aves costeiras não depende somente da oferta de alimento, mas também dos processos ocorrentes no entorno dos habitats (Baillie et al. 2000). Estes habitats sofrem com a influência antrópica de várias maneiras, seja através da modificação da paisagem e perdas dos habitats adequados, ou na influência direta sobre as aves costeiras com a presença humana (Thomas et al. 2003; Burger et al. 2004; Morrison et al. 2004; Burton et al. 2006; Steidl and Powell 2006).

A estrutura da paisagem possui uma forte influência na distribuição das aves costeiras no litoral do Rio Grande do Sul. Foi verificado que as aves costeiras respondem de forma negativa a locais urbanizados, áreas com silvicultura e a paisagens fragmentadas corroborando com Yasué (2005) e Burger et al. (2007). As áreas úmidas foram

positivamente correlacionadas com as aves indicando a importância destes locais para as aves costeiras. Apesar das áreas de campo limpo e os cultivos rizícolas não apresentarem correlação significativa com as abundâncias de aves costeiras, estes ambientes contribuem de forma direta e indireta com a fragmentação e degradação das áreas naturais. A fragmentação ocorre principalmente devido à ocupação das dunas frontais pela urbanização, monoculturas de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., cultivos intensivos de arroz irrigado, captação de água doce das lagoas e transformação dos ambientes naturais em campos limpos para criação de gado, os quais acabam por modificar a paisagem e degradar os habitats disponíveis. Esta modificação faz com que um número cada vez menor de aves costeiras passe a utilizar as áreas naturais de alta qualidade, que se encontram dispersos na matriz fragmentada (Metzger and Décamps 1997; Baillie et al. 2000; Dolman et al. 2001; Nebel et al. 2008), devido a redução de sua permeabilidade (Johnson et al. 1992; Fahrig 2002; Johnson and Boerijst 2002), enquanto que algumas poucas espécies menos sensíveis são favorecidas neste processo com aumento nestas áreas.

A costa do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil, apresenta a maior faixa de praia ininterrupta do mundo associada às numerosas lagoas costeiras de grande importância para as aves, com alimento abundante nas margens lodosas e ao longo das praias (Belton 2000). Entre estas áreas úmidas, destaca-se a Lagoa do Peixe que devido a sua sensibilidade e importância ecológica para as aves migratórias, é reconhecida internacionalmente pela Convenção de Ramsar e está inserida no Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Os habitats de áreas úmidas são os mais degradadas entre todos os ecossistemas do mundo (Amezaga et al. 2002), sendo geralmente drenados para uso na agricultura (Nebel et al. 2008) e aumento da área disponível para a criação de animais, ocasionando a degradação dos habitats reprodutivos e de alimentação em todo o mundo, com redução populacional das espécies (Henderson et al. 2002; Wilson et al. 2004, Wilson et al. 2005, Nebel et al. 2008). A perda

de habitat e a fragmentação pela ação antrópica são também o principal fator de declínio do sucesso reprodutivo das aves costeiras nos locais de reprodução na América do Norte (Howe et al. 1989; Burger and Gochfeld 1991; Bart et al. 2007; Niles et al. 2008), que aliado a perda dos habitats de parada e internada ao longo das rotas migratórias, as leva ao declínio populacional, sendo mais acentuado nas espécies mais sensíveis, como por exemplo de *Calidris canutus* (Morrison et al. 2004).

Para *Calidris alba* as praias do litoral do Rio Grande do Sul são a mais importante área de internada na costa Atlântica da América do Sul (Morrison and Ross 1989). Juntamente com *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus* as três espécies foram encontradas com grandes abundâncias como na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987). Estas utilizam as praias como locais de internada ou como ponto de parada para parte das populações que invernam em áreas mais ao sul até a Terra do Fogo (Harrington et al. 1986; Morrison et al. 2004; Piersma 2007). Sua abundância entre as praias de Balneário Pinhal e Mostardas está correlacionada significativamente de forma positiva com o tamanho das áreas úmidas, e negativamente com a urbanização, a silvicultura, o perímetro das lagoas profundas e a fragmentação. Este resultado demonstra a influência da paisagem na qualidade dos habitats de forrageamento, seja pelo aumento da abundância de aves quando do aumento do tamanho e quantidade de áreas úmidas na paisagem, ou pela diminuição da abundância nos ambientes fragmentados pela ação antrópica. A urbanização, além de contribuir com a fragmentação, provoca a degradação dos locais de alimentação e introduz potenciais predadores para as aves, diminuindo o tempo de forrageamento e a abundância de aves nestes locais (Yasué 2005; Burton et al. 2006; Burger et al. 2007). A alteração da paisagem com monoculturas de espécies exóticas, como *Pinus* sp., contribui para a eliminação dos ambientes naturais, contaminação dos ambientes aquáticos, alteração na disponibilidade de

invertebrados, além da fragmentação e isolamento de possíveis habitats adequados para as aves.

