

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**ESTRUTURA ESPACIAL E SAZONAL DA AVIFAUNA E  
CONSIDERAÇÕES SOBRE A CONSERVAÇÃO DE AVES  
AQUÁTICAS EM UMA ÁREA ÚMIDA NO RIO GRANDE DO  
SUL, BRASIL**

**IURY ALMEIDA ACCORDI**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia como requisito parcial à obtenção do  
título de Mestre em Ecologia.  
Orientação: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

**PORTO ALEGRE  
2003**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**ESTRUTURA ESPACIAL E SAZONAL DA AVIFAUNA E  
CONSIDERAÇÕES SOBRE A CONSERVAÇÃO DE AVES  
AQUÁTICAS EM UMA ÁREA ÚMIDA NO RIO GRANDE DO  
SUL, BRASIL**

**IURY ALMEIDA ACCORDI**

Banca examinadora:  
Dra. Maria Inês Burger – Fundação Zoobotânica do RS  
Dr. Jorge L. B. Albuquerque – UNISUL/SC  
Dr. Andreas Kindel – Depto. Ecologia - UFRGS

**PORTO ALEGRE  
2003**

“Only when we embrace complexity and variability will we truly understand natural systems”. Polis e Strong (1996).

***Eternas Ondas (Zé Ramalho)***

*Quanto tempo temos antes de voltarem*

*Aquelas ondas*

*Que vieram como gotas em silêncio*

*Tão furioso*

*Derrubando homens entre outros animais*

*Devastando a sede desses matagais*

*Devorando árvores, pensamentos*

*Seguindo a linha*

*Do que foi escrito pelo mesmo lábio*

*Tão furioso*

*E se teu amigo vento não te procurar*

*É por que multidões ele foi arrastar*

À

Denise e Yuri, por tudo.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, Professora Dra. Sandra Hartz, que abriu as portas do maravilhoso mundo da ecologia de comunidades e pelo incondicional apoio ao meu trabalho.

Ao colega e amigo Adalberto Ohlweiler, pelo auxílio prestado em campo, pelas “aulas” de botânica e pela inestimável colaboração na caracterização da área de estudo.

Aos colegas ornitólogos Alan Loures-Ribeiro, André Barcellos-Silveira, Andreas Kindel, Carla S. Fontana, Eduardo Carrano, Ernesto Krauczuk, Glayson A. Bencke, Ignacio Roesler, José Fernando Pacheco, Juan Mazar-Barnett, Luiz Fernando Figueiredo, Paulo T.Z. Antas, Rafael A. Dias e Walter A. Voss, por muita coisa, principalmente auxílio bibliográfico, cedência de dados inéditos, preciosos pontos de vista e/ou frutíferas discussões.

À Fundação Zoobotânica, nas pessoas de Maria Inês Burger e Ricardo Aranha Ramos, por semearem em mim o gosto pelos banhados e pelo apoio durante o trabalho de campo.

Aos professores Valério De Patta Pillar e Heinrich Hasenack, por me iniciarem nos mundos da estatística e do geoprocessamento.

Ao colega Leandro da Silva Duarte pela ajuda providencial em alguns procedimentos estatísticos.

À Naia Oliveira, Gerente de Implantação do Refúgio de Vida Silvestre do Banhado dos Pachecos, pela ajuda e incentivo na reta final do trabalho.

A todos que me ajudaram nos trabalhos de campo: Cíntia Maria Castro Almeida, Ezequiel Pedó, Paola Stumpf, Luiz Gustavo Rabaioli da Silva, Luiz Fernando de Souza (Alemão).

Aos colegas do PPG Ecologia, pela ótima convivência durante esses dois (longos) anos.

Ao PPG Ecologia pela acolhida e empenho na minha formação.

Aos meus familiares, que, apesar de tudo, ainda continuam do meu lado.

## RESUMO

Mosaicos de áreas úmidas fornecem habitats para uma ampla gama de espécies de aves, que raramente se distribuem uniformemente dentro das mesmas. O cenário mundial atual do estudo de aves em áreas úmidas deixa bem claro que as metodologias para estudos quantitativos de aves em áreas úmidas ainda estão sendo criadas ou aperfeiçoadas. O mosaico formado pelas áreas úmidas do Banhado dos Pachecos é de reconhecida importância para a conservação de aves aquáticas, constituindo-se numa área ideal para estudos da avifauna. A presente dissertação tem como objetivo avaliar a estrutura espacial e sazonal da avifauna do Banhado dos Pachecos, tecer considerações sobre a conservação das aves aquáticas sob uma perspectiva de paisagem e testar a viabilidade de se utilizar amostragens matinais e vespertinas para análises de distribuição e abundância da avifauna. O Banhado dos Pachecos, juntamente com o Banhado Grande, formam o Sistema Banhado Grande. A amostragem da avifauna foi conduzida através de levantamentos qualitativos e quantitativos de modo a cobrir quatro estações climáticas: verão, outono, inverno e primavera. As amostragens qualitativas foram realizadas através de deslocamentos *ad libitum* entre e durante as amostragens quantitativas em todas as fisionomias. As amostragens quantitativas foram realizadas através de pontos de contagem, transecções e contagens totais. Riqueza, grupos funcionais de forrageio, grupos funcionais de nidificação, aves aquáticas, situação de ocorrência no Rio Grande do Sul, espécies ameaçadas de extinção e abundância foram os descritores utilizados para a caracterização da avifauna. A estatística empregada na análise dos dados multivariados baseou-se em métodos não-paramétricos de reamostragem através de aleatorização e “bootstrap”. Análises de agrupamentos foram realizadas para determinar a formação de grupos de fisionomias e análises de coordenadas principais foram realizadas para determinar se existia algum padrão de associação entre as diferentes fisionomias. Registraram-se 209 espécies de aves, vinte e três grupos funcionais de forrageio, sete grupos funcionais de

nidificação e 60 espécies de aves aquáticas e 11 espécies ameaçadas de extinção. Trinta e duas espécies apresentaram evidências discordantes da situação de ocorrência conhecida para o estado. Alguns fatores que poderiam ser fontes de viés para a interpretação das análises na presente dissertação foram abordados. A constância encontrada no conjunto de espécies da área de estudo pode refletir uma maior estabilidade ambiental. O alto número de grupos funcionais de forrageio e de nidificação registrados para a área de estudo sugere uma grande diversidade de recursos, reflexo da heterogeneidade entre as diferentes fisionomias. A origem de algumas espécies que se mostraram efetivamente migratórias, pois usaram a área de estudo em um período estacional bem definido, se mostra uma incógnita. Somente estudos extensivos e abrangentes poderão responder essas perguntas e propor medidas eficientes para a conservação tanto das áreas úmidas como das espécies que delas dependem. A restauração de um corredor de áreas úmidas entre o banhado dos Pachecos e o banhado Grande, juntamente com um manejo rotativo de cultivos de arroz parece ser a alternativa mais viável e conciliatória entre pontos de vista econômico e conservacionista para possibilitar o aumento da conectividade no Sistema Banhado Grande.

## ABSTRACT

Wetland mosaics supplies habitats for a wide range of bird species, which one rarely spreading evenly. It is quite clear in the real global view for wetland bird study methodology to quantitative studies still stay under construction or improvement. The wetland mosaic shaped for Pachecos' Marsh ("Banhado dos Pachecos") is greatly recognized to water bird conservation, composing in an ideal area to bird studies. The current dissertation aims to evaluate both the spatial and seasonal structure from Pachecos' Marsh bird fauna, to comment about water bird conservation under a landscape perspective, and to test the feasibility for to use dawning, and evening sampling for distribution and abundance in bird fauna analysis. The bird fauna sampling was conducted by both qualitative and quantitative surveys so that four climatic seasons were embraced: Summer, fall, winter, and spring. Qualitative sampling was realized by means of *ad libitum* tracks both among and during quantitative sampling in all physiognomies. Quantitative sampling was realized by means of point counts, transactions, and total counts. Richness, foraging functional groups, nesting functional groups, water birds, status of occurrence in Rio Grande do Sul, threatened species, and abundance was descriptors used in the bird fauna characterization. Make use of statistics multivariate data analysis relied on non-parametric re-sampling methods through randomization and bootstrap. Cluster analyses were performed to determine physiognomic group formation, and principal coordinates analysis was performed to determine some existent association pattern among distinct physiognomies. Were recorded 209 bird species, twenty three foraging functional groups, seven nesting functional groups, sixty water bird species, and eleven threatened species. Thirty two species displayed divergent evidence from his know status in Rio Grande do Sul. Some possible bias sources for analysis explanation in this current dissertation were approached. The steadiness founded for whole species in study area can be shown a major environment stead. High foraging and nesting functional groups numbers suggests great



resource diversity in reflection of heterogeneity among distinct physiognomies. The origins of some effective migrant species, which made use of study area in a well defined seasonal period, are an enigma. Only both extensive and wide studies will can answer that questions and propose efficient actions to conserving as much wetlands as dependent species ones. The restoration of a wetland corridor among Pachecos' and Grande wetland, combined with a rotation of rice crops apparently is the more viable and conciliatory alternative between both economic and conservation point of views by way of enable the enlargement of the connectivity in the Banhado Grande System.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	1
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	14
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo</b>	14
<b>2.2</b>	<b>Métodos</b>	21
2.2.1	<i>Amostragem da avifauna</i>	21
2.2.2	<i>Descritores da avifauna</i>	23
2.2.3	<i>Análise dos dados</i>	27
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b>	30
<b>3.1</b>	<b>Riqueza de espécies de aves</b>	30
<b>3.2</b>	<b>Grupos funcionais de forrageio</b>	36
<b>3.3</b>	<b>Grupos funcionais de nidificação</b>	36
<b>3.4</b>	<b>Aves aquáticas</b>	37
<b>3.5</b>	<b>Situação de ocorrência das espécies no Rio Grande do Sul</b>	37
<b>3.6</b>	<b>Espécies ameaçadas de extinção</b>	37
<b>3.7</b>	<b>Abundância das espécies de aves</b>	39
<b>3.8</b>	<b>Análises de agrupamentos</b>	55
<b>3.9</b>	<b>Análises de ordenação</b>	59
<b>3.10</b>	<b>Análises de variância com aleatorização</b>	68
<b>3.11</b>	<b>Suficiência amostral</b>	70
<b>3.12</b>	<b>Estabilidade da amostra</b>	71
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b>	72
<b>4.1</b>	<b>Considerações sobre a metodologia utilizada: acertos, possíveis ajustes e perspectivas futuras</b>	72
<b>4.2</b>	<b>Estrutura espacial e abundância sazonal das espécies e grupo funcional</b>	79
<b>4.3</b>	<b>Movimentos sazonais da avifauna</b>	91
<b>4.4</b>	<b>Conservação das aves aquáticas levando em conta as escalas regional e local</b>	108
<b>4.5</b>	<b>O Sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância Internacional</b>	126
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	135
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	137

## ÍNDICE DE TABELAS

Tab. 1	Avifauna registrada no Banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002.	30
Tab. 2	Riquezas de espécies por fisionomia e por estação climática	36
Tab. 3	Espécies cuja situação de ocorrência na área de estudo, durante o período de amostragens, mostraram-se discordantes da situação atribuída por Belton (1994) para as mesmas no Rio Grande do Sul	39
Tab. 4	Espécies ameaçadas de extinção registradas no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002	39
Tab. 5	Ocorrência sazonal das espécies de aves no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002	40
Tab. 6	Probabilidades $P(G^o \leq G^*)$ geradas em 10000 iterações de reamostragem “bootstrap”, para avaliar a nitidez das partições em grupos das fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos.	56
Tab. 7	Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre os períodos da manhã e da tarde em quatro estações climáticas e nas combinações outono-inverno e primavera-verão	68
Tab. 8	Frequência de registros nos períodos da manhã e da tarde em quatro estações climáticas de algumas espécies de aves aquáticas detectadas, essencialmente, através de manifestações sonoras.	69
Tab. 9	Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre as estações climáticas levando em conta o conjunto de cinco fisionomias de áreas úmidas.	69
Tab.10	Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre as estações climáticas pareadas (outono/inverno e primavera/verão) levando em conta cinco fisionomias de áreas úmidas.	70

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1	Inserção do Banhado dos Pachecos no Sistema Banhado Grande e na região metropolitana de Porto Alegre e Mapa de fisionomias do Banhado dos Pachecos.	17
Fig. 2	Indicação da localização dos pontos de contagem.	24
Fig. 3	Riqueza de espécies de aves aquáticas em fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos em quatro estações climáticas.	38
Fig. 4	Índice pontual de abundância da avifauna em cinco fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas	47
Fig. 5	Índice pontual de abundância dos grupos funcionais de forrageio em sete fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas	51
Fig. 6	Índice pontual de abundância dos grupos funcionais de nidificação em sete fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas.	53
Fig. 7	. Índice pontual de abundância de espécies de aves aquáticas em cinco fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas	55
Fig. 8	Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o outono de 2002.	57
Fig. 9	Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o inverno de 2002.	57
Fig. 10	Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante a primavera de 2002.	58
Fig. 11	Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o verão de 2001/2002.	58
Fig. 12	Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais da composição de espécies de aves.	59
Fig. 13	Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais dos grupos funcionais de forrageio.	60
Fig. 14	Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais dos grupos funcionais de nidificação	61
Fig. 15	Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais das espécies de aves aquáticas	62
Fig. 16	Representações dos dois primeiros eixos de ordenações através de análise de coordenadas principais baseadas na composição da avifauna.	64
Fig. 17	Representações dos dois primeiros eixos de ordenações através de análise de coordenadas principais baseadas nos grupos funcionais de forrageio.	65
Fig. 18	Representações dos dois primeiros eixos de ordenações através de análise de coordenadas principais baseadas nos grupos funcionais de nidificação.	66
Fig. 19	Representações dos dois primeiros eixos de ordenações através de análise de coordenadas principais baseadas na composição de aves	67

	aquáticas.	
Fig. 20	Curva de acumulação de espécies para a avifauna em 28 dias de amostragem entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 no Banhado dos Pachecos.	70
Fig. 21	Valores médios da média da amostra obtidos por reamostragem com reposição através de “Bootstrap” de fisionomias de áreas úmidas em quatro estações climáticas no Banhado dos Pachecos.	71

## 1 INTRODUÇÃO

A observação e análise da variabilidade espaço-temporal de parâmetros e processos ecológicos tem permitido a resolução de questões antes insolúveis e têm aumentado a compreensão dos fenômenos ecológicos (Kratz *et al.*, 2003).

Sabe-se que regiões com climas subtropicais passam por mudanças sazonais na composição da fauna e flora ao longo de um ciclo anual (Davis, 1945), devendo-se, portanto, levar em conta essas mudanças ao se estudar a estrutura da avifauna em tais regiões.

Além da variação sazonal, a estrutura da avifauna também sofre variações espaciais dentro de paisagens em mosaico, no sentido empregado por Forman (1995), onde regiões são formadas por diferentes unidades de paisagem que, por sua vez, são compostas de vários ecossistemas locais ou fisionomias.

Áreas úmidas (“extensões de pântanos costeiros, marismas, turfeiras, ou águas de regimes naturais ou artificiais, permanentes ou temporários, contendo água corrente ou estagnada, doce, salobra ou salgada, incluindo as zonas costeiras cuja profundidade não ultrapasse seis metros em maré baixa”, Ramsar, 1994) formam mosaicos de diferentes fisionomias ou ecossistemas altamente dinâmicos, de bordas instáveis, onde a estabilidade e a diversidade estão condicionadas primeiramente pela hidrologia e os fluxos de materiais (Neiff, 1999).

Devido às áreas úmidas apresentarem um padrão espacial em forma de mosaico, as aves raramente se distribuem uniformemente dentro das mesmas, estando suas riquezas e abundâncias associadas às características ambientais locais (Blanco, 1999).

A despeito das crescentes ameaças globais de substituição ou alteração que as áreas úmidas vêm sofrendo (ver, *e.g.* Mitsch e Gosselink, 1986; Antas *et al.*, 1986; Scott e Carbonell, 1986), às mesmas podem ser atribuídos valores em três diferentes escalas: população (animais coletados para pele, aves cinegéticas e outras, peixes e moluscos, madeira

e outros tipos de vegetação, espécies em perigo/ameaçadas), ecossistema (mitigação de enchentes, redução de tempestades, recarga de aquíferos, melhoria da qualidade da água, estética, uso para subsistência) e biosfera (ciclo de nitrogênio, ciclo do enxofre, ciclo do carbono, ciclo do fósforo) (Mitsch and Gosselink, 2000). Ainda, para Bildstein *et al.* (1991), áreas úmidas costeiras constam entre os mais produtivos e ecologicamente valiosos ecossistemas naturais da Terra. De qualquer modo, o valor das áreas úmidas representa uma magnitude que depende das sociedades, das culturas e das situações históricas, portanto, variável de geração em geração (Neiff, 1999).

Esforços para a conservação de áreas úmidas tomaram impulso a partir de 1971, com a assinatura da Convenção sobre Áreas Úmidas, em Ramsar, no Irã (também conhecida como Convenção Ramsar ou simplesmente Ramsar), um tratado intergovernamental que fornece as premissas para ação nacional e cooperação internacional para a conservação e uso prudente das áreas úmidas e seus recursos. Atualmente existem 136 partes contratantes à Convenção, com 1288 áreas úmidas, totalizando 108,9 milhões de hectares, incluídas na Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional (AUII) da Ramsar (Ramsar, 2003a).