Calidris fuscicollis apresentou comportamento similar a *Calidris alba*, ocorrendo influência negativa na abundância com a urbanização, a silvicultura, as áreas úmidas e as áreas de lagoas profundas e médias. A ação antrópica tende a interferir negativamente nas abundâncias de aves costeiras (Thomas et al. 2003; Burton et al. 2006). A presença de áreas úmidas e lagoas contribuem para a manutenção do habitats da espécie. No entanto, devido a urbanização e as monoculturas de *Pinus* sp. na matriz, as áreas úmidas e lagoas se tornam ilhas inacessíveis e inadequadas para as aves (Dolman et al. 2001). A espécie apresentou as maiores abundâncias ao longo da praia quando a paisagem se apresenta com ambientes naturais de grandes áreas de dunas desnudas e com vegetação baixa. Desta forma, a espécie seleciona os locais na praia onde a paisagem está melhor preservada e com pouca presença humana.

A presença de grandes áreas úmidas com vegetação nativa presentes na paisagem contribuiu de maneira positiva para a abundância de *Calidris canutus*, enquanto que o índice de justaposição e interpenetração e o índice de fragmentação foram correlacionados negativamente com a espécie. Esta espécie se caracteriza pela sensibilidade à presença antrópica, fragmentação e degradação dos habitats de reprodução, parada e invernada, o que está levando a espécie a um rápido declínio populacional nas últimas décadas (Burger et al. 1997; Morrison et al. 2004; Peters and Otis 2007; Niles et al. 2008). A espécie utiliza as margens da Lagoa do Peixe como área de parada e invernada (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), assim como as praias e demais lagoas próximas que não estão sob influência antrópica e fragmentação da matriz. Estes locais apresentam habitats adequados para o forrageamento da espécie, o que foi verificado também na praia do Cassino no sul do Estado (Vooren and Chiaradia 1990). O período de parada nas praias de Balneário Pinhal a

Mostardas é curto, no entanto de grande importância para o processo migratório entre os extremos dos dois hemisférios da América (Piersma 2007), entre os quais utiliza diversas áreas como pontos de parada na sua longa migração (Niles et al. 2008).

A espécie *Charadrius collaris* apresentou correlação significativa e positiva da abundância com a presença de áreas urbanizadas e o índice de justaposição e interpenetração, enquanto foi negativa com a presença de dunas sem vegetação e com o tamanho das áreas úmidas na paisagem. Ao longo destas praias ocorrem trechos com grandes extensões de areia sem vegetação formando planícies arenosas (Calliari et al. 2005) que não são utilizadas pela espécie, mas contribuem para a não fragmentação da paisagem. Por outro lado, a maior abundância nas áreas urbanizadas e fragmentadas se deve ao fato que ao longo destas ocorrem áreas de dunas frontais altas, que chegam a oito metros de altura em determinados locais, e vegetadas principalmente pela gramínea perene *Panicum racemosum* (Costa et al. 1991; Calliari et al. 2005). Estas dunas são utilizadas por *Charadrius collaris* como local de nidificação, alimentação e como estratégia de evitar os predadores no início do verão austral, quando da reprodução da espécie (Belton 2000; Lara-Resende and Leeuwenberg 1987), e quando as gramíneas apresentam maior vigor de florescimento e crescimento (Costa et al. 1991).

Tringa flavipes se caracteriza por apresentar as maiores abundâncias em áreas com paisagens fragmentadas pelos processos antrópicos, no entanto, está correlacionada negativamente com a urbanização e áreas de campo e cultivos de arroz. Esta espécie utiliza as margens de canais de drenagem água e lagoas para alimentação, no entanto, não tolera a presença humana intensa, que ocorre em áreas fortemente urbanizadas nas quais seus habitats foram perdidos e a matriz é impermeável. Áreas naturais modificadas em pastagens para as criações de gado e cultivos de arroz também influenciam a abundância, visto que notadamente degradam e limitam o uso das áreas úmidas pela espécie. Comportamento

similar apresentou *Pluvialis squatarola* com correlação positiva com a fragmentação e com a presença de áreas úmidas na paisagem. Esta espécie se caracteriza por forragear em campos alagados e planícies lamacentas perto da costa (Belton 2000) as quais geralmente sofrem com o processo de fragmentação. Esta espécie também é freqüentemente encontrada em áreas interioranas do Estado onde se beneficiou pelo incremento do número de barragens construídas para armazenagem de água, em cujas margens se alimentam (Menegheti and Dotto 2008).

Vanellus chilensis esteve correlacionada positivamente ao longo da praia com a urbanização, a silvicultura, com as lagoas profundas e a fragmentação. Esta espécie é residente endêmica de ampla distribuição na América do Sul, sendo conhecida por se beneficiar dos habitats modificados e fragmentados pelo homem, ocupando áreas de campos com vegetação baixa de preferência próxima a áreas úmidas (Belton 2000). No Rio Grande do Sul é comum por todo o Estado, sendo encontrada regularmente ao longo da área de estudo, o que não foi observado por Belton (2000), que cita esta como rara nas praias. *Vanellus chilensis* esta sendo favorecida pelo aumento de habitats disponíveis na paisagem, com a transformação de matas de restinga e áreas úmidas inacessíveis para a espécie, em grandes áreas para pastagem de gado e cultivos de arroz. Tais condições podem favorecer o aumento do tamanho populacional e área de distribuição da espécie ao longo da região costeira apesar de não estar correlacionada significativamente com a maior presença de campos e cultivos de arroz.

Charadrius semipalmatus apresentou grandes abundâncias nas praias do nordeste do Brasil, onde a maior parte da população tem sua área de invernada (Rodrigues 2000; Telino-Júnior et al. 2003; Barbieri 2007; Barbieri and Hvenegaard 2008). No Rio Grande do Sul são observadas pequenas abundâncias nas praias de Balneário Pinhal a Mostardas e na Lagoa do Peixe (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987) e ausente na praia do Cassino ao sul do Estado

(Vooren and Chiaradia 1990). A espécie apresentou correlação positiva com o índice de fragmentação e negativa com as dunas vegetadas e desnudas. Esta espécie pode ser visualizada com frequência nas praias mais urbanizadas, onde ocorrem pequenas áreas de dunas e acentuada fragmentação da paisagem. No entanto, devido à baixa abundância não fica evidente os efeitos da paisagem na sua ocorrência ao longo da praia.

A presença de inúmeras lagoas, de pequenas a grandes dimensões ao longo da região costeira, é de grande importância para a conservação das aves costeiras, uma vez que utilizam não somente as praias para alimentação, mas também as margens das lagoas. Estas se caracterizam por serem rasas e terem suas margens expostas devido à diminuição do nível de água, durante o verão austral, quando da maior ocorrência de aves costeiras migratórias no Rio Grande do Sul (Lara-Resende and Leeuwenberg 1987; Morrison and Ross 1989; Vooren and Chiaradia 1990). Além da grande abundância de algumas espécies de aves costeiras, outras são registradas em pequeno número (Tabela 1). Algumas destas espécies raras têm suas áreas de invernada em latitudes mais baixas, ao norte do Brasil (ex. *Calidris pusilla*); outras utilizam rotas interiores pelo continente durante a migração (ex. *Tryngites subruficollis*), enquanto que outras não ocorrem porque os habitats não oferecem mais às condições adequadas e/ou devido à interferência humana estar acima do limite aceitável por estas. A conservação de pequenas porções de habitats de alta qualidade dentro de reservas não são o bastante para conservar populações de aves costeiras migratórias que exploram os recursos de maneira sazonal (Myers et al. 1987; Ausden and Hirons 2002; Henderson et al. 2002). Neste sentido, é fundamental o planejamento dos ambientes naturais e agrícolas costeiros considerando a escala da paisagem, de maneira a manejar áreas próximas aos habitats preferenciais das aves costeiras, permitindo a permeabilidade da matriz, evitar a urbanização, a destruição das áreas úmidas, a fragmentação e o isolamento de habitats de alta qualidade para estas.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS pelo suporte institucional e a Wildlife Conservation Society – WCS pelo apoio financeiro, para a execução do projeto de pesquisa (contrato 2008005). O autor Angelo Luís Scherer agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – CAPES pela concessão da Bolsa de Estudos do Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares – PROSUP. Agradecemos ainda a toda a equipe do Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos da Unisinos pelas contribuições nas atividades de campo.