Iniciativas em todos os continentes vêm sendo planejadas e/ou implementadas visando à conservação e a manutenção de áreas úmidas de modo a adequar seu uso sustentável por populações humanas e a viabilidade da continuidade de seus processos ecossistêmicos (ver, *e.g.*, Cowardin *et al.*, 1979; Scott e Carbonell, 1986; Lara-Resende e Leeuwenberg, 1987; Lobo *et al.*, 1991; Canevari *et al.*, 1998a, b; Olson *et al.*, 1998; Bergkamp *et al.*, 2000; Burger, 2000; Norbis e Chomenko, 2000; Weeber e Vallianatos, 2000; Finlayson *et al.*, 2001; Gawler 2002).

O Brasil iniciou-se como signatário da convenção Ramsar em 24 de setembro de 1993, possuindo, presentemente, oito sítios designados como AUII com uma área superficial de

6.434.086 hectares. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, com seus 34.400 hectares localizados na Planície Costeira, é a única AUII do Rio Grande do Sul (Ramsar, 2003b).

Visando a conservação de áreas úmidas, em âmbito regional, já foram criados no Rio Grande do Sul várias unidades de conservação: o Parque Estadual Delta do Jacuí na Depressão Central; a Reserva Biológica do São Donato na Campanha; a Estação Ecológica do Taim, o Parque Estadual de Itapeva e, recentemente, o Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos na Planície Costeira. Na Planície Costeira, mais precisamente nas terras baixas da sub-bacia do rio Gravataí ainda devem ser implantadas a APA do Banhado Grande e a Reserva Ecológica do Banhado Grande.

Mosaicos de áreas úmidas fornecem habitats para uma ampla gama de espécies de aves, que tanto podem utilizá-los eventualmente como ser dele dependentes (Blanco, 1999). As aves ecologicamente dependentes de áreas úmidas têm sido consideradas pela Convenção Ramsar como aves aquáticas (Ramsar, 1994).

A diversidade de estruturas de vegetação quer seja para alimentação, refúgio ou substrato para ninho, determina, em grande medida, a riqueza potencial das aves que habitam uma área úmida (Blanco, 1999).

A maioria das espécies que dependem de áreas úmidas vivem em populações mantidas mediante movimentos ocasionais ou sazonais. Para conservar esses organismos, é fundamental a retenção de densidades mínimas de áreas úmidas em paisagens dominadas pelo uso antrópico (Gibbs, 2000).

Para a avifauna, a densidade e a distribuição de uma população dentro de um mosaico depende de três fatores: a) padrões de movimentação dos indivíduos dentro do mosaico; b) imigração a partir das fisionomias do mosaico como uma função da densidade populacional, configuração e contexto da mancha e movimentação dentro do mosaico, e c) perda de indivíduos conforme os mesmos se dispersam pelos elementos da paisagem (Wiens *et al.*,



1993). A estrutura espacial de uma população depende da interação entre o padrão espacial da paisagem e as características de dispersão do organismo (Fahrig e Merriam, 1994; Fahrig e Grez, 1996).

Alguns autores consideram que quanto maior a heterogeneidade espacial (variação horizontal), maior a diversidade de espécies (Smith, 1972; Roth, 1976; Terborgh *et al.*, 1990; Bó e Malvárez, 1999; Brown, 2003). No entanto, outros autores apontaram a complexidade (variação vertical) como a maior causa de aumento da diversidade (Alho, 1981; August, 1983). Em qualquer dos casos, é preciso cautela em analisar tais assertivas, pois os resultados podem variar de acordo com a escala de trabalho (tamanho do grão ou mancha) exigida por diferentes grupos de animais (August, 1983; Lord e Norton, 1990; Doak *et al.*, 1992) ou ainda conforme o grupo taxonômico escolhido (Paglia *et al.*, 1995). Também a escassez de estudos sobre estrutura espacial em áreas úmidas não permite conclusões a esse respeito.

Uma paisagem pode parecer ser heterogênea em uma escala, mas muito homogênea em outra, fazendo da escala espacial função inerente na definição da heterogeneidade e diversidade espacial (Lachavanne, 1997). Também organismos diferentes podem perceber um mosaico de modo dissimilar, de granulação grosseira para uns e de granulação fina para outros (Kotliar e Wiens, 1990; Lord e Norton, 1990).

A influência relativa da heterogeneidade tanto local como da paisagem na abundância das espécies é de importante consideração no delineamento e manejo de reservas naturais em paisagens heterogêneas (Bolger *et al.*, 1996) e pode desempenhar um papel chave na sustentabilidade de um mosaico (Forman, 1995).

No delta do rio Paraná Malvárez (1999) encontrou uma forte relação entre as características da drenagem e a heterogeneidade ambiental interna de cada unidade de paisagem. As unidades com padrão de paisagem mais complexo foram, principalmente,

aquelas que estavam caracterizadas por redes de drenagem internas de maior densidade (Malvárez, 1999).

Estudos recentes clamam por uma abordagem da paisagem para conservação e manejo de áreas úmidas (Haig *et al.*, 1998; Naugle *et al.*, 2000; Fairbairn e Dinsmore, 2001; Riffell *et al.*, 2001; Parsons *et al.*, 2002). Haig *et al.* (1998) afirmaram que trabalhos ornitológicos em áreas úmidas devem incorporar a investigação de diferentes tipos de movimentos de indivíduos entre múltiplos sítios que fornecem recursos críticos.

Também muita ênfase tem sido dada para a necessidade das áreas úmidas serem consideradas não como unidades e sim como mosaicos e que a conectividade dentro e entre os mesmos seja determinada (Haig *et al.*, 1998; Amezaga *et al.*, 2002).

Erwin (2002) descreveu cinco elementos de integração no manejo de áreas úmidas: 1) integração taxonômica (levando em conta todos os grupos taxonômicos que fazem uso de áreas úmidas); 2) integração espacial (expandir a escala de interesse do manejo, levando em conta a conectividade entre áreas úmidas); 3) integração temporal (manejo simultâneo de cultivos agrícolas e aves aquáticas); 4) integração de populações e habitats (identificação de fontes e sumidouros entre áreas úmidas) e 5) Integração de múltiplos usos de manejo de áreas úmidas (otimizar os usos das áreas úmidas).

A medida em que áreas úmidas e pastagens nativas são extensivamente convertidas em terras agrícolas, diminui a heterogeneidade natural da área e aumenta a ameaça de supressão daquelas espécies que dependem da conectividade de habitats para realizar seus movimentos migratórios (Stotz *et al.*, 1996).

A conectividade entre mosaicos de áreas úmidas, portanto, assume papel fundamental na conservação da avifauna a medida em que esses não são habitats isolados, mas, pelo contrário, são complexos e dinâmicos com conexões bióticas e abióticas com todos os habitats contíguos (Amezaga *et al.*, 2002). Inferências sobre relações entre aves e habitats levam a

questões que envolvem exigências ambientais que incluem disponibilidade de recursos alimentares e o uso que as aves fazem dos mesmos (Morrison *et al.*, 1990).

Conhecer os padrões de movimentação da avifauna dentro e entre mosaicos de áreas úmidas sejam eles impulsionados por ciclos de mudanças climáticas ou de indisponibilidade de recursos, é de particular interesse na conservação dos mesmos.

Os mosaicos de áreas úmidas devem incorporar o conjunto de fisionomias usado pela avifauna altamente móvel que, tipicamente, possuem dinâmicas populacionais que requerem o uso de múltiplas áreas úmidas (Haig *et al.*, 1998).

Para compreender por que existem migrações de aves, a biogeografia, o clima e as exigências específicas das aves em questão devem ser conhecidos (Sick, 1979). Forças ambientais, como mudanças sazonais na abundância de recursos e suprimentos irregulares de alimento forçam grande parte da avifauna tropical a se mudar em alguma época durante o ciclo anual (Terril, 1990; Begon, *et al.* 1991; Rappole e Tipton, 1992).

Há muitos movimentos sazonais de pequena escala entre as aves do Neotrópico, que são, em geral, pobremente documentados e ainda não compreendidos (Stotz *et al.*, 1996). A extensão completa de movimentos migratórios do sul da América do Sul é difícil de ser documentada, por que mais de dois terços das espécies de migrantes austrais se movem dentro de áreas já ocupadas por populações co-específicas residentes (Chesser, 1994; Stotz *et al.*, 1996).

Vários estudos vêm tentando elucidar os intrincados movimentos migratórios realizados por muitas espécies de aves no Cone-Sul da América do Sul (ver, *e.g.*, Ruschi, 1967; Belton, 1976; Sick, 1979; Negret e Negret, 1981; Cavalcanti, 1990; Hayes e Fox, 1991; Antas, 1994; Antas *et al.* 1996; Stotz *et al.*, 1996).

Joseph (1997) apontou para a existência de dois sistemas de migração temperado-tropical nas Américas, o sistema Neártico-Neotropical e o sistema Sul Americano e sugeriu

cinco padrões principais de migrações de longas distâncias. Porém, aves que se submetem a migrações intra-regionais de curta e média distância podem obscurecer as distinções entre esses padrões (Joseph, 1997).

Conforme Chesser (1994), o sistema Sul-Americano de migração austral é o mais extensivo dos sistemas migratórios do Hemisfério Sul, com pelo menos 220 espécies de aves realizando migração durante o inverno austral em direção às temperaturas amenas mais ao norte do continente.

Willis (1988) reconheceu que, além de migrações lineares (entre dois pontos), provavelmente ocorram migrações circulares (três ou mais pontos visitados regular e anualmente) entre troquilídeos, psitacídeos e columbídeos.

Narosky e di Giacomo (1993) afirmaram que não raro, partes das populações de muitas espécies consideradas residentes na província de Buenos Aires (Argentina) migram para o norte durante o outono/inverno e que outras populações aparecem na mesma, vindas do sul. Esses movimentos, porém, são pouco conhecidos (Narosky e di Giacomo, 1993).

Davis (1945) afirmou que há uma definida e óbvia migração de aves na região de Teresópolis (Rio de Janeiro), no entanto, o número dessas espécies é pequeno em relação ao número de residentes permanentes. Pacheco e Gonzaga (1994) afirmaram que algumas espécies de Tiranídeos “parecem receber contingentes de populações originários do sul, durante os meses frios de outono/inverno, convivendo temporariamente com as populações locais ou substituindo parte da população do estado que também migrou para o norte”. Não está claro, porém, a origem desse grupo de visitantes no Rio de Janeiro, pois as espécies tanto podem vir do sul como das montanhas a oeste, em migração altitudinal (Sick, 1997). Negret (1988) supôs a existência de um movimento sazonal entre o Planalto Central brasileiro e o Pantanal de Mato Grosso. Olmos e Silva e Silva (2001) apontaram a possibilidade de muitas

aves aquáticas migrarem ou vagarem entre a região costeira de São Paulo e a bacia Tietê-Paraná-Paraguai ou virem das áreas úmidas costeiras de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Belton (1976, 1994) afirmou que no Rio Grande do Sul algumas espécies se encontram na mesma região durante todo o ano, havendo, porém, migração de indivíduos que são substituídos por outros da mesma espécie.

Rotas migratórias seguindo o curso de rios foram hipotetizadas por vários autores. Algumas espécies de aves migratórias parecem alcançar o Planalto Central do Brasil vindas do sul através dos vales dos rios Paraná-Paranaíba (Negret, 1988). Hayes *et al.* (1994) observaram movimentações de grandes bandos de *Rostrhamus sociabilis* ao longo do rio Paraguai. Nascimento *et al.* (2000) indicaram que *Netta peposaca* (marrecão) pode usar o sistema de lagoas litorâneas do Rio Grande do Sul em seus deslocamentos sudoeste/nordeste ou nordeste/sudoeste e, para atingir a Argentina, utilizam-se do corredor natural formado por rios, pequenas lagoas e banhados da Depressão Central gaúcha.

Dada à relação de dependência de muitas espécies de aves com as áreas úmidas, um esforço crescente tem sido dispensado ao estudo das mesmas, de modo a conhecer a biologia dessas espécies e propor medidas efetivas de conservação e manejo.

A Convenção Ramsar propôs um conceito de aves aquáticas taxonomicamente baseado em espécies (“todas as espécies ecologicamente dependentes de áreas úmidas”, Ramsar, 1994). Inclusive as palavras inglesas “waterfowl” e “waterbirds”, apesar de terem significados diferentes entre os países de língua inglesa, foram sinonimizadas pela Convenção Ramsar (1994).

As duas primeiras edições de “waterfowl population estimates” (Rose e Scott, 1994, 1997), forneceram estimativas populacionais de espécies de aves aquáticas. Esses autores seguiram os parâmetros estabelecidos pela Convenção Ramsar, apresentando, porém, uma abordagem taxonômica de família, aplicando o conceito de aves aquáticas a determinadas

famílias taxonômicas mais proximamente relacionadas às áreas úmidas. Os autores alegaram “as complicações que surgiriam ao se aplicar essa definição (de aves aquáticas) rigidamente a cada espécie”.

A maior parte dos trabalhos recentes sobre aves aquáticas levou em conta essa abordagem de família de aves aquáticas (ver, *e.g.*, Delany *et al.*, 1999; Blanco e Carbonell 2001; Wetlands International, 2001; Dodman, 2002; Gilissen *et al.*, 2002; Kushlan *et al.*, 2002).

Também no Rio Grande do Sul foram produzidos alguns trabalhos segundo a abordagem de família de aves aquáticas: em áreas úmidas ao sul da Planície Costeira (Vélez, 1997; Vélez *et al.*, 1998; Dias, 2000); no Delta do Jacuí (Accordi, 2000) e no lago Guaíba (Tauceda, 2001).

Durante o 7º Encontro da Conferência das Partes Contratantes da Convenção sobre Áreas Úmidas (Ramsar, 1999), foi ratificado o conceito de aves aquáticas como “aves ecologicamente dependentes de áreas úmidas”, cuja definição incluía todas as espécies de aves de áreas úmidas. No entanto, em um amplo nível de ordem taxonômica, incluía especialmente Sphenisciformes, Gaviiformes, Podicipediformes, Pelecaniformes, Ciconiiformes, Phoenicopteriformes, Anseriformes, Acciptriformes e Falconiformes relacionados a áreas úmidas, Gruiformes, Opisthocomiformes, Charadriiformes relacionados a áreas úmidas, Cuculiformes e Strigiformes relacionados a áreas úmidas.

Em sua terceira edição, agora com a denominação de “waterbird population estimates” (Wetlands International, 2002), continuaram sendo consideradas as mesmas famílias de aves que foram cobertas pelas duas edições anteriores. No entanto, levando em conta que o termo “waterbird” implica um sentido mais amplo do que a estrita definição de “waterfowl”, considerada até então pelos autores, propôs-se que futuras edições de “waterbird population

estimates” devessem incluir estimativas populacionais de outras famílias de aves aquáticas, na medida do possível (Wetlands International, 2002).

No Brasil, foram produzidos alguns estudos abrangentes sobre a estrutura espacial e/ou sazonal da avifauna em áreas úmidas no estado de São Paulo: na represa Billings (Matarazzo-Neuberger, 1994), em depressões inundadas nas APAs de Souza e Joaquim Egídio (Campinas) (Ferreira, 2000) e nos manguezais de Santos-Cubatão (Olmos e Silva e Silva, 2001).

No Rio Grande do Sul inexistem estudos que levem em conta a estrutura espacial e/ou sazonal da avifauna em áreas úmidas. Referente à conservação da avifauna nesses mosaicos, Maurício e Dias (2001) apontaram áreas consideradas prioritárias no litoral sul do Rio Grande do Sul para a proteção de aves ameaçadas de extinção. Além disso, vários levantamentos qualitativos foram realizados levando em conta a avifauna que ocupa mosaicos formados por áreas úmidas como os banhados do rio dos Sinos (Grillo, 1995; Grillo e Bencke, 1995; Voss, 1995); o banhado do Taim (Mähler *et al.*, 1996); o delta do Jacuí (Accordi *et al.*, 2001; Accordi, 2002); a lagoa do Peixe (Nascimento, 1995); o lago Guaíba (Fallavena e Silva, 1981; Silva e Fallavena, 1981; Albuquerque *et al.*, 1986) e as áreas úmidas da bacia do rio Gravataí (Cadermatori e Machado, 2002; Accordi e Barcellos-Silveira, submetido).

O cenário mundial atual do estudo de aves em áreas úmidas deixa bem claro que as metodologias para estudos quantitativos de aves ainda estão sendo criadas ou aperfeiçoadas (ver, *e.g.*, Ribic *et al.*, 1999).

Vários questionamentos metodológicos continuam sendo alvo de debates e experimentações: como acomodar as alterações de hábitat ao longo do tempo, quais variáveis de hábitat coletar, se as contagens devem ser feitas pela manhã ou à tarde, como ligar o índice ao tamanho populacional e diferenças geográficas na regulação da estação reprodutiva (Ribic *et al.*, 1999).

O delineamento amostral para estudos quantitativos em áreas úmidas vem sendo, nos últimos anos, alvo de crescente discussão em busca de métodos eficientes e padronizados.

Para estimar a abundância das aves, o método de pontos de contagens vêm sendo usado extensivamente nos Estados Unidos (ver, *e.g.*, Ralph *et al.*, 1995; Hamel *et al.*, 1996; Huff *et al.*, 2000).

O espaçamento entre pontos de contagem tem sido objeto de recentes discussões. O mesmo deve ser grande o suficiente para minimizar duplas contagens de espécies mais ruidosas e o menor possível para reduzir o tempo de caminhada entre estações e maximizar o número de pontos executáveis em uma dada fisionomia (Lynch, 1995; Ribic *et al.*, 1999).

Quanto ao horário de amostragem, estudos ornitológicos quantitativos têm sido feitos, via de regra, aproveitando-se apenas as primeiras horas do dia para evitar diferenças significativas na detectabilidade das espécies de aves (Ralph *et al.*, 1993).

A detectabilidade das espécies de aves deve variar conforme a composição da avifauna e o ciclo sazonal. Lynch (1995), detectou variação significativa na detectabilidade das aves ao longo das primeiras horas da manhã em florestas no México. Por outro lado, Blake (1992), amostrando avifauna em florestas úmidas tropicais, não detectou variação consistente nas três primeiras horas do dia, sugerindo que as contagens nessas fisionomias concentrassem-se nas primeiras 2-3 horas do dia, iniciando aproximadamente 20-30 minutos antes do nascer do sol.

Ribic *et al.* (1999) concluíram que as premissas de que as taxas de detecção de muitas espécies são mais altas no início da manhã e que a velocidade do vento pode ser menor no início da manhã do que no final da tarde. necessitavam ser testadas.

Krzysz *et al.* (2002) compararam estimativas de riqueza de espécies baseadas em várias combinações de contagens matinais e vespertinas. Esses autores encontraram que as estimativas de riqueza diminuíram com o aumento do número de contagens vespertinas quando levando em conta a composição total de espécies. No entanto, esse padrão não se



manteve quando as análises se restringiram às espécies dependentes de áreas úmidas (Krzysz *et al.*, 2002). Esses autores sugeriram que seria razoável permitir contagens vespertinas, particularmente se os dados forem usados para monitorar espécies dependentes de áreas úmidas ou de interesse conservacionista.

Várias análises têm sido propostas para avaliar a suficiência amostral do conjunto de dados obtido, entre elas curvas de acumulação de espécies (ver, *e.g.*, Moreno e Halfpeter, 2000), estabilização da amostra através de reamostragem “bootstrap” (ver, *e.g.*, Pillar, 1998) e estimativas de riqueza total de espécies (ver, *e.g.* Colwell e Coddington, 1995).

A presente dissertação apresenta três hipóteses de trabalho: 1) paisagens em mosaico apresentam ambientes heterogêneos que podem influenciar na distribuição espaço-sazonal da avifauna, tanto em termos de abundância como de composição de espécies; 2) a manutenção de populações de aves aquáticas em remanescentes de áreas úmidas cercados por uma matriz de alterações antrópicas pode necessitar de medidas urgentes de conservação e manejo, sob o risco de perda de diversidade biológica não só local, mas também regional, se houver problemas de conectividade entre esses remanescentes, e 3) devido ao menor número de espécies que cantam principalmente nos primeiros momentos do dia, os horários das primeiras horas da manhã e das últimas horas da tarde, podem não ser significativamente diferentes para amostragens em áreas úmidas.

O Banhado dos Pachecos, localizado no município de Viamão, Rio Grande do Sul se constitui em uma área úmida formada por um mosaico de diferentes fisionomias, remanescentes ou alteradas por ação antrópica. Sua importância para a conservação de diversas espécies de aves aquáticas, inclusive ameaçadas globalmente de extinção foi realçada por Accordi e Barcellos-Silveira (submetido), constituindo-se numa área ideal para testar as hipóteses enunciadas acima.

Dessa forma, a presente dissertação tem como objetivo avaliar a estrutura espacial e sazonal da avifauna do Banhado dos Pachecos, tecer considerações sobre a conservação das aves aquáticas na escala de paisagem e testar a viabilidade de se utilizar amostragens matinais e vespertinas para análises de distribuição e abundância da avifauna.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no Banhado dos Pachecos, uma área úmida situada no Rio Grande do Sul, no que Menegheti (1998) denominou de Sistema Banhado Grande (Figs. 1a, b). O Sistema Banhado Grande contribui para a drenagem da sub-bacia hidrográfica do rio Gravataí (Fig. 1a). Mello (1998) dividiu a sub-bacia do Gravataí em unidades de paisagem e situou o Banhado dos Pachecos inteiramente dentro da unidade de paisagem Planície Lagunar, sendo limitado à sudeste pelas Coxilhas do Sudeste (Coxilha das Lombas), a sudoeste pelas Coxilhas do Sudoeste e a nordeste e noroeste por áreas de cultivos de arroz na Planície Lagunar.

O Sistema Banhado Grande chegou a ocupar uma área de 450km<sup>2</sup> em épocas de grandes precipitações, sendo 138km<sup>2</sup> permanentemente alagados, sua extensão E-W era de 30km e a N-S, de 18km. Hoje existem dois fragmentos: o Banhado Grande (cerca de 5000 ha), e o Banhado dos Pachecos (cerca de 2000 ha) (Mello, 1990) (Fig. 1b).

O clima é caracterizado por quatro estações distintas: primavera, verão, outono e inverno e se encontra dentro das isoietas 1250 e 1500 mm de altura média da precipitação ao ano, sem época seca, apresentando concentração máxima de precipitação entre julho, agosto e setembro, e mínima em novembro, dezembro e janeiro (Nimer, 1990). A temperatura média anual fica entre 18 e 20° C, apresentando a temperatura média de 22 a 24° no mês mais quente (janeiro) e entre 13 a 15° C no mês mais frio, ocorrendo uma média entre uma e três geadas ao ano, formando um clima mesotérmico brando superúmido temperado sem seca (Nimer, 1990).

O regime de ventos é de alta energia, com um padrão de distribuição bimodal obtuso, cujo vento dominante provém de nordeste e, embora sopra ao longo de todo ano, é mais ativo nos meses de primavera e verão, sendo o vento de oeste-sudoeste, secundário, mais pronunciado nos meses de inverno (Tomazelli, 1993).

Os banhados do Sistema Banhado Grande se caracterizam como áreas úmidas de inundação ou “pantanais”, formados por terreno arenoso, com campos de dunas eólicas fósseis, drenagem superficial não organizada, numerosos corpos d’água isolados de baixas a médias profundidades (Neiff, 1999).

O solo orgânico do Banhado dos Pachecos é formado por turfas de idades holocênicas (2.500 +/- 100 a 4.500 +/- 100 anos B.P.), com espessura em torno de 2 m, sendo que as turfeiras que lhe deram origem ainda estão ativas (Villwock *et al.*, 1980).

As estruturas geológicas que embasam a área de estudo remontam a eras mais longínquas. A formação dos terrenos que formam as Coxilhas do sudoeste, também conhecidas como terras altas de Porto Alegre/Viamão se iniciou em tempos pré-cambrianos (Jost 1971, Kaul 1990). As coxilhas de norte e noroeste (anteparos da Encosta do Planalto), abrangem rochas sedimentares e vulcânicas da Bacia do Paraná (Tomazelli e Villwock, 2000). A Coxilha das Lombas é uma formação de paleodunas de solo arenoso e drenagem rápida, produto de um evento transgressivo pleistocênico (Tomazelli e Villwock, 1996).

Fitofisionomicamente, o Sistema Banhado Grande se situa numa zona de “tensão ecológica” (Teixeira *et al.*, 1986), onde as formações pioneiras costeiras, a Floresta Estacional Semidecidual da Encosta do Planalto e as formações campestres da Serra do Sudeste se interpenetram, constituindo um mosaico de formações vegetais.

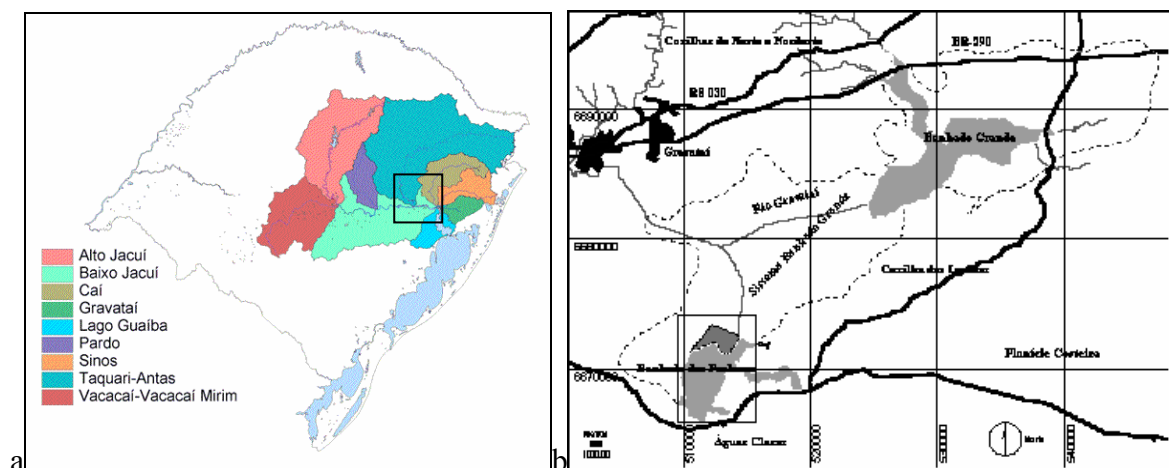
A partir da década de 1960, o Estado atuou no Sistema Banhado Grande como agente de produção do espaço, “recuperando” áreas de banhado consideradas “terras improdutivas” e oferecendo aos proprietários rurais condições para ampliação de suas atividades através de mega-projetos de drenagem que culminaram com a construção do Canal DNOS e de uma rede de canais de drenagem que a ele confluíam (Mello, 1990). A idéia de inverter o sentido do rio Gravataí, cortando as areias inconsolidadas da Coxilha das Lombas e drenando o excesso

hídrico para a Planície Costeira era encarado como uma saída para o “saneamento dos banhadais da região” (Picada, 1970).

Os mega-projetos em prol do desenvolvimento econômico brasileiro começaram a ser questionados por organizações não governamentais preocupadas com a conservação ambiental já em meados da década de 1970. A Portaria Estadual 10/79, de 13/6/1979 proibiu as drenagens do Banhado Grande, mas, ao que parece, nunca foi posta em prática. A Lei Municipal nº 65, de 03/11/1981 criou, no município de Viamão, a Reserva Ecológica do Banhado Grande, com 7.340 ha que hoje se encontra boa parte dentro do município de Glorinha e nunca saiu do papel (Oliveira, 2000). Em 15/2/1989 foi criado o Comitê de Gerenciamento da Bacia do Gravataí, pelo Decreto Estadual nº 33.125 (Mello, 1990). Em 23/10/1998, foi criada pelo Decreto Estadual Nº 38.971 a APA Banhado Grande, ainda não implementada.

A pressão antrópica aumentou no Banhado dos Pachecos a partir de dezembro de 1998. Na área do banhado e adjacências, que antes faziam parte de uma única propriedade rural de 9.506 ha, foram estabelecidas 376 famílias de agricultores, distribuídas em quatro setores (Oliveira, 2002) (Fig. 1B).

Além da atual pressão pelo uso do solo para atividades agro-pastoris e de urbanização, existem, ainda, extensos depósitos de turfa no Banhado dos Pachecos (Villwock *et al.*, 1980, 1983) e jazidas de carvão siderúrgico no Banhado Grande (Camozzato *et at.*, 1982), passíveis de exploração econômica.



c

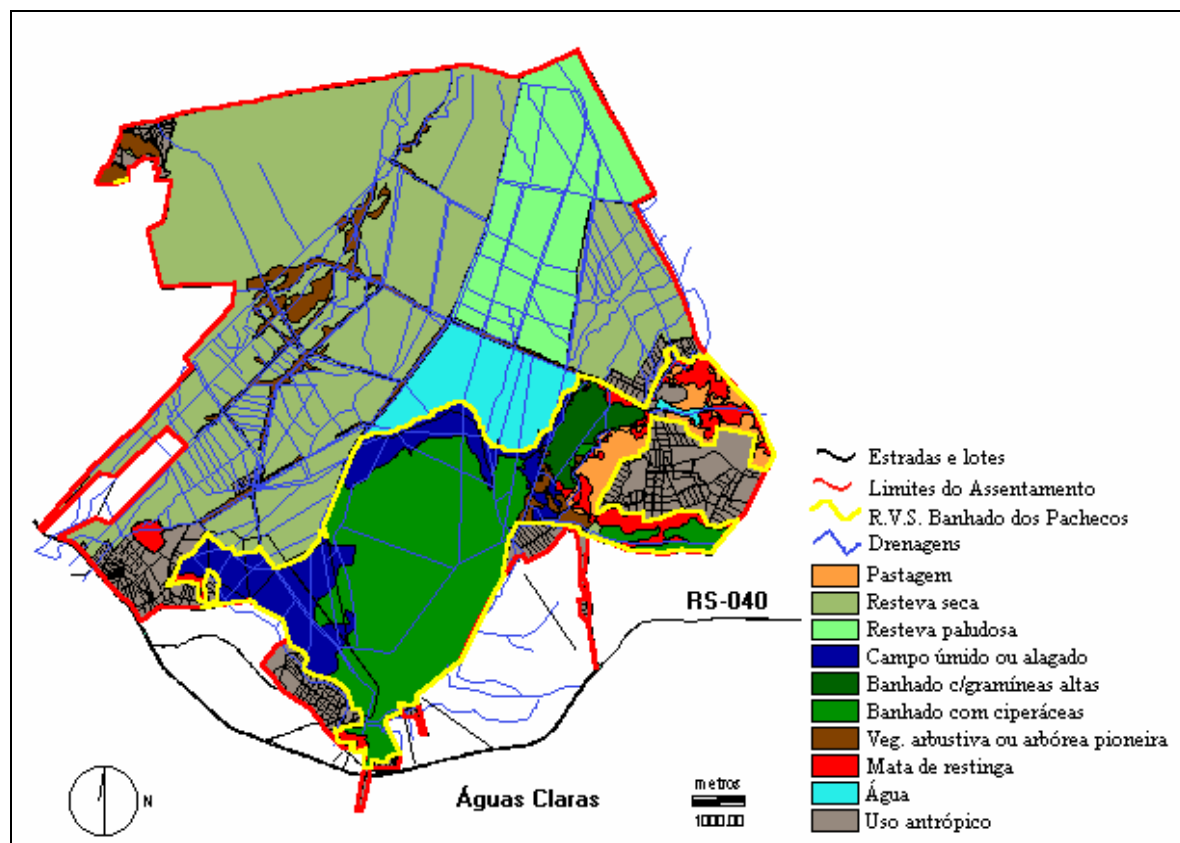


Figura 1. a = Mapa do Rio Grande do Sul e sub-bacias formadoras da Bacia hidrográfica do Guaíba. b = Inserção do Banhado dos Pachecos no Sistema Banhado Grande (área tracejada) e na região metropolitana de Porto Alegre (coordenadas UTM 22-s); c – Mapa de fisionomias do Banhado dos Pachecos.

Visando a proteção do remanescente de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, que ficou situado na porção sudeste do assentamento, o Decreto Estadual Nº 41.559 de 24/4/2002 criou o Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, abrangendo uma área de 2.543,5 ha (Fig. 1c).

A área de estudo se restringiu aos limites do assentamento (30°01'S, 50°48'W a 30°08'S, 50°56'W), que são apresentados na Fig. 1c. Um mapa de fisionomias foi criado a partir de classificação supervisionada com software IDRISI32® versão 132.1 (Eastman, 1999) de imagem de satélite Landsat TM7, bandas 3,4 e 5 (221/081 de 22/11/00) (Fig. 1B). O apoio à classificação supervisionada foi feito através de 62 fotografias aéreas oblíquas de pequeno formato tomadas a partir de um sobrevôo (altitude média de 1.000 pés) realizado no dia 19 de dezembro de 2001, oito fotos aéreas (escala 1:40000 de 4/1/1990), uma planta cadastral com as delimitações dos lotes, área do refúgio e limites do assentamento, cedida pelo Gabinete da Reforma Agrária no Rio Grande do Sul, perfis de vegetação realizados entre maio e dezembro de 2002 e informações coletadas durante trabalhos de campo entre outubro de 2001 e abril de 2003.

A classificação supervisionada realizada no presente estudo identificou dez fisionomias distintas, indicadas na Fig. 1c e cuja composição será brevemente descrita a seguir.

As pastagens (415,28 ha) ocorrem nas bordas do banhado, onde é marcante a influência das areias inconsolidadas da Coxilha das Lombas. Ocorrem principalmente gramíneas cespitosas, baixas, dos gêneros *Paspalum*, *Panicum*, *Eragrostis*, *Digitaria*, *Aristida* e *Andropogon*. Menos notórias, porém, abundantes são as asteráceas de baixo porte e apiáceas do gênero *Eryngium* (caraguatá).

As restevas, áreas de uso agrícola que se encontram abandonadas ou em descanso, caracterizam-se pela presença de elementos ruderais associados às espécies de banhado e foram divididas em duas sub-fisionomias, resteva paludosa e resteva seca. Na resteva paludosa (958,4ha), a vegetação é baixa, constituída principalmente por *Leersia* sp (grama-boiadeira), *Luziola* sp (arroz-silvestre), *Polygonum* sp (erva-de-bicho), *Ludwigia* sp (cruz-de-malta), *Panicum aquaticum* (grama-de-ponta) e *Rumex* sp (língua-de-vaca), se assemelhando

muito ao campo alagado, com maior abundância de *Ludwigia* spp e de ruderais como *Polygonum* sp e *Rumex* sp. Na resteva seca (4033 ha), ocorre uma composição florística semelhante ao banhado de gramíneas altas, com formações de *Erianthus* sp (macega), manchas de *Ludwigia* sp e *Baccharis megapotamica* (vassoura), juntamente com espécies ruderais como *Andropogon bicornis* (capim-rabo-de-burro), *Sida* sp (guanxuma), *Phytolacca americana* (caruru), *Baccharis dracunculifolia* (vassoura-comum) e *Cynodon dactylon* (capim-rabo-de-burro).