Referências Bibliográficas

- Amezaga JM, Santamaria L, Green AJ (2002) Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecol*: 23: 213–222.
- Antas PTZ (1984) Migration of Nearctic shorebirds (Charadriidae and Scolopacidae) in Brazil – flyways and their different seasonal use. *Wader Study Group Bull* 39: 52-56.
- Ausden M, Hirons GJM (2002) Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biol Conserv* 106: 279–291.
- Azevedo-Júnior SM, Dias MM, Larrazábal ME, Telino-Júnior WR, Lyra-Neves RM (2001) Recapturas e recuperações de aves migratórias no litoral de Pernambuco, Brasil. *Ararajuba* 9(1): 33-42.
- Baillie, SR, Sutherland, WJ, Freeman, SN, Gregory RD, Paradis E. (2000) Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *Journal of Applied Ecology* 37: 88–102.

- Bala LO, Hernández MA, D'Amico VL (2001) Shorebirds present on Fracasso Beach (San José Gulf, Valdés Peninsula, Argentina): Report of the 1999 migrating season. Inter Water Study Group Bull 94: 27-30.
- Barbieri E (2007) Seasonal abundance of shorebirds at Aracaju, Sergipe, Brazil. Wader Study Group Bull 113(3):40-46.
- Barbieri E, Hvenegaard GT (2008) Seasonal occurrence and abundance of shorebirds at Atalaia Nova Beach in Sergipe State, Brasil. Waterbirds 31(4): 636-644.
- Barbieri E, Mendonça JT (2005) Distribution and abundance of Charadriidae at Ilha Comprida São Paulo Brazil. J Coast Res 21(2):1-10.
- Barbieri E, Mendonça JT, Xavier SC (2003) Importance of Ilha Comprida (São Paulo State, Brazil) for the sanderlings (*Calidris alba*) migration. J Coast Res (Special Issue) 35: 65-68.
- Barbieri E, Mendonça JT, Xavier SC (2003) Importance of Ilha Comprida (São Paulo State, Brazil) for the sanderlings (*Calidris alba*) migration. J Coast Res (Special Issue) 35: 65-68.
- Barbieri E, Paes ET (2008) The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo State, Brazil): a multivariate approach. Biota Neotr 8:13-23.
- Bart J, Brown S, Harrington B, Morrison RIG (2007) Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? J Avian Biol 38: 73-82.
- Belton W (2000) Aves do Rio Grande do sul: Distribuição e biologia. São Leopoldo: Ed Unisinos, 584p.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA (2000) Bird census techniques. 2nd edn. London, Academic Press.

- Blanco DE, Yorio P, Petracci PF, Pugnali G (2006) Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires province, Argentina. *Waterbirds* (3): 381-390.
- Burger J, Carlucci SA, Jeitner CW (2007) Habitat choice, disturbance and management of foraging shorebirds and gulls at a migratory Stopover. *J Coast Res* 23: 1159-1166.
- Burger J, Gochfeld M (1991) Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of Sanderlings (*Calidris alba*). *Condor* 93: 259-265.
- Burger J, Jeitner C, Clark K, Niles JL (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environ. Conserv* 31(4): 283-288.
- Burger J, Niles LJ, Clark KE (1997) Importance of beach, mudflat and marsh habitats to migrant shorebirds on Delaware Bay. *Biol Conserv* 79: 283–292.
- Burton NHK, Rehfish MM, Clark NA, Dodd SG (2006) Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of Redshank *Tringa totanus*. *J Appl Ecol* 43: 464-473.
- Cabral SAS, Azevedo-Júnior SM, Larrazábal, ME (2006) Seasonal abundance of migratory birds in the Piaçabucu Protection Area, Alagoas, Brazil. *Rev Bras Zool* 23(3): 865-869.
- Calliari LR, Pereira PS, de Oliveira AO, Figueiredo SA (2005) Variabilidade das dunas frontais no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil. *Gravel* 3: 15-30.
- Colwell MA, Landrum SL (1993) Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. *Condor* 95: 94-103.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2009) Listas das aves do Brasil. 8ª Edição. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>> Acesso em: 01 de outubro de 2009.