Os campos úmidos e alagados (535,5 ha) também foram divididos em duas sub-fisionomias, campo alagado 1 e campo alagado 2. O campo alagado 1, com uma mancha localizada na porção central da área de estudo, caracteriza-se pela maior presença temporal de lâmina de água e maior abundância de macrófitos aquáticos flutuantes, tais como *Eichornia* sp (aguapé), *Reussia* sp (aguapé rasteiro) e *Heteranthera* sp (aguapé), no campo alagado. No campo alagado 2, que possui duas manchas disjuntas, uma a sudoeste e outra a sudeste da área de estudo, são abundantes as gramíneas dos gêneros *Leersia* e *Luziola*, bem como *Panicum aquaticum* (canarana) e *Paspalidium paludivagum* (capim-do-banhado), apiáceas dos gêneros *Centella* (pé-de-cavalo) e *Hydrocotyle* (erva-do-capitão) e poligonáceas do gênero *Polygonum*.

O banhado com gramíneas altas (131,6 ha) apresenta porte elevado, até 2,50 metros de altura, e é composto principalmente por gramíneas que, na maior parte das vezes, formam associações quase monoespecíficas. Ocorre em terreno turfoso e com presença constante de lâmina de água baixa. As espécies mais abundantes na área em estudo foram *Erianthus asper* (capim-pluma), *Panicum aristella* (canarana) e *Hypoginum virgatum* (macega-do-campo). Ocorrem esparsamente manchas de *Ludwigia* sp, *Blechnum tabulare* – *Eriocaulon* sp (samambaia- sempre-viva) e *Tibouchina asperior* (douradinha).



O banhado com ciperáceas (1323,6 ha), ocorre em terrenos encharcados, onde as espécies predominantes são *Fuirena robusta* (tiriricão), que frequentemente ocorre em formação monoespecífica ou *Cyperus* sp e *Scirpus* sp (juncos e tiriricas) que podem ocorrer em comunidades quase puras ou mistas entre si ou com outras macrófitas aquáticas de porte semelhante. Nessa fisionomia também ocorrem pequenas manchas monoespecíficas de *Typha domingensis* (taboa).

As formações arbustivo-arbóreas pioneiras (384,3 ha), são caracterizadas pelo porte mais elevado dos seus componentes, 2,0 a 5,0 metros de altura, e pelo aspecto bem mais lenhoso. Ocorrem nessa categoria, tanto formações puras, como o maricazal (*Mimosa bimucronata*) ou o araçazal (*Psidium cattleianum*), como mistas, onde predominam, em estágios mais iniciais, *Eupatorium bupleurifolium* (vassoura-do-campo), ou, em estágios mais desenvolvidos de sucessão, *Cecropia pachystachya* (embaúba), *Syagrus romanzoffiana* (jerivá) e *Citharexylum myrianthum* (tucaneira).

As formações de mata de restinga (244,4) são fisionomicamente muito semelhantes, porém, podem variar bastante na sua composição nas diferentes áreas do banhado. São observados, *Myrsine* spp (caapororocas), *Ficus organensis* (figueira-de-folha-miúda), *Ficus enormis* (figueira-brava), *Coussapoa microcarpa* (figueira-mata-pau), *Ocotea pulchella* (canela-lageana), *Nectandra mollis* (canela-amarela), *Syagrus romanzoffiana*, *Bactris lindmannianna* (tucum) e *Geonoma schottiana* (ouricana), bem como *Dendropanax cuneatum* (caixeta), *Luehea divaricata* (açoita-cavalo) e *Cytherexylum miryanthum*. A submata é composta principalmente por rubiáceas do gênero *Psychotria* (cafeiro-do-mato) e mirtáceas. Há riqueza de epífitos e lianas. *Mimosa bimucronata* (maricá), pode aparecer como elemento senil dessa formação. Ressalta-se a presença de espécies ameaçadas no Rio Grande do Sul, como *Cattleya intermedia* (orquídea), *Ephedra tweediana* (rara) e *Rollinia maritima*

(araticum). (Decreto Estadual nº 42.009, de 31 de dezembro de 2002, disponível em <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/pdf/especies-ameacadas.pdf>).

Na área de uso antrópico (939,16) encontram-se os lotes das 376 famílias assentadas, que apresentam, além de habitações, áreas de pastagens, solo descoberto, cultivos de subsistência e remanescentes de antigos talhões de eucaliptos (*Eucalyptus* sp).

## 2.2 Métodos

### 2.2.1 Amostragem da avifauna.

A amostragem da avifauna foi conduzida através de levantamentos qualitativos e quantitativos, entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002, de modo a cobrir quatro estações climáticas: verão, outono, inverno e primavera. Em cada estação climática foram realizadas duas expedições a campo, cada uma com a duração de quatro dias (= quatro manhãs, quatro tardes e três noites).

As aves foram registradas auditiva ou visualmente, com auxílio de binóculo 10x50, luneta 60 mm 60 x e um gravador Marantz PMD 430 com microfone Sennheiser K6-C. Toda ave vista ou ouvida foi genericamente considerada como uma detecção (*sensu* Blake, 1992). A distinção das vocalizações de *Laterallus leucopyrrhus* e *L. melanophaius* foi baseada na diferença de duração do canto entre uma espécie e outra, mais curto no primeiro, verificada através de observações de campo. Quando não era possível distinguir positivamente essa diferença, o registro era feito como *Laterallus* spp. O registro de *Scytalopus iraiensis* foi confirmado através de gravação realizada em campo e confrontada com uma gravação dessa espécie feita por Rolf A. de By, em 12/12/1998, em Quatro Barras, nordeste de Curitiba, Paraná, Brasil (disponível em <http://www.ornitaxa.com/SM/New/NewTapaculos.htm>).

As amostragens qualitativas foram realizadas aproveitando os registros quantitativos e através de deslocamentos *ad libitum* entre as amostragens quantitativas em todas as fisionomias. As amostragens quantitativas foram realizadas através de metodologias

apropriadas às características estruturais de cada fisionomia: banhado com gramíneas altas, vegetação arbustivo-arbórea pioneira, banhado com ciperáceas e restevas foram amostradas através de pontos de escuta, campo alagado por meio de transecção e macrófitas flutuantes por contagem total. Pastagens, mata de restinga e uso antrópico foram amostrados apenas qualitativamente.

*Pontos de contagem.* Estabeleceram-se 48 pontos de contagem (doze em cada fisionomia) com raios fixos de 25 m (Fig. 2). Em gramíneas altas, maricazal, resteva e parte do banhado com ciperáceas, os pontos foram estabelecidos pareados, um na borda e outro a 100 metros em linha reta do final do primeiro. A porção este do banhado com ciperáceas foi amostrada apenas na borda, pela impossibilidade de penetração na mesma, sendo que o pareamento da numeração e o distanciamento entre as mesmas foi mantido.

Seguiu-se uma amostragem preferencial para o estabelecimento dos pontos (Kenkel *et al.*, 1989; Pillar, 1998), de acordo com os seguintes critérios: 1) distância mínima de 100 metros entre um ponto e outro, 2) distância entre um ponto e outro a não mais de 15 minutos de caminhada, 3) não cruzar por canais e atoleiros.

Amostrava-se uma fisionomia por dia, seis pontos pela manhã (iniciando-se 15 minutos antes do amanhecer e terminando cerca de 3 h 30 min após) e seis à tarde (3 h 30 min antes do entardecer). Cada fisionomia foi visitada duas vezes em cada estação, com um tempo mínimo de duas semanas entre cada visita. Sempre que possível cada ponto de contagem foi amostrado duas vezes em cada estação, uma pela manhã e outra à tarde.

As contagens foram conduzidas tendo o observador ao centro do ponto durante um período de 20 minutos, sob condições aceitáveis de tempo (ventos menores que 20 km/h e sem chuva). As distâncias das espécies em relação ao observador foram listadas em duas categorias: dentro do círculo formado pelo raio de 25 metros e como sobrevoantes. Considerou-se sobrevoantes associados e independentes. Sobrevoantes associados eram aves

que ativamente utilizavam o espaço aéreo para forrageio ou procura de alimento acima da mais alta vegetação da área e sobrevoantes independentes eram aves que não usavam a área abaixo (Huff *et al.*, 2000). Apenas as primeiras foram consideradas na amostragem quantitativa. Sobrevoantes independentes e aves fora do círculo foram consideradas apenas na amostragem qualitativa.

Ao se aproximar do centro do ponto, todas as aves que foram espantadas foram consideradas como dentro do ponto. Grupos familiares de juvenis com um único adulto eram contados como uma única ave. Todas as aves eram registradas apenas uma vez. Quando se acreditava que algum indivíduo pudesse já ter sido contatado em outro ponto, o mesmo não era considerado novamente.

*Transecções.* Estabeleceu-se uma transecção para amostrar a mancha sudeste do campo alagado 2, que era percorrida através de uma taipa a uma velocidade contínua e em um tempo de 15 minutos, sempre que possível duas vezes em cada estação climática, uma à tarde e outra pela manhã. Todas as espécies presentes na mancha, a uma distância de 100 m foram registradas. Espécies fora dessa distância foram consideradas apenas na amostragem qualitativa.

*Contagens totais.* Contagens totais foram realizadas no campo alagado 1. Toda a área do campo alagado 1 era percorrida com uma luneta 60 mm 60 x e binóculo 10x50 e todas as aves contatadas eram registradas (Guadagnin *et al.*, 2000).

### 2.2.2 *Descritores da avifauna.*

Riqueza, grupos funcionais de forrageio, grupos funcionais de nidificação, aves aquáticas, situação de ocorrência no Banhado dos Pachecos, espécies ameaçadas de extinção e abundância foram os descritores utilizados para a caracterização da avifauna.

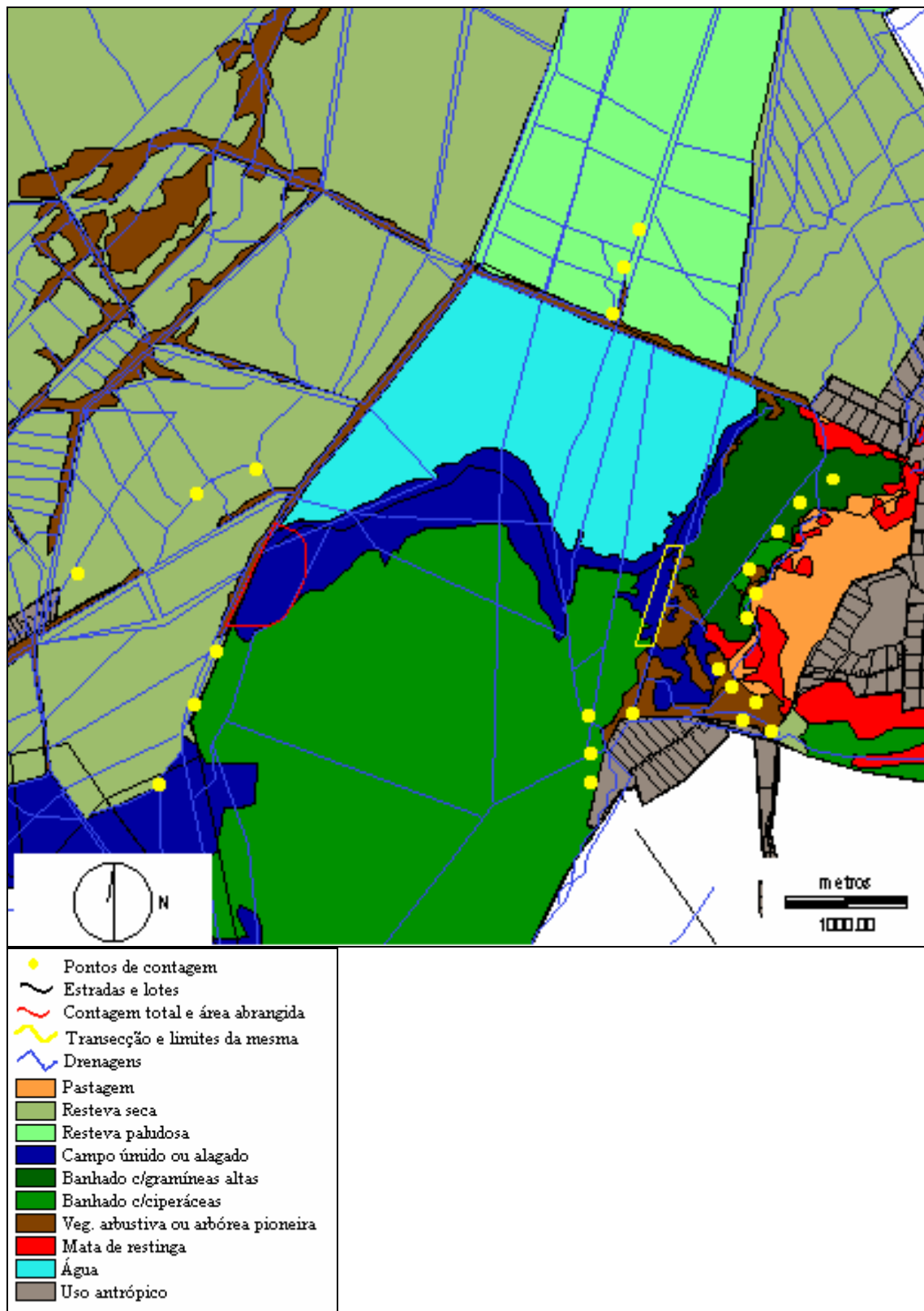


Figura 2. Ampliação da figura 1c, com indicação da localização dos pontos de contagem e localização e área de abrangência da transecção e da área de contagem total. Por limitações de escala, cada círculo representa dois pontos de contagem.

*Riqueza.* Número total de espécies amostradas tanto qualitativa quanto quantitativamente. Matrizes de presença/ausência de cada espécie foram tabuladas a partir dos dados gerados nas amostragens quantitativas e qualitativas. O arranjo taxonômico e os nomes populares das espécies seguiram Bencke (2001).

*Situação de ocorrência no Banhado dos Pachecos.* A situação de ocorrência de cada espécie registrada qualitativa ou quantitativamente no Banhado dos Pachecos foi assinalada conforme as convenções encontradas em Belton (1994): R - residente anual; M - residente de primavera/verão migratório, nidifica no Rio Grande do Sul; V - vagante; D - desconhecido; # - *status* assumido, mas não confirmado.

Quando os resultados obtidos no presente estudo diferiram da situação atribuída acima, manteve-se a posição original e acrescentou-se a nova situação, visando contribuir para futuras análises.

*Grupos funcionais de forrageio e de nidificação.* Cada espécie registrada qualitativa ou quantitativamente foi enquadrada em um grupo funcional de forrageio e um de nidificação conforme dados bibliográficos (Schubart *et al.*, 1965; Willis, 1979; de la Peña 1985a,b; de la Peña 1986; Belton 1994; Parker *et al.* 1996; Sick 1997) e observações de campo realizadas no presente estudo.

Os grupos funcionais de forrageio foram assinalados conforme segue.

<u>Dieta principal</u>	<u>Ambiente de forrageio</u>
(1) onívoro	(1) palustre (inclusive espelho d'água)
(2) carnívoro	(2) campestre (campo seco com ou sem arbustos esparsos)
(3) insetívoro	(3) florestal (interior ou borda)
(4) detritívoro	(4) ar (espécie aerícola)
(5) piscívoro	(5) generalista (espécie que ocupa dois ou mais ambientes)
(6) frugívoro	

(7) granívoro

(8) nectarívoro

A determinação do ambiente de forrageio para cada espécie foi baseada principalmente em Parker *et al.* (1996), que leva em conta, preponderantemente, o local em que o alimento é consumido e não onde ele é capturado.

Os grupos funcionais de nidificação foram identificados de acordo com o ambiente principal de nidificação de cada espécie, como segue: palustre; campestre (campo seco com ou sem arbustos esparsos); florestal (interior e borda); paredão rochoso; barranco; espécies nido-parasitas e generalista (espécies que utilizam um ou mais ambientes de nidificação). Espécies que não reproduzem no período em que ocorreram na área de estudo não foram consideradas.

*Aves aquáticas.* Considerou-se como ave aquática toda espécie ecologicamente dependente de áreas úmidas. Definiu-se como dependência ecológica de áreas úmidas a necessidade obrigatória de utilização, por uma espécie em toda a sua área de distribuição, de algum tipo de área úmida em algumas de suas atividades de forrageio, pernoite e/ou nidificação.

*Espécies ameaçadas de extinção.* As espécies de aves foram consideradas em três escalas de ameaça: global (Birdlife International, 2000), nacional (Ministério do Meio Ambiente, 2003) e regional (Marques *et al.*, 2002).

*Abundância.* A abundância de cada espécie foi calculada a partir dos dados gerados pelas amostragens quantitativas realizadas através de pontos de contagem, transecções e contagens totais. Utilizou-se o Índice Pontual de Abundância (IPA) que é igual ao número de contatos obtidos dividido pelo número de amostras (nºs totais de pontos de contagem, transecções ou contagens totais) (Aleixo e Vielliard, 1995).

Um índice pontual de abundância nas fisionomias amostradas através de pontos de contagem foi obtido para cada estação climática através do número total de contatos em cada ponto de contagem dividido pelo total de pontos de contagem.

### *2.2.3 Análise dos dados*

Testes de hipóteses através de análise de variância com aleatorização (Manly, 1991) foram realizados para avaliar se existiram diferenças significativas entre as amostras obtidas nos períodos do dia (manhã e tarde) e nos pares de estações climáticas outono/inverno e primavera/verão. Os períodos do dia foram tratados considerando um fator completamente casualizado (período do dia) e um bloco (fisionomias), para minimizar os efeitos atribuíveis à diferenças inerentes à estrutura dos habitats. Ciperáceas não foram consideradas nas análises de outono, inverno e outono/inverno pela insuficiência de levantamentos pareados (manhã/tarde) nos mesmos pontos.

As estações climáticas foram analisadas separadamente e em conjunto (outono/inverno e primavera/verão) dentro de cada fisionomia, através de delineamento completamente casualizado e em conjunto, através de delineamento completamente casualizado e considerando as fisionomias como blocos.

A hipótese nula ( $H_0$ ) foi aceita quando a probabilidade de obter valores tão extremos quanto o valor observado do critério do teste é alta ( $Q_{bNULL} \geq Q_b$ ), e rejeitada ( $H_1$ ) quando a probabilidade é baixa. A matriz de dados foi transformada por padronização pelo total marginal dentro de unidades amostrais e computou-se uma matriz de semelhança através de distâncias euclidianas entre unidades amostrais. O teste de aleatorização foi rodado usando 10000 iterações e tendo como critério a soma de quadrados das distâncias entre grupos. A estatística empregada na análise dos dados multivariados baseou-se em métodos não-paramétricos de reamostragem através de aleatorização e “bootstrap” (Manly, 1991; Crowley,



1992; Podani, 1994; Pillar, 1998; Pillar, 1999a). O nível de significância utilizado em todas as análises foi de 90%.

Para transformação de dados, medidas de semelhança, testes de aleatorização e ordenação, rodou-se o programa MULTIV versão 2.1.1 (Pillar, 2000). Testes de suficiência amostral e estabilidade da amostra foram realizados através do programa SAMPLER versão 22/9/1999 (Pillar, 1999c) e MULTIV versão 2.1.1. Análises de agrupamento, dendrogramas e gráficos tridimensionais foram realizados pelo programa MVSP versão 3.13f (Kovach, 2003). Gráficos bidimensionais foram construídos com Microsoft® Excel 2002.

A suficiência amostral foi avaliada através de curva de acumulação das espécies registradas dentro da área de estudo, como uma função do esforço medido em dias cumulativos de amostragem. (Colwell e Coddington, 1995; Brower *et al.*, 1998).

Para testar se o tamanho da amostra era estável o suficiente de modo que não houvesse alteração apreciável com a adição de mais unidades amostrais, mediu-se a magnitude de alteração dos valores médios das amostras entre passos amostrais com o incremento do tamanho da amostra através de 10000 iterações em reamostragem *Bootstrap* com reposição, partindo do princípio que quanto maior o tamanho da amostra, maior é a certeza de que novas amostras tomadas do mesmo universo amostral permitirão as mesmas conclusões (Kenkel *et al.*, 1989; Pillar, 1998).

Análises de agrupamentos pela variância mínima foram realizadas para determinar a formação de grupos de fisionomias, a partir da composição das espécies, nas diferentes estações climáticas. Utilizaram-se distâncias euclidianas como medida de similaridade.

Análises de coordenadas principais foram realizadas para determinar se existia algum padrão de associação entre as diferentes fisionomias, em cada estação climática, levando-se em conta a composição total de espécies, a composição de aves aquáticas, grupos funcionais

de forrageio e de nidificação. Utilizaram-se distâncias euclidianas como medida de similaridade.

Para eliminar a influência de algumas espécies com índices de abundância muito altos em algumas unidades amostrais e evidenciar a composição de espécies de cada fisionomia, atribuindo a cada espécie igual representatividade, as matrizes de abundância foram transformadas em matrizes binárias (presença/ausência).

Reamostragens “bootstrap” foram realizadas para examinar a estabilidade das partições nas análises de agrupamento e as estruturas de ordenação.

Nas análises de agrupamento, se  $P(G^o \leq G^*)$  fosse maior do que o limite  $\alpha$  ( $= 0,1$ ), conclui-se, com a probabilidade  $P(G^o \leq G^*)$  de se estar errado, que a partição desejada de grupos são nítidas o suficiente para consistentemente reaparecerem na reamostragem (Pillar, 1999b).

Nas estruturas de ordenação, a probabilidade  $P(\theta_k^o \geq \theta_k^*)$  indicaria onde a ordenação, no tamanho amostral  $n_k$ , se situa em relação a um conjunto aleatório de dados gerado sob uma hipótese nula de uma estrutura de não-correlação (associação). Com um valor de  $P(\theta_k^o \geq \theta_k^*)$  menor do que o limite  $\alpha$  ( $= 0,1$ ), conclui-se, com uma probabilidade de  $P(\theta_k^o \geq \theta_k^*)$  de se estar errado, que as dimensões de ordenação analisadas não são triviais e são passíveis de interpretação (Pillar, 1998). Por outro lado, com um valor de  $P(\theta_k^o \geq \theta_k^*)$  maior do que o limite  $\alpha$  ( $= 0,1$ ), os eixos de ordenação são verdadeiramente irrelevantes.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Riqueza de espécies de aves

Registraram-se 209 espécies (Tab. 1), sendo 53 apenas nas amostragens qualitativas. Através dos pontos de contagem foram registradas 154 espécies, nas transecções foram registradas 39 espécies e nas contagens totais foram 18 espécies.

A família Tyrannidae foi a que apresentou o maior número de espécies (33 ou 15,8% do total de espécies), seguida pela família Emberizidae (27 ou 12,9%). As famílias Furnariidae (12 espécies, 5,7% do total) e Icteridae (11 ou 5,3%) também foram representadas com mais de 10 espécies. Foram registradas 113 espécies de Passeriformes (54,1% do total de espécies) e 96 espécies de não-passeriformes (45,9%).

Tabela 1. Avifauna registrada no Banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Na seqüência: nome científico, nome popular e situação de ocorrência da espécie na área de estudo [símbolos fora de parênteses indicam a situação apontada por Belton (1994) e entre parênteses refletem os dados dos levantamentos qualitativos e quantitativos do presente estudo]: D = desconhecido, R = residente o ano todo, S = migrante, visitante vindo do cone sul da América do Sul, N = migrante, visitante vindo do Hemisfério Norte, M - migrante residente de primavera/verão (nidifica no RS), # = assume-se migração ou residência, mas sem confirmação, MO = dados sugerem ao menos alguma movimentação regional no outono/inverno, MP = dados sugerem ao menos alguma movimentação regional na primavera/verão.

---

#### ORDEM STRUTHIONIFORMES

##### FAMÍLIA REHIDAE

*Rhea americana* ema R

#### ORDEM TINAMIFORMES

##### FAMÍLIA TINAMIDAE

*Crypturellus obsoletus* Inambuguaçu R

*Nothura maculosa* perdiz R

#### ORDEM PODICIPEDIFORMES

##### FAMÍLIA PODICIPEDIDAE

*Podilymbus podiceps* mergulhão R

#### ORDEM PELECANIFORMES

##### FAMÍLIA PHALACROCORACIDAE

*Phalacrocorax brasilianus* biguá R

#### ORDEM CICONIIFORMES

##### FAMÍLIA ARDEIDAE

*Syrigma sibilatrix* maria-faceira R

*Ardea cocoi* garça-moura R

*Casmerodius albus* garça-branca-grande R

*Bubulcus ibis* garça-vaqueira R

*Egretta thula* garça-branca-pequena R

*Butorides striatus* socozinho M  
*Nycticorax nycticorax* savacu R  
*Tigrisoma lineatum* socó-boi-verdadeiro R  
*Botaurus pinnatus* socó-boi-baio M#(R)  
 FAMÍLIA CICONIIDAE  
*Mycteria americana* cabeça-seca M  
*Ciconia maguari* joão-grande R  
 FAMÍLIA THRESKIORNITHIDAE  
*Phimosus infuscatus* maçarico-de-cara-pelada R  
*Plegadis chihi* maçarico-preto R  
*Theristicus caerulescens* maçarico-real R  
*Theristicus caudatus* curicaca R  
*Platalea ajaja* colhereiro R  
 ORDEM FALCONIFORMES  
 FAMÍLIA CATHARTIDAE  
*Coragyps atratus* urubu-de-cabeça-preta R  
*Cathartes aura* urubu-de-cabeça-vermelha R  
*Cathartes burrovianus* urubu-de-cabeça-amarela R  
 FAMÍLIA ACCIPITRIDAE  
*Elanus leucurus* gavião-peneira R  
*Rostrhamus sociabilis* gavião-caramujeiro R(MP)  
*Circus cinereus* gavião-cinza S(R)  
*Circus buffoni* gavião-do-banhado R  
*Buteogallus urubitinga* gavião-preto R  
*Heterospizias meridionalis* gavião-caboclo R  
*Buteo magnirostris* gavião-carijó R  
*Buteo albicaudatus* gavião-de-rabo-branco R  
 FAMÍLIA FALCONIDAE  
*Caracara plancus* caracará R  
*Milvago chimachima* carrapateiro R  
*Milvago chimango* chimango R  
*Falco sparverius* quiriquiri R  
*Falco femoralis* falcão-de-coleira R  
 ORDEM ANSERIFORMES  
 FAMÍLIA ANATIDAE  
*Dendrocygna bicolor* marreca-caneleira R(MO)  
*Dendrocygna viduata* marreca-piadeira R(MO)  
*Amazonetta brasiliensis* marreca-pé-vermelho R  
*Anas flavirostris* marreca-pardinha R(MO)  
*Anas versicolor* marreca-cricri R(MO)  
 FAMÍLIA ANHIMIDAE  
*Chauna torquata* tachã R  
 ARDEM GALLIFORMES  
 FAMÍLIA CRACIDAE  
*Ortalis guttata* araquã R  
 ORDEM GRUIFORMES  
 FAMÍLIA ARAMIDAE  
*Aramus guarauna* carão R  
 FAMÍLIA RALLIDAE  
*Pardirallus sanguinolentus* saracura-do-banhado R

*Pardirallus nigricans* saracura-sanã R  
*Pardirallus maculatus* saracura-carijô R#  
*Aramides cajanea* três-potes R  
*Aramides ypecaha* saracuraçu R  
*Aramides saracura* saracura-do-brejo R  
*Porzana albicollis* sanã-carijô D(R)  
*Laterallus melanophaius* pinto-d'água-comum R  
*Laterallus leucopyrrhus* pinto-d'água-avermelhado D(R)  
*Gallinula chloropus* galinhola R  
 ORDEM CHARADRIIFORMES  
 FAMÍLIA JACANIDAE  
*Jacana jacana* jaçanã R  
 FAMÍLIA RECURVIROSTRIDAE  
*Himantopus himantopus* pernilongo R  
 FAMÍLIA CHARADRIIDAE  
*Vanellus chilensis* quero-quero R(MP)  
 FAMÍLIA SCOLOPACIDAE  
*Gallinago paraguayiae* narceja R(MO)  
*Gallinago undulata* narcejão  
 FAMÍLIA LARIDAE  
*Phaetusa simplex* trinta-réis-grande R  
 ORDEM COLUMBIFORMES  
 FAMÍLIA COLUMBIDAE  
*Columba picazuro* asa-branca ou pombão R(MO)  
*Zenaida auriculata* pomba-de-bando R  
*Columbina talpacoti* rolinha-roxa R  
*Columbina picui* rolinha-picuí R  
*Leptotila verreauxi* juriti-pupu R  
*Leptotila rufaxilla* juriti-gemeadeira R  
 ORDEM PSITTACIFORMES  
 FAMÍLIA PSITTACIDAE  
*Myiopsitta monachus* caturrita R  
 ORDEM CUCULIFORMES  
 FAMÍLIA CUCULIDAE  
*Coccyzus melacoryphus* papa-lagarta-verdadeiro M  
*Piaya cayana* alma-de-gato R  
*Crotophaga ani* anu-preto R  
*Guira guira* anu-branco R  
*Tapera naevia* saci R  
 ORDEM STRIGIFORMES  
 FAMÍLIA TYTONIDAE  
*Tyto alba* coruja-de-igreja R  
 FAMÍLIA STRIGIDAE  
*Otus choliba* corujinha-do-mato R  
*Otus sanctaecatarinae* corujinha-do-sul R  
*Bubo virginianus* jacurutu R#(R)  
*Speotyto cunicularia* coruja-do-campo R  
*Asio flammeus* mocho-dos-banhados D(MO)  
 ORDEM CAPRIMULGIFORMES  
 FAMÍLIA NYCTIBIIDAE

*Nyctibius griseus* urutau M#(MP)  
 FAMÍLIA CAPRIMULGIDAE  
*Podager nacunda* corucão M  
*Nyctidromus albicollis* bacurau R  
*Hydropsalis torquata* bacurau-tesoura R  
*Eleothreptus anomalus* curiango-do-banhado V(R)  
 ORDEM APODIFORMES  
 FAMÍLIA APODIDAE  
*Streptoprocne zonaris* andorinhão-coleira R  
*Chaetura meridionalis* andorinhão-do-temporal M#(MP)  
 FAMÍLIA TROCHILIDAE  
*Stephanoxis lalandi* beija-flor-de-topete R(MP)  
*Hylocharis chrysurus* beija-flor-dourado R  
 ORDEM CORACIIFORMES  
 FAMÍLIA ALCEDINIDAE  
*Ceryle torquata* martim-pescador-grande R  
*Chloroceryle amazona* martim-pescador-verde R  
*Chloroceryle americana* martim-pescador-pequeno R  
 ORDEM PICIFORMES  
 FAMÍLIA PICIDAE  
*Melanerpes candidus* pica-pau-branco R  
*Veniliornis spilogaster* picapauzinho-verde-carijó R  
*Colaptes melanochloros* pica-pau-verde-barrado R  
*Colaptes campestris* pica-pau-do-campo R  
*Celeus flavescens* joão-velho R  
 ORDEM PASSERIFORMES  
 FAMÍLIA DENDROCOLAPTIDAE  
*Sittasomus griseicapillus* Arapaçu-verde R  
*Lepidocolaptes falcinellus* Arapaçu-escamoso-do-sul R  
 FAMÍLIA FURNARIIDAE  
*Furnarius rufus* joão-de-barro R  
*Schoeniophylax phryganophila* bichoita R(MO)  
*Synallaxis ruficapilla* pichororé R  
*Synallaxis spixi* joão-teneném R  
*Synallaxis cinerascens* pi-puí R  
*Cranioleuca obsoleta* arredio-oliváceo R  
*Certhiaxis cinnamomea* curutié R  
*Phacellodomus erythrophthalmus* joão-botina R  
*Limnornis curvirostris* junqueiro-de-bico-curvo R  
*Limnortyx rectirostris* junqueiro-de-bico-reto R  
*Anumbius annumbi* cochicho R  
*Syndactyla rufosuperciliata* Trepador-quiete R  
 FAMÍLIA FORMICARIIDAE  
*Mackenziaena leachii* brujarara-assobiador R  
*Thamnophilus caerulescens* choca-da-mata R  
*Thamnophilus ruficapillus* choca-de-boné-vermelho R  
 FAMÍLIA CONOPOPHAGIDAE  
*Conopophaga lineata* Chupa-dente R  
 FAMÍLIA RHINOCRYPTIDAE  
*Scytalopus iraiensis* macuquinho-da-várzea (R)

FAMÍLIA TYRANNIDAE

*Camptostoma obsoletum* risadinha R  
*Myiopagis viridicata* guaracava-de-crista-alaranjada M#(MP)  
*Elaenia flavogaster* guaracava-barriga-amarela R  
*Elaenia parvirostris* guaracava-de-bico-curto M  
*Elaenia obscura* tucão R  
*Serpophaga nigricans* João-pobre R  
*Serpophaga subcristata* alegrinho R(MO)  
*Pseudocolopteryx sclateri* tricolino R(MO)  
*Pseudocolopteryx flaviventris* amarelinho-do-junco R(MP)  
*Phylloscartes ventralis* borboletinha-do-mato R  
*Tolmomyias sulphurescens* bico-chato-orelha-preta R  
*Platyrrinchus mystaceus* patinho R  
*Todirostrum plumbeiceps* tororó R  
*Myiophobus fasciatus* Filipe M  
*Lathrotriccus eulerei* enferrujado M  
*Cnemotriccus fuscatus* guaracavuçu M#(MP)  
*Xolmis cinerea* primavera R  
*Xolmis irupero* noivinha R  
*Heteroxolmis dominicana* noivinha-de-rabo-preto R(MO)  
*Knipolegus cyanirostris* maria-preta-bico-azulado R(MO)  
*Hymenops perspicillatus* viuvinha-de-óculos S(R)  
*Arundinicola leucocephala* freirinha R  
*Satrapa icterophrys* suiriri-pequeno R  
*Machetornis rixosus* suiriri-cavaleiro R  
*Myiarchus swainsoni* irré M  
*Pitangus sulphuratus* bem-te-vi R  
*Megarynchus pitangua* neinei M  
*Myiodynastes maculatus* bem-te-vi-rajado M  
*Empidonomus varius* peitica M  
*Tyrannus melancholicus* suiriri M  
*Tyrannus savana* tesourinha M  
*Pachyramphus viridis* caneleirinho-verde R  
*Pachyramphus polychopterus* caneleirinho-preto M