- Costa CSB, Seeliger U, Cordazzo CV (1991) Leaf demography and decline of *Panicum racemosum* populations in coastal foredunes of southern Brazil. *Can J Bot* 69: 1593-1599.
- Costa ES, Sander M (2008) Variação sazonal de aves costeiras (Charadriiformes e Ciconiiformes) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biod Pampeana* 6(1): 3-8.
- Dolman PM, Lovett A, O’Riordan T (2001) Designing whole landscapes. *Landsc Res* 26: 305–335.
- Fahrig L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecol Appl* 12:346–353.
- Goos-Cutard JD (1969) The winter feeding ecology of redshank *Tringa tetanus*. *Ibis* 111: 338-356.
- Goss-Custard JD, Yates M.G. (1992) Towards predicting the effect of salt-marsh reclamation on feeding bird numbers on the Wash. *J Appl Ecol* 29: 330-340.
- Harrington BA, Antas PTZ, Silva F (1986) Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. *Vida Silv Neotr* 1: 45-54.
- Henderson IG, Wilson AM, Steele D, Vickery JA (2002) Population estimates, trends and habitat associations of breeding lapwing *Vanellus vanellus*, curlew *Numenius arquata* and snipe *Gallinago gallinago* in Northern Ireland in 1999. *Bird Study* 49: 17-25.
- Horn Filho NO, Loss EL, Tomazelli LJ, Villwock JA, Dehnhardt EA, Koppe JC, Godolphim MF (1984) Mapa Geológico: folhas Maquiné e Terra de Areia. In Atlas Geológico da Província Costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (CECO). Divisão de Geologia Costeira. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- Howe MA, Geissler PH, Harrington BA (1989) Population trends of North American shorebirds based on the International Shorebird Survey. *Biol Conserv* 49: 185–200.
- International Wader Study Group (2003) Wader Study Group Workshop 26 September 2003: Are waders world-wide in decline? Reviewing the evidence. *Wader Study Group Bull* 101/102: 8-11.
- Johnson AR, Wiens JA, Milne BT, Crist TO (1992) Animal movements and population-dynamics in heterogeneous landscapes. *Landsc Ecol* 7:63–75.
- Johnson CR, Boerijst MC (2002) Selection at the level of the community: the importance of spatial structure. *Trends Ecol Evol* 17: 83–90.
- Lafferty KD (2001a) Birds at a Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiv Conserv* 10: 1949–1962.
- Lafferty KD (2001b) Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biol Conserv* 101(3): 315-325.
- Lafferty KD, Goodman D, Sandoval CP (2006) Restoration of breeding Snowy Plovers following protection from disturbance. *Biodiv Conserv* 15: 2217-2230.
- Lara-Resende SL, Leeuwenberg DL (1987) Ecological studies of Lagoa do Peixe. *Internacional Report* 4. Wild Wildlife Found – WWF/US.
- Lauro B, Tanacredi J (2002) An Examination of Predatory Pressures on Piping Plovers Nesting at Breezy Point, New York. *Waterbirds* 25(4): 401-409.
- Mata JR, Erize F, Rumboll M (2006) *Aves de Sudamérica: Guía de campo* Collins. 1ª Ed. Letemendia, Buenos Aires. 384p.
- Mcgarigal K, Marks BJ (1995) *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Version U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland. Gen Tech Rep PNW-GTR-351.

- Menegheti JO, Dotto JC (2008). Aves acuáticas e costeiras em arrozais interiores do sul do Brasil [en línea]. In Balze VM, Blanco DE (eds): Primer taller para la conservación de Aves Playeras Migratorias en Arroceras del Cono Sur. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina <http://lac.wetlands.org>.
- Metzger JP, Décamps H (1997) The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecol* 18(1): 1-12.
- Morrison RIG, Abry Y, Butler RW, Beyersbergen GW, Donaldson GM, Gratto-Trevor CL, Hicklin PW, Johnston VH, Ross RK (2001) Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull* 94: 39-43.
- Morrison RIG, Ross RK (1989) Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. Ottawa: Canadian Wildlife Service vol 1, 128p.
- Morrison RIG, Ross RK, Niles LJ (2004) Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *Condor* 106: 60–70.
- Myers JP, Morrison RIG, Antas PZ, Harrington BA, Lovejoy TE, Sallaberry M, Senner SE, Tarak A (1987). Conservation strategy for migratory species. *Amer Sci Res Triangle Park* 75: 18-26.
- Narosky T, Yzurieta D (2003) Aves de Argentina y Uruguay: guía para la identificación. Edición de oro, 15ª ed, Vasquez Mazzini, Buenos Aires. 348p.
- Nebel S, Porter JL, Kingsford RT (2008) Long-term trends of shorebirds populations in eastern Australia and impacts of freshwater extraction. *Biol Conserv* 141: 971-980.
- Niles LJ, Sitters HP, Dey AD, Atkinson PW, Baker AJ, Bennett KA, Carmona R, Clark KE, Clark NA, Espoz C, Gonzalez PM, Harrington BA, Hernandez DE, Kalasz KS, Lathrop RG, Matus RN, Minton CDT, Morrison RIG, Peck MK, Pitts W, Robinson RA, Serrano

- IL (2008) Status of the red knot (*Calidris canutus rufa*) in the western hemisphere. *Stud Avian Biol* 36: 1-185.
- Peters KA, Otis DL (2007) Shorebirds roost-site selection at two temporal scales: is human disturbance a factor? *J Appl Ecol* 44: 196-209.
- Piersma T (2007) Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwide. *J Ornith* 148(1): 45–59.
- Ponzoni FJ, Shimabukuro YE (2007) Sensoriamento Remoto no estudo da vegetação. São José dos Campos, Brasil. 135p.
- Rodrigues AAF (2000) Seasonal abundance of nearctic shorebirds in the Gulf of Maranhão, Brazil. *J Field Ornith* 71(4): 665-675.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation - A Review. *Conserv Biol* 5: 18–32.
- Seeliger U, Odebrecht C, Casteloo J P (1998). Os ecossistemas Costeiro e Marinho do extremo sul do Brasil. *Ecocientia*, Rio Grande, Brasil. 326p.
- Sharpe DM, Stearns FW, Burgess RL, Johnson WC (1981) Spatio-temporal patterns of forest ecosystems in man-dominated landscape. In: Tjallingii SP, de Veers AA (eds). *Perspectives in landscape ecology*. PUDOC, Wageningen, The Netherlands, pp 109–116.
- Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Skagen SK (2006) Migration stopovers and the conservation of arctic-breeding calidrine sandpipers. *Auk* 123:313-322.
- Steidl RF, Powell B (2006) Assessing the effects of human activities on wildlife. *The George Wright Forum* 23(2): 50-58.

- Telino-Júnior WR, Azevedo-Júnior SM, Lyra-Mendes RM (2003) Censos de aves migratórias (Charadriidae, Scolopacidae e Laridae) na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Rev Bras Zool* 20(3): 451-456.
- Thomas K, Kvitek RG, Bretz C (2003) Effects of human activity on the foraging behavior of sanderlings *Calidris alba*. *Biol Conserv* 109: 67-71.
- Van Rensburg BJ, McGeoch MA, Matthews W, Chown SL, van Jaarsveld AS (2000) Testing generalities in the shape of patch occupancy frequency distributions. *Ecology* 81:3163–3177.
- Vieira EF, Rangel SRS (1988) Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Sagra, Porto Alegre, Brasil.
- Villwock JA (1994) A costa brasileira: geologia e evolução. *Notas Técnicas* (7): 38-49.
- Vooren CM, Chiaradia A (1990) Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino beach, Brazil. *Ornit Neotr* 1: 9-24.
- Wiens JA (1995) Habitat fragmentation - Island V landscape perspectives on bird Conservation. *Ibis* 137: 97–104.
- Wilson AM, Ausden M, Milsom TP (2004) Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales: causes and potential solutions. *Ibis* 146: 32–40.
- Wilson AM, Vickery JA, Brown AF, Langston RHW, Smallshire D, Wotton S, Vanhinsbergh D. (2005) Changes in the numbers of breeding waders on lowland wet grasslands in England and Wales between 1982 and 2002. *Bird Study* 52: 55–69.
- Yasué M (2005) The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. *J Ethol* 23: 199-204.