FAMÍLIA PIPRIDAE

*Chiroxiphia caudata* dançador R

FAMÍLIA HIRUNDINIDAE

*Tachycineta leucorrhoa* andorinha-de-testa-branca R  
*Progne tapera* andorinha-do-campo M  
*Progne chalybea* andorinha-doméstica-grande M  
*Notiochelidon cyanoleuca* andorinha-pequena-de-casa R  
*Alopochelidon fucata* andorinha-morena R  
*Hirundo rustica* andorinha-de-bando N  
*Petrochelidon pyrrhonota* andorinha-de-sobre-acanelado N

FAMÍLIA MOTACILIDAE

*Anthus lutescens* caminheiro-zumbidor R

FAMÍLIA TROGLODYTIDAE

*Troglodytes musculus* corruíra R

FAMÍLIA MIMIDAE

*Mimus saturninus* sabiá-do-campo R

*Mimus triurus* calhandra-de-três-rabos S  
 FAMÍLIA MUSCICAPIDAE  
 SUBFAMÍLIA TURDINAE  
*Turdus rufiventris* sabiá-laranjeira R  
*Turdus amaurochalinus* sabiá-poca R  
*Turdus albicollis* sabiá-coleira R  
 SUBFAMÍLIA POLIOPTILINAE  
*Polioptila dumicola* balança-rabo-de-máscara R  
 FAMÍLIA EMBERIZIDAE  
 SUBFAMÍLIA EMBERIZINAE  
*Zonotrichia capensis* tico-tico R  
*Ammodramus humeralis* tico-tico-do-campo R  
*Donacospiza albifrons* tico-tico-do-banhado R  
*Poospiza nigrorufa* quem-te-vestiu R  
*Poospiza lateralis* quiete R  
*Sicalis flaveola* canário-da-terra-verdadeiro R  
*Sicalis luteola* tipio R  
*Emberizoides herbicola* canário-do-campo R  
*Emberizoides ypiranganus* canário-do-brejo R  
*Embernagra platensis* sabiá-do-banhado R  
*Volatinia jacarina* tiziu R  
*Sporophila collaris* coleiro-do-brejo R(MP)  
*Sporophila caerulescens* coleirinho R  
*Oryzoborus angolensis* curió R#(R)  
*Coryphospingus cucullatus* tico-tico-rei R  
*Paroaria coronata* cardeal R  
 SUBFAMÍLIA CARDINALINAE  
*Saltator similis* trinca-ferro-verdadeiro R  
*Cyanoloxia glaucocaeerulea* azulinho R  
*Cyanocompsa brissonii* azulão R  
 SUBFAMÍLIA THRAUPINAE  
*Hemithraupis guira* papo-preto R  
*Tachyphonus coronatus* tiê-preto R  
*Trichothraupis melanops* tiê-de-topete R  
*Thraupis sayaca* sanhaçu-cinzento R  
*Stephanophorus diadematus* sanhaçu-frade R  
*Euphonia chlorotica* fim-fim R  
*Euphonia pectoralis* ferro-velho R  
 SUBFAMÍLIA COEREBINAE  
*Coereba flaveola* cambacica R  
 FAMÍLIA PARULIDAE  
*Parula pitiayumi* mariquita R  
*Geothlypis aequinoctialis* pia-cobra R  
*Basileuterus culicivorus* pula-pula R  
*Basileuterus leucoblepharus* pula-pula-assobiador R  
*Cyclarhis gujanensis* pitiguari R  
 FAMÍLIA VIREONIDAE  
*Vireo olivaceus* juruviara M  
 FAMÍLIA ICTERIDAE  
*Icterus cayanensis* encontro R



*Xanthopsar flavus* veste-amarela R  
*Agelaius thilius* sargento R  
*Agelaius cyanopus* carretão D(MP)  
*Agelaius ruficapillus* Garibaldi R  
*Sturnella superciliaris* polícia-inglesa R(MO)  
*Pseudoleistes guirahuro* chopim-do-brejo R(MO)  
*Pseudoleistes virescens* dragão R(MO)  
*Amblyramphus holosericeus* cardeal-do-banhado R  
*Oreopsar badius* asa-de-telha R  
*Molothrus bonariensis* vira-bosta R  
 FAMÍLIA ESTRILDIDAE  
*Estrilda astrild* bico-de-lacre R

---

A fisionomia que apresentou maior riqueza de aves em todas as estações climáticas foi a de vegetação arbustiva/arbórea pioneira. A estação climática com maior riqueza de aves foi primavera (173), seguida pelo verão (172). Inverno e outono apresentaram a menor riqueza de aves (143 e 148, respectivamente) (Tab. 2).

Tabela 2. Riquezas de espécies por fisionomia e por estação climática, registradas no Banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002.

Fisionomia	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Total
Campo alagado 1	14	20	16	14	25
Campo alagado 2	15	8	14	30	42
Gramíneas altas	44	39	46	68	91
Ciperáceas	37	43	50	66	85
Resteva paludosa	9	22	20	22	49
Resteva seca	29	31	30	32	50
Pastagem	29	22	24	15	44
herbáceas/arbóreas pioneiras	76	76	84	96	133
Mata de restinga	47	47	73	60	87
Todas as fisionomias	148	143	173	172	209

### 3.2 Grupos funcionais de forrageio

Foram encontrados 23 grupos funcionais de forrageio (Anexo 1). Os onívoros e insetívoros foram os que formaram mais grupos funcionais (cinco cada), seguidos pelos granívoros e carnívoros (quatro e três, respectivamente). Detritívoros e piscívoros formaram dois grupos. Já frugívoros e nectarívoros formaram apenas um grupo.

### 3.3 Grupos funcionais de nidificação

Foram encontrados sete grupos funcionais de nidificação, sendo que o grupo das espécies que nidificam em ambientes florestais foi o maior, com 92 espécies (Anexo 2). Os

grupos menos representativos foram o das espécies que nidificam em paredão rochoso (uma espécie) e o das espécies nidoparasitas (duas espécies).

### **3.4 Aves aquáticas**

Foram registradas 60 espécies de aves aquáticas durante o período de estudo (Anexo 3). Dentre todas as fisionomias de áreas úmidas da área de estudo, o banhado com ciperáceas apresentou a maior riqueza de espécies de aves aquáticas em todas as quatro estações climáticas, no período estudado (Fig. 3). Resteva seca, resteva paludosa e campo alagado 2 foram fisionomias com menor riqueza de aves aquáticas durante o outono (três, quatro e quatro, respectivamente), inverno (sete, seis e cinco, respectivamente) e primavera (seis, seis e oito, respectivamente). No verão, as fisionomias que apresentaram as menores riquezas de espécies foram resteva Seca e resteva Paludosa (ambas com seis espécies) (Fig. 3).

### **3.5 Situação de ocorrência das espécies no Banhado dos Pachecos**

Levando em conta a situação de ocorrência verificada no Banhado dos Pachecos, durante o período de estudo, 177 espécies registradas no presente trabalho apresentaram a mesma situação daquela apontada por Belton (1994) para o Rio Grande do Sul: 157 residentes, 17 migrantes residentes de primavera/verão, duas migrantes oriundas do hemisfério norte e uma migrante de inverno oriunda do cone sul da América do Sul (Tab. 1). Outras 32 espécies apresentaram evidências discordantes da situação apontada por Belton (1994) e são apresentadas na Tab. 3.

### **3.6 Espécies ameaçadas de extinção**

Foram registradas 11 espécies ameaçadas de extinção, quatro em nível global (uma em perigo e duas vulneráveis), quatro em nível nacional (uma em perigo e três vulneráveis) e dez em nível regional (três em perigo e sete vulneráveis) (Tab. 4).

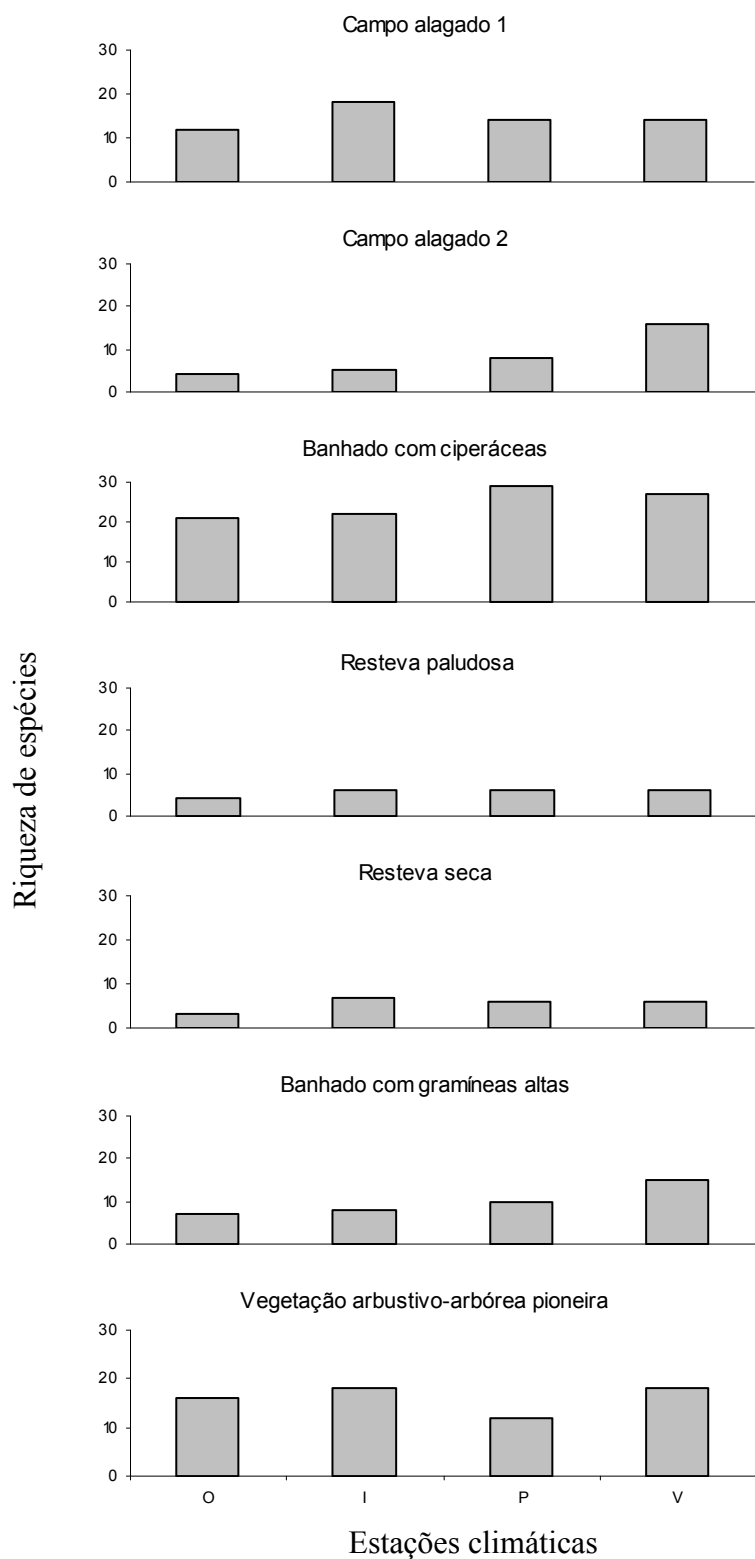


Figura 3. Riqueza de espécies de aves aquáticas em sete fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão.

### 3.7 Abundância das espécies de aves

As abundâncias de todas as espécies registradas através das amostragens quantitativas

são apresentadas na Tab. 5.

Tabela 3. Espécies cuja situação de ocorrência na área de estudo, durante o período de amostragens, mostraram-se discordantes da situação atribuída por Belton (1994) para as mesmas no Rio Grande do Sul. D = desconhecida, V = vagante, R = residente o ano todo, S = migrante, visitante vinda do cone sul da América do Sul, M = Migrante, residente de primavera/verão (nidifica no RS), # = assume-se migração, mas sem confirmação, MO = dados sugerem, ao menos, alguma movimentação regional no outono-inverno, MP = dados sugerem, ao menos, alguma movimentação regional durante o período de primavera/verão.

Belton (1994)	Presente estudo	Espécies
não registrada	R	<i>Scytalopus iraiensis</i>
M#	MP	<i>Nyctibius griseus</i> , <i>Chaetura meridionalis</i> , <i>Myiopagis viridicata</i> , <i>Cnemotriccus fuscatus</i>
M	R	<i>Botaurus pinnatus</i>
D	MO	<i>Asio flammeus</i>
D	MP	<i>Agelaius cyanopus</i>
D	R	<i>Porzana albicollis</i> , <i>Laterallus leucopyrrhus</i>
R	MO	<i>Dendrocygna bicolor</i> , <i>D. viduata</i> , <i>Anas flavirostris</i> , <i>A. versicolor</i> , <i>Gallinago paraguaiiae</i> , <i>Columba picazuro</i> , <i>Schoeniophylax phryganophila</i> , <i>Serpophaga subcristata</i> , <i>Pseudocolopteryx sclateri</i> , <i>Heteroxolmis dominicana</i> , <i>Knipolegus cyanostris</i> , <i>Sturnella superciliaris</i> , <i>Pseudoleistes guirahuro</i> , <i>P. virescens</i>
R	MP	<i>Rostrhamus sociabilis</i> , <i>Vanellus chilensis</i> , <i>Stephanoxis lalandi</i> , <i>Pseudocolopteryx flaviventris</i> , <i>Sporophila collaris</i>
S	MO	<i>Hymenops perspicillatus</i>
S	R	<i>Circus cinereus</i>
V	R	<i>Eleothreptus anomalus</i>

Tabela 4. Espécies ameaçadas de extinção registradas no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 e fisionomias onde foram detectadas. Grau de ameaça: VU = vulnerável, EP = em perigo. Nível de ameaça (entre parênteses): GL = global, BR = Brasil, RS = Rio Grande do Sul. Fisionomias: GA – banhado com gramíneas altas; CI – banhado com ciperáceas; CA1 – campo alagado 1; RS – resteva seca; PA – pastagens; PI – vegetação arbustivo-arbórea pioneira; MR – mata de restinga

Espécie	Nível de ameaça	Fisionomias
<i>Circus cinereus</i>	VU(BR),VU(RS)	GA, CI, RS, PI
<i>Gallinago undulata</i>	VU(RS)	GA, CI
<i>Eleothreptus anomalus</i>	EP(RS)	GA, CI, PA
<i>Limnocittes rectirostris</i>	VU(BR),VU(RS)	CA1, CI, PI
<i>Scytalopus iraiensis</i>	EP(GL),EP(BR)	GA, CI, RS, PI
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	VU(RS)	MR
<i>Heteroxolmis dominicana</i>	VU(GL),VU(RS)	GA, CI, PA
<i>Sporophila collaris</i>	VU(RS)	GA, CI
<i>Oryzoborus angolensis</i>	EP(RS)	GA, PA, MR
<i>Xanthopsar flavus</i>	VU(GL), VU(BR),VU(RS)	PA
<i>Agelaius cyanopus</i>	EP(RS)	CI