Yates MG, Goos-Custard JD, McGrorty S, Lakhani KH, Le V dit Durell SEA, Clarke RT,
Frost AJ (1993) Sediments characteristics, invertebrate densities and shorebird densities
on the inner banks of the Wash. *J Appl Ecol* 30: 599-614.

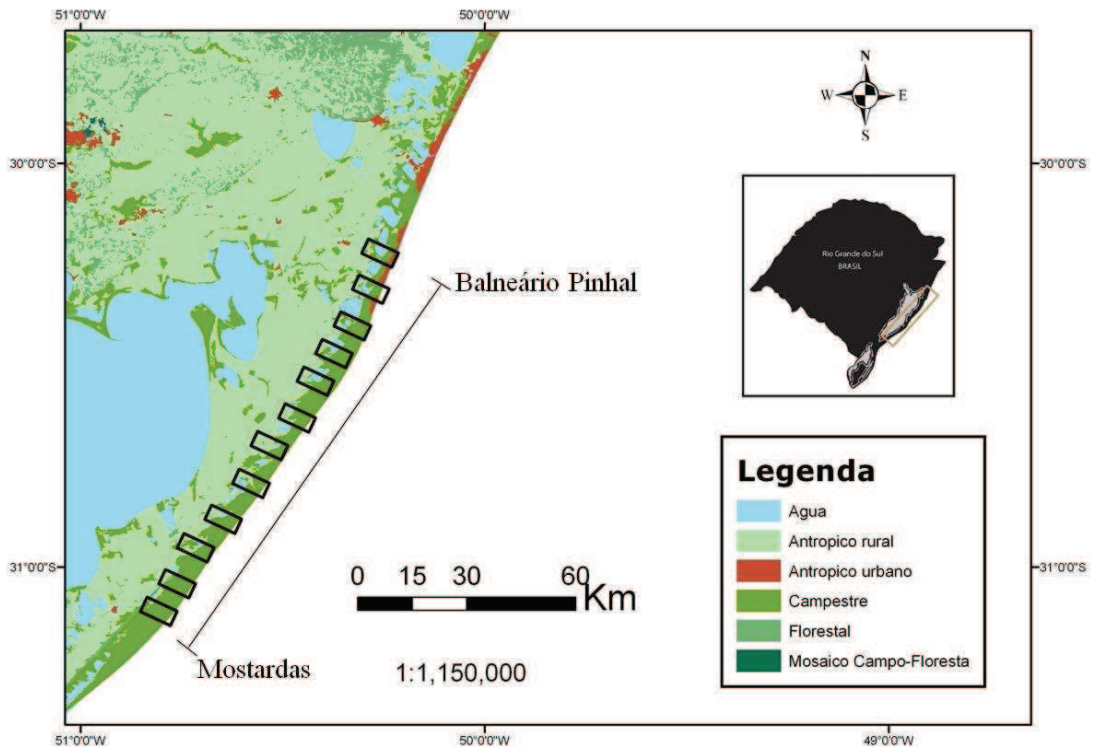


Fig. 1 Área de estudo com os 12 quadrantes entre os municípios de Balneário Pinhal (30°14'57''S; 050°13'48,4''W) e Mostardas (31°10'52''S/ 050°50'03''W) no litoral médio do Rio Grande do sul, Brasil.