Espécies	CA1				CA2				GA				CI				RP				RS				PA				PI				MR				SV				
	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	
<i>Porzana albicollis</i>									X	0,17	0,04	0,3	0,17	0,17	0,12	0,33	0,17	0,25	0,17	0,2	0,09	0,17	0,42	0,33					0,08	0,13	X	0,17									
<i>Laterallus melanophaius</i>									X				0,08	0,08	0,18	0,13													0,29	0,21	0,22	X									
<i>Laterallus leucopyrrhus</i>									0,06	0,11	X	0,17	0,58	0,25	0,18	0,54		0,08											0,08	0,08		0,29									
<i>Laterallus sp</i>												0,04		0,08																0,04		0,04									
<i>Gallinula chloropus</i>	2,5	19	18,5	4,5										0,08	0,12	0,04																									
<i>Jacana jacana</i>	X	5,5	3	1,5		1	10,5						0,25	0,25	0,35	0,17													0,17			0,06	0,08								
<i>Himantopus himantopus</i>	3			1,5																																					
<i>Vanellus chilensis</i>	4,5	0,5	5,5	12,5	2	1,5	2						0,42	0,18	0,25			0,25	0,2	0,09	0,33	X	X	X	X	X	X	X				0,06	0,08								
<i>Gallinago paraguayae</i>									0,12	0,22	X		0,17	0,06	0,04						X	X		0,17	X				0,08	0,06											
<i>Gallinago undulata</i>									X	0,11	X	0,09				X																									
<i>Phaetusa simplex</i>		X																																							
<i>Columba picazuro</i>																													0,33	0,08	X	0,04	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Zenaida auriculata</i>							X		0,23		0,29	0,22	X			0,04													0,33	0,54	0,33	0,63				X					
<i>Columbina talpacoti</i>									0,06	0,17	0,04							X							X	X			0,04	0,08	0,06	0,29		X							
<i>Columbina picui</i>																						X	X	X	X					X											
<i>Leptotila verreauxi</i>									0,06		0,04	0,22	0,17																0,33	0,42	0,56	0,25	X	X	X	X					
<i>Leptotila rufaxilla</i>																															0,11										
<i>Myiopsitta monachus</i>						X																							X		X	0,08					X	X	X	X	
<i>Coccyzus melacoryphus</i>																																								X	
<i>Piaya cayana</i>																																0,04		X							
<i>Crotophaga ani</i>					0,5	2	3			0,04			0,41	0,25							X								0,42		X	0,67									
<i>Guira guira</i>										0,08	0,09		0,47	0,29							0,27	0,08	0,08	0,08	X			0,25		0,39											
<i>Tapera naevia</i>																	X				X	0,08	0,08	0,08				0,08	0,08	X	0,38										
<i>Tyto alba</i>																									X		X														
<i>Otus choliba</i>																																0,04				X					
<i>Otus sanctaecatarinae</i>																															X		X	X	X						
<i>Bubo virginianus</i>																														X	X		X	X	X						
<i>Speotyto cunicularia</i>																									X	X	X														
<i>Asio flammeus</i>													X				0,33																								
<i>Nyctibius griseus</i>																																				X					
<i>Podager nacunda</i>																												X													
<i>Nyctidromus albicollis</i>																										X	X	X	X	0,04		X									
<i>Hydropsalis torquata</i>																										X	X	X		X											
<i>Eleothreptus anomalus</i>									X	0,22	0,04	0,22				0,04									X	X	X	X	0,04												
<i>Streptoprocne zonaris</i>																																				X	X	X	X		
<i>Chaetura meridionalis</i>																																				X			X		
<i>Stephanoxis lalandi</i>																														X		0,08									
<i>Hylocharis chrysura</i>									0,06		0,04	0,04													X	X				X	0,11	0,21		X							
<i>Ceryle torquata</i>																																								X	
<i>Chloroceryle amazona</i>			X																										X												
<i>Chloroceryle americana</i>											X	0,04																	0,04			0,04	X		X	X					
<i>Melanerpes candidus</i>																												X													
<i>Veniliornis spilogaster</i>										0,06																			0,17	0,13	X	0,13	X	X	X	X					
<i>Colaptes melanochloros</i>														0,06																	0,04	X		X							
<i>Colaptes campestris</i>														0,06											X	X	X	X		X											
<i>Celeus flavescens</i>																																				X					
<i>Sittasomus griseicapillus</i>																														X		0,04		X	X	X					
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>											0,04																		0,13	0,04	0,22	0,33	X	X	X	X					
<i>Furnarius rufus</i>									0,29		0,04	0,26		0,08	0,08						0,1	0,36	X		X	X	X	X	0,25	0,17	0,22	0,46	X	X	X	X					
<i>Schoeniophyllax phryganophila</i>													0,17	0,17	0,06	0,17	0,17	0,58	0,33	0,4	0,27	0,33	0,33	0,92																	
<i>Synallaxis ruficapilla</i>																																				X					
<i>Synallaxis spixi</i>									0,06	0,06	0,04	0,13									X			0,08					0,42	0,5	0,44	0,83	X	X	X	X					
<i>Synallaxis cinerascens</i>																															0,11	0,04		X	X	X					
<i>Cranioleuca obsoleta</i>																													0,29	0,08	0,22		X	X	X						
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>									4,5				0,09	1	0,67	0,65	1			0,08									0,5	0,25	0,39	0,38									
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>									0,06			0,04																	0,08	0,33	0,22	0,67	X		X						

Espécies	CA1				CA2				GA				CI				RP				RS				PA				PI				MR				SV							
	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V				
<i>Limnornis curvirostris</i>													X	0,17	0,06	0,38																												
<i>Limnocites rectirostris</i>					1								0,08																X															
<i>Anumbius annumbi</i>													0,17	0,12	0,04						X	0,75			X	X	X	X	X															
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>									0,06				0,04																0,17	0,13	0,06	0,25	X	X	X	X								
<i>Mackenziaena leachi</i>													0,04																X															
<i>Thamnophilus caerulescens</i>									X				0,17																0,5	0,33	0,11	0,5	X	X	X	X								
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>									0,06				0,09																0,25	0,08	0,28	0,38	X	X	X									
<i>Conopophaga lineata</i>									0,06				0,04																0,04	0,17		0,04	X	X	X	X								
<i>Scytalopus iraiensis</i>									0,71	0,72	0,62	1,09	0,25	0,42	0,06	0,58									X				0,29	0,25		0,29												
<i>Camptostoma obsoletum</i>									0,12		0,08														X				0,29	0,17	0,28	0,13	X	X	X	X								
<i>Myiopagis viridicata</i>																																												
<i>Elaenia flavogaster</i>									0,12		0,04	0,04		0,08																			X	0,04	X	X	X	X	X	X				
<i>Elaenia parvirostris</i>													0,04																								0,22	0,46	X		X	X		
<i>Elaenia obscura</i>									0,06	0,06																			0,21	0,25	0,22	0,25	X	X	X	X								
<i>Serpophaga nigricans</i>													0,04	0,08	X	0,12	0,04												X	0,08														
<i>Serpophaga subcristata</i>					2	0,5			0,18	0,11			0,04												0,09	X			0,33	0,54	0,11	0,25	X	X	X	X								
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>													0,17	0,17																														
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>													0,17																															
<i>Phylloscartes ventralis</i>																																					0,06							X
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>																													0,04		X						X			X				X
<i>Platyrinchus mystaceus</i>																																												
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>									0,06	0,06	0,04	0,09																	0,75	0,38	0,33	0,38	X	X	X	X								
<i>Myiophobus fasciatus</i>													0,13																0,04															
<i>Lathrotriccus euleri</i>																																					0,06	0,46	X		X			X
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>																																												
<i>Xolmis cinerea</i>																																												
<i>Xolmis irupero</i>					0,5	X	0,5	0,12		0,04	0,22										X								0,17	X	X	X	X				X	0,06	0,04		X			
<i>Heteroxolmis dominicana</i>										X			X																															
<i>Knipolegus cyanirostris</i>																																												
<i>Hymenops perspicillatus</i>													0,08	X	0,12	0,13	0,33	0,08																										
<i>Arundinicola leucocephala</i>																																												
<i>Satrapa icterophrys</i>									1				0,13				0,04																0,08	0,04	0,06	0,04								X
<i>Machetornis rixosus</i>									1	0,18	0,06		0,17		0,12	0,04									X	X	0,33	X	X	X	X	X	X											
<i>Myiarchus swainsoni</i>													0,13																								0,06	0,29			X	X		
<i>Pitangus sulphuratus</i>					0,5	2			0,06		0,04	0,35	0,08	X	0,29	0,29	0,17	0,17	0,08	0,2	0,09	0,67	0,33	0,08					X				1,08	0,5	0,72	1,17	X	X	X	X				
<i>Megarynchus pitangua</i>																																												
<i>Myiodinastes maculatus</i>																																												
<i>Empidonomus varius</i>																	X																											
<i>Tyrannus melancholicus</i>					0,5				0,04	0,26			0,08																X				0,04		0,22	0,83					X	X		
<i>Tyrannus savana</i>					1				0,12	0,22			X												0,2		0,08	0,08	0,33				X	X										
<i>Pachyramphus viridis</i>																																												
<i>Pachyramphus polychopterus</i>																																												
<i>Chiroxiphia caudata</i>													0,04																				0,04	0,04			X	X	X	X				
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>									X	0,11	0,08	0,04	0,17	0,65	0,08					0,08	0,08							0,17	0,33							0,21	0,06	0,04						
<i>Progne tapera</i>									X		X	0,09												X	0,09			X																
<i>Progne chalybea</i>													0,04	0,13		0,25								X		0,08		X				0,04												
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>													0,13																				X	X										
<i>Alopochelidon fucata</i>									0,65	0,44	0,8	0,83				0,25								0,42	0,3			0,5				X				0,25	0,13	X	0,54					
<i>Hirundo rustica</i>													0,17																															
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>													0,08												X																			
<i>Anthus lutescens</i>													0,04																															
<i>Troglodytes musculus</i>					1				0,06	0,06	0,04	0,13				0,04	X							0,09	0,42	0,17	0,08					0,29	0,42	0,33	0,5	X	X	X	X					
<i>Mimus saturninus</i>													0,06	0,13																			X	X	X	X								
<i>Mimus triurus</i>																																												
<i>Turdus rufiventris</i>													0,06			0,04																X				0,33	0,21	0,06	0,17	X				

Espécies	CA1				CA2				GA				CI				RP				RS				PA				PI				MR				SV			
	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V
<i>Turdus albicollis</i>																													0,29	0,13	0,22	0,08	X	X	X	X				
<i>Polioptila dumicola</i>																													0,21	0,13	0,11	0,38								
<i>Zonotrichia capensis</i>					0,5	X			0,18	0,04	0,09										X								0,33	0,67	0,1	0,36	X	0,33	0,67					
<i>Ammodramus humeralis</i>													0,12	0,13			0,33	0,67	0,1	0,36	X	0,33	0,67																	
<i>Donacospiza albifrons</i>									X				0,58	X	0,13		0,08																							
<i>Poospiza nigrorufa</i>									0,06																				0,13	0,08	0,17	0,04								
<i>Poospiza lateralis</i>																																								
<i>Sicalis flaveola</i>					4								0,04	0,17							X	0,33	X							0,13	X	0,13	X	X	X	X				
<i>Sicalis luteola</i>									7,5	0,23	0,61	1,46	1,17	1,08	5	0,71	3,46	2,5	0,33	1,3	0,55	0,92	0,25	0,58	X				0,13	0,04	0,06	0,13								
<i>Emberizoides herbicola</i>									X	0,11	0,25	0,48	X	0,08			0,08	0,08			0,09	0,17		X					0,04	0,08		0,17								
<i>Emberizoides ypiranganus</i>									1	0,59	0,44	0,33	0,22	0,25	X	0,12	0,04	0,17	X			X	0,5							0,04	0,06									
<i>Embernagra platensis</i>					0,5				0,5	0,06	0,44	0,04	0,26	0,17	0,25	0,18	0,29	0,08	0,58	0,1	0,55	X	X	0,25					0,04	0,08		0,08								
<i>Volatinia jacarina</i>													X				0,25				X	X	0,25	X	0,08							0,21								
<i>Sporophila collaris</i>													0,04				0,06	0,04																						
<i>Sporophila caerulea</i>																																								
<i>Oryzoborus angolensis</i>													0,04																X											
<i>Coryphospingus cucullatus</i>																													0,08	0,29	0,22	0,21	X	X	X	X				
<i>Paroaria coronata</i>																					X																			
<i>Saltator similis</i>																													0,04	0,08	0,11	0,04	X	X	X	X				
<i>Cyanoloxia glaucocaeerulea</i>																														0,04	0,06									
<i>Cyanococcyz brissonii</i>									X				0,17																	X	X	X	X							
<i>Hemithraupis guira</i>																													0,04											
<i>Tachyphonus coronatus</i>																	0,04																							
<i>Trichothraupis melanops</i>																													0,04											
<i>Thraupis sayaca</i>													0,04																0,17	0,08	0,11	0,21	X	X	X	X				
<i>Stephanophorus diadematus</i>									0,06																				0,04	0,04			X		X	X				
<i>Euphonia chlorotica</i>																																								
<i>Euphonia pectoralis</i>																													0,04											
<i>Coereba flaveola</i>																														0,08	X	0,17		X	X	X				
<i>Parula pitayumi</i>																														0,04	X			X	X	X				
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>					0,5				0,5	0,06	0,06	0,21	0,26	0,08	0,08	0,35	0,38	0,5	0,25		0,2	0,36	0,42	X	0,17				0,54	0,75	0,5	0,54	X	X	X	X				
<i>Basileuterus culicivorus</i>																													0,13	X		0,08	X	X	X	X				
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>																													0,33	0,33	0,06	0,38	X	X	X	X				
<i>Cyclarhis gujanensis</i>									X	0,04	X																		0,29	0,25	0,11	0,33	X	X	X	X				
<i>Vireo olivaceus</i>									0,04																															
<i>Icterus cayanensis</i>													0,09								X									X										
<i>Xanthopsar flavus</i>																																								
<i>Agelaius thilius</i>																	0,25	X	0,12	0,17																				
<i>Agelaius cyanopus</i>																																								
<i>Agelaius ruficapillus</i>					60												0,5	10,2	X	0,17																				
<i>Sturnella supercilialis</i>																																								
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>					1,5	2	3	0,18	0,28	0,29	0,78		1,83	0,06	0,25						0,42	X							0,21	X	0,17	0,13								
<i>Pseudoleistes virescens</i>													2,42	1	0,29	X	0,5																							
<i>Amblyramphus holosericeus</i>													X	X	0,12																									
<i>Oreopsar badius</i>					0,5								0,33		0,04														1,2	0,27		0,5	X	X	X					
<i>Molothrus bonariensis</i>													0,17	X	X																			X	X					
<i>Estrilda astrild</i>									X																					0,33	0,25									
não identificadas					4				0,5	1,5	0,18		0,3	0,17	0,33		0,17	0,17	0,08	0,17									0,17	0,04	0,11	0,21								



A Fig. 4 apresenta o índice pontual de abundância (IPA) da avifauna em cinco fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos ao longo das quatro estações climáticas. Os maiores IPAs nos períodos de outono, primavera e verão foram registradas na vegetação herbáceo-arbórea pioneira. No inverno, os maiores IPAs se concentraram no banhado com ciperáceas e na resteva seca. As abundâncias nessas duas fisionomias mantiveram-se relativamente estáveis nas outras estações climáticas. O banhado com gramíneas altas apresentou aumento do IPA do outono para o inverno, decrescendo na primavera e aumentando novamente no verão. O IPA na resteva paludosa também apresentou aumento no inverno em relação ao outono, sofrendo uma queda na primavera e voltando a aumentar no verão.

A Fig. 5 mostra os índices pontuais de abundância (IPA) dos grupos funcionais de forrageio em diferentes fisionomias de áreas úmidas ao longo das quatro estações climáticas estudadas.

No campo alagado 1, os onívoros que forrageiam em áreas úmidas constituíram os maiores IPAs em todas as estações climáticas. Carnívoros de áreas úmidas e onívoros campestres também tiveram alguma representatividade ao longo das quatro estações climáticas.

Os onívoros que forrageiam em áreas úmidas também apresentaram altos IPAs no campo alagado 2, no outono e verão e no banhado com ciperáceas e resteva seca, no inverno.

Os carnívoros de áreas úmidas apresentaram os maiores IPAs nos campos alagados 1 e 2 ao longo de todas as estações climáticas.

Os insetívoros de áreas úmidas foram mais abundantes no banhado com gramíneas altas e no banhado com ciperáceas.

Os onívoros campestres apresentaram os maiores IPAs nos campos alagados 1 e 2.