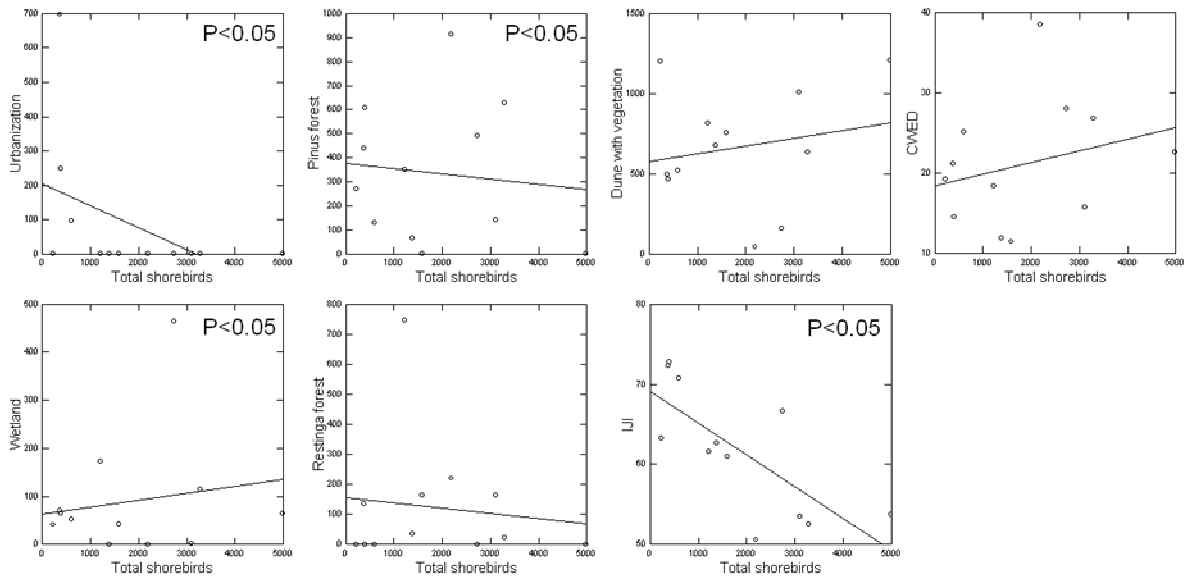


Fig. 2 Variáveis da paisagem que influenciaram a distribuição total de aves costeiras durante o período de julho de 2008 a setembro de 2009 no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 1. Status de ocorrência (CRBO 2009) e total de aves costeiras em ordem decrescente de abundância, registradas no período de julho de 2008 a setembro de 2009 no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil. (%) corresponde à porcentagem relativa de cada espécie.

Espécie	Status	Abundância	%
<i>Calidris alba</i>	VN	17122	77.503
<i>Calidris fuscicollis</i>	VN	1708	7.731
<i>Calidris canutus</i>	VN	1173	5.309
<i>Charadrius collaris</i>	R	756	3.422
<i>Tringa flavipes</i>	VN	514	2.326
<i>Pluvialis squatarola</i>	VN	220	0.996
<i>Charadrius semipalmatus</i>	VN	220	0.996
<i>Vanellus chilensis</i>	R	161	0.729
<i>Pluvialis dominica</i>	VN	90	0.407
<i>Arenaria interpres</i>	VN	55	0.249
<i>Tringa melanoleuca</i>	VN	47	0.213
<i>Tryngites subruficollis</i>	VN	18	0.081
<i>Numenius phaeopus</i>	VN	3	0.014
<i>Tringa solitaria</i>	VN	3	0.010
<i>Charadrius modestus</i>	VS	1	0.014
<i>Limosa haemastica</i>	VN	1	0.005
Total	-	22092	100

Tabela 2. Valores de P das classes da paisagem que foram correlacionadas com a abundância de aves costeiras no período de julho de 2008 a setembro de 2009 no litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil. Abreviatura das espécies por nome científico: (Caalb) *Calidris alba*, (Cafus) *Calidris fuscicollis*, (Cacan) *Calidris canutus*, (Chcol) *Charadrius collaris*, (Trfla) *Tringa flavipes*, (Plsqu) *Pluvialis squatarola*, (Chsem) *Charadrius semipalmatus*, (Vachi) *Vanellus chilensis*. (Σ aves) Total de aves costeiras. (NS) Valor de P Não Significativo.

Variável	Σ aves	Caalb	Cafus	Cacan	Chcol	Trfla	Plsqu	Chsem	Vachi
Urbano	0.042	0.012	0.004		0.000	0.009			0.024
Silvicultura	0.050	0.002	0.005		NS	NS		NS	0.036
Dunas com Vegetação	NS				NS		NS	0.001	
Dunas sem vegetação		NS			0.005	0.014	0.002	0.000	NS
Total dunas			0.017						
Área úmida	0.019	0.001	0.013	0.018	0.031		0.004		
Mata nativa	NS			0.035	NS			NS	
Campo e arroz	NS			0.032		0.010			NS
Lagoa profunda			0.033			NS			0.003
Lagoa média			0.004						NS