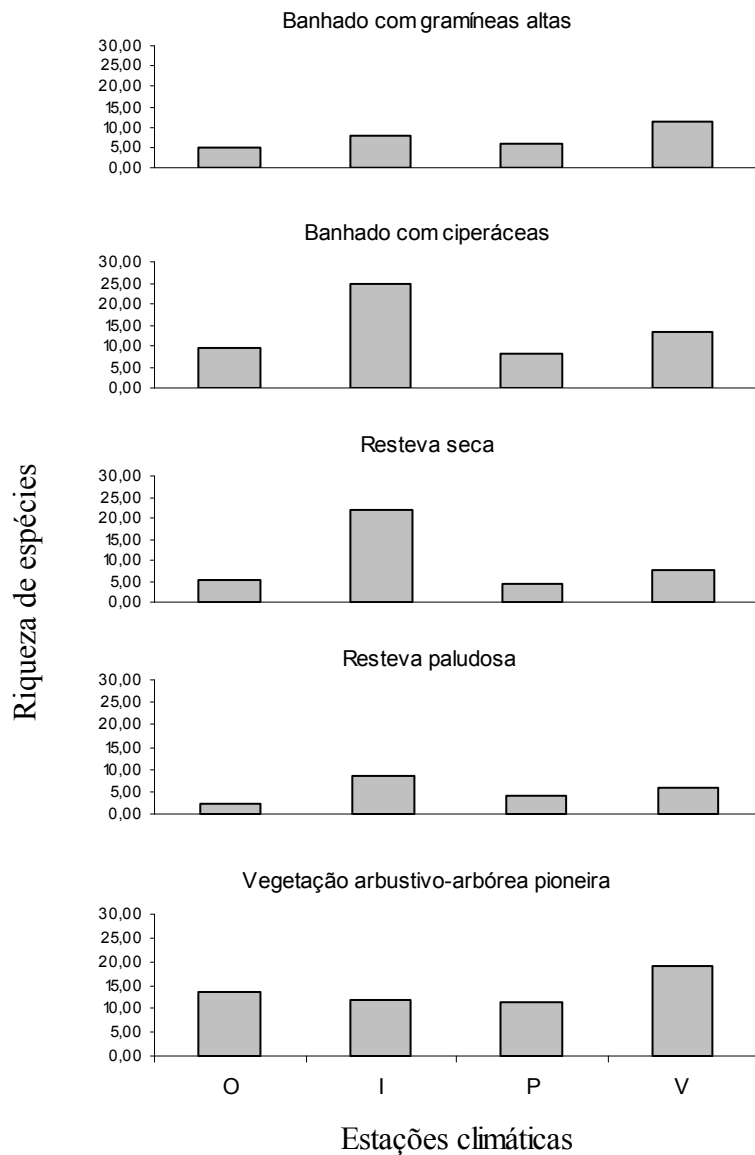
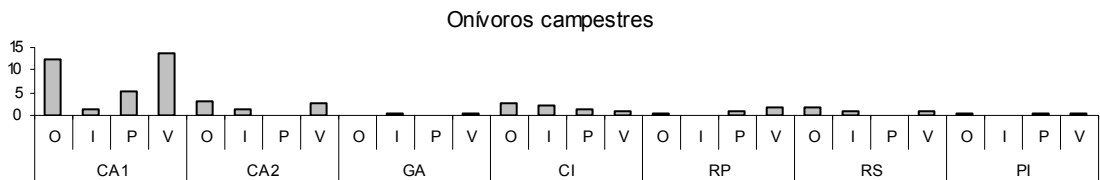
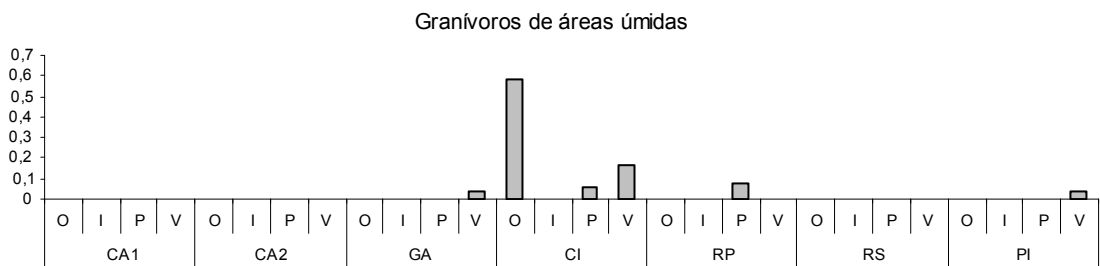
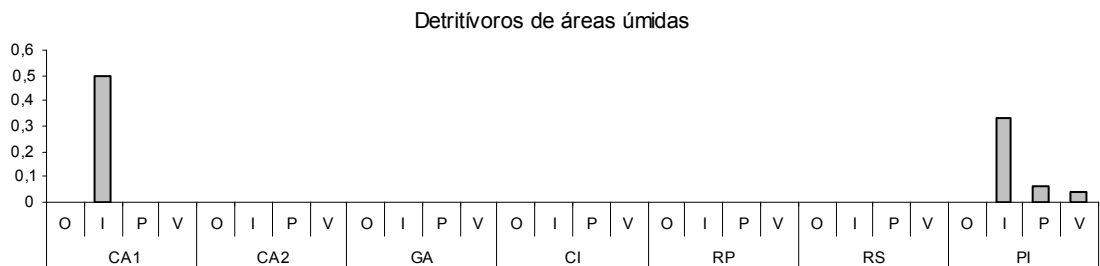
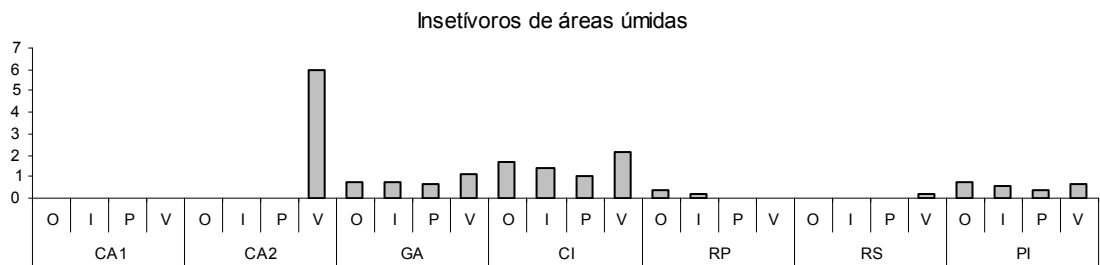
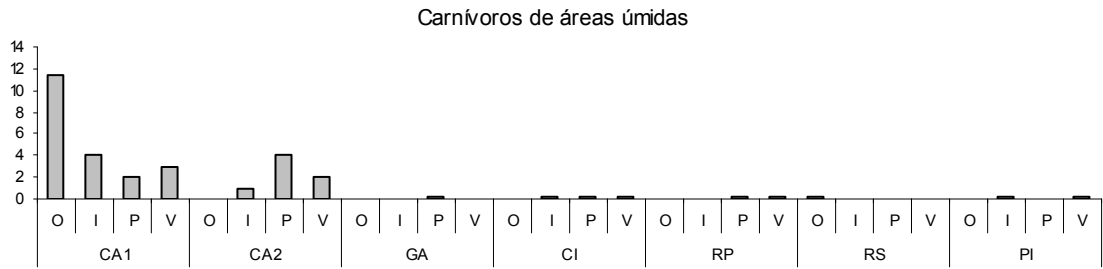
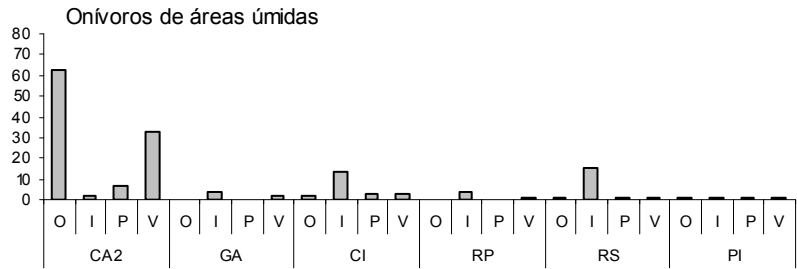
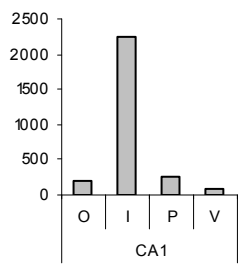


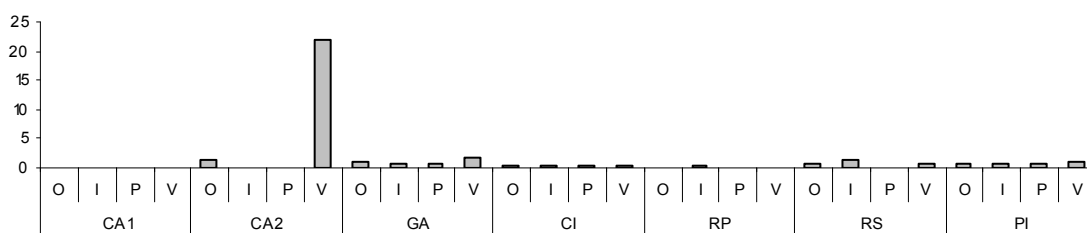
Figura 4. Índice pontual de abundância da avifauna em cinco fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão. Os gráficos não estão na mesma escala.

Índice pontual de abundância

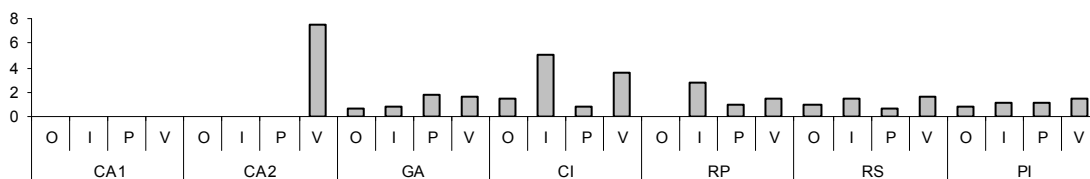


Índice pontual de abundância

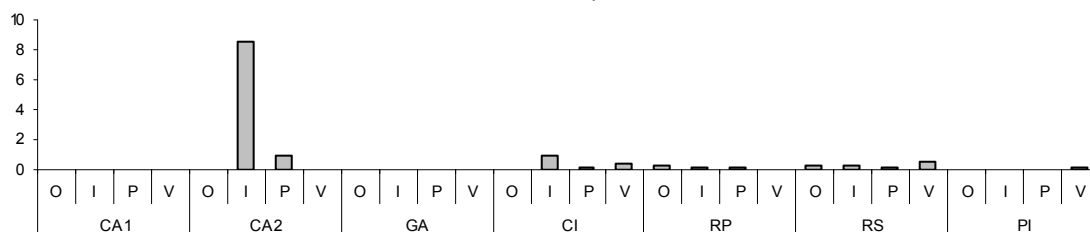
Insetívoros campestres



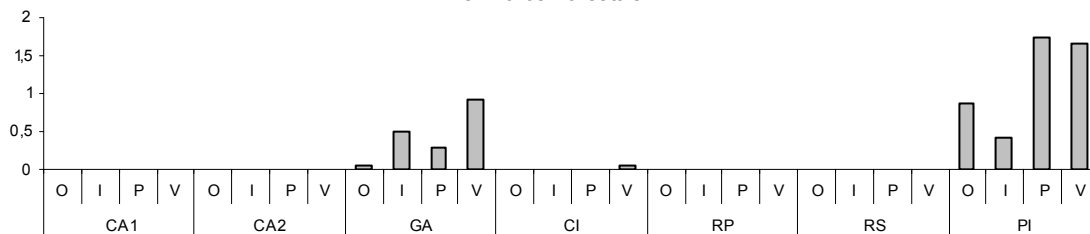
Granívoros campestres



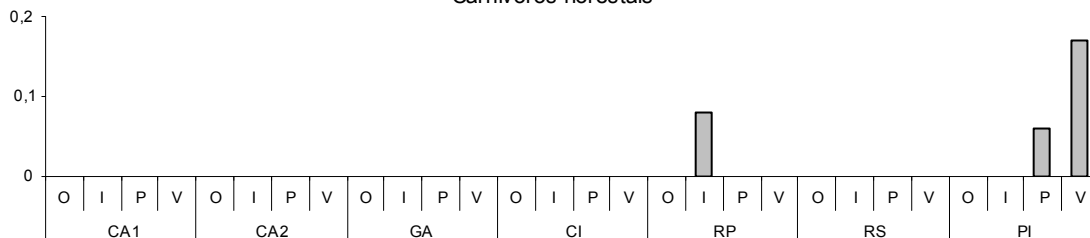
Carnívoros campestres



Onívoros florestais

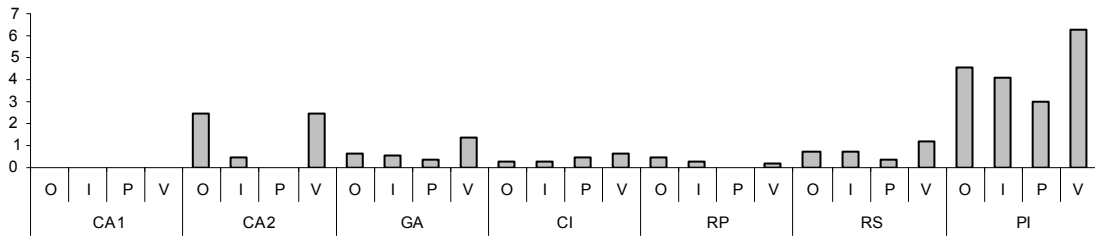


Carnívoros florestais

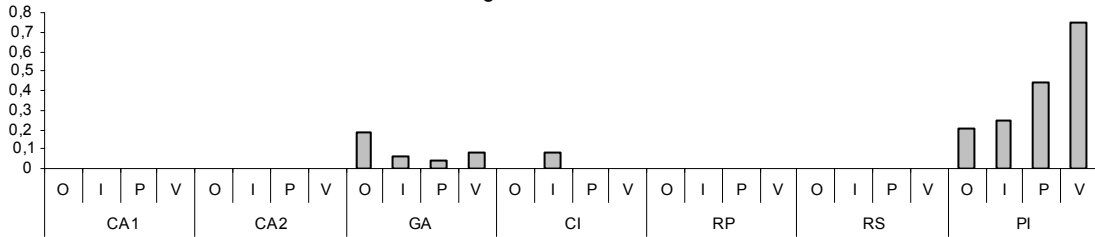


Índice pontual de abundância

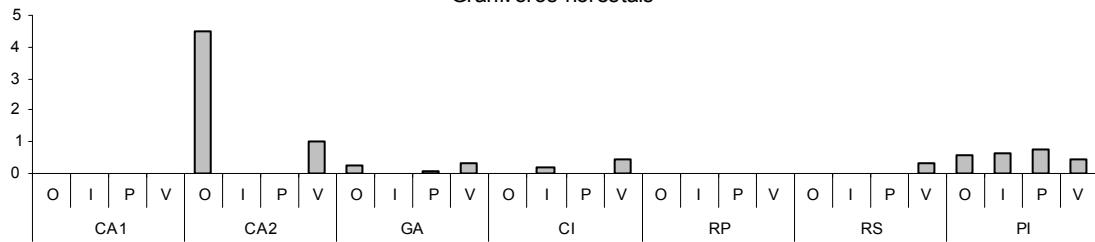
Insetívoros florestais



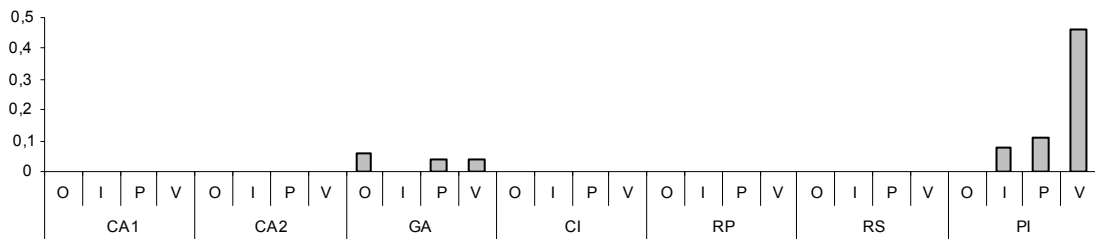
Frugívoros florestais



Granívoros florestais



Nectarívoros florestais



Onívoros aerícolas



Índice pontual de abundância

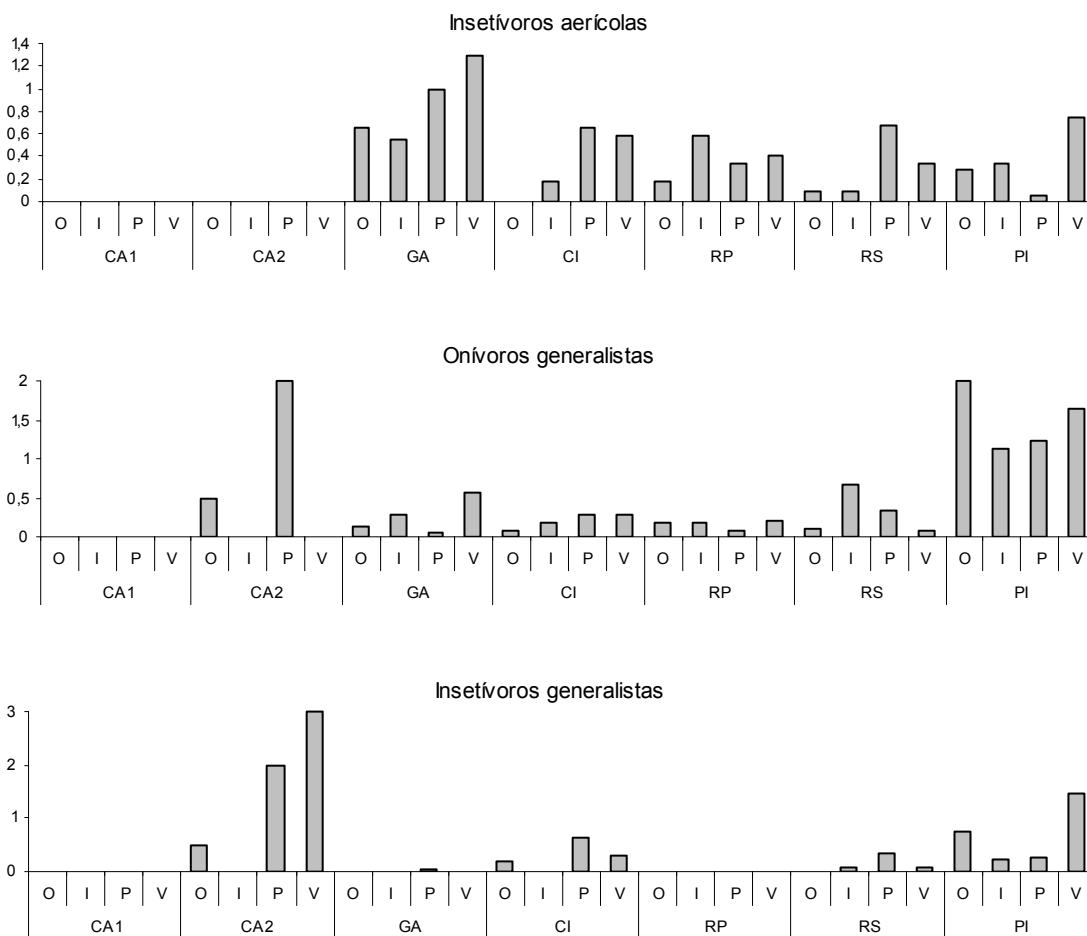


Figura 5. Índice pontual de abundância dos grupos funcionais de forrageio em sete fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1; CA2 = campo alagado 2; GA = banhado com gramíneas altas; CI = banhado com ciperáceas; RP = resteva paludosa; RS = resteva seca; PI = vegetação arbustivo-arbórea pioneira. Os gráficos não estão na mesma escala. Índices pontuais de abundância de onívoros de áreas úmidas nos campos alagados 1 e 2 foram representados em um gráfico a parte pela desproporcionalidade da escala em relação às outras fisionomias.

Os granívoros campestres apresentaram uma distribuição irregular de IPAs ao longo das fisionomias estudadas, com exceção dos campos alagados 1 e 2, onde se fizeram representar apenas no verão (campo alagado 2).

Os carnívoros campestres apresentaram altos IPAs no campo alagado 2 durante o inverno e a primavera, em relação a esse mesmo grupo funcional em outras estações climáticas e em outras fisionomias.

Os grupos funcionais de detritívoros, frugívoros e nectarívoros tiveram baixos IPAs em todas as fisionomias e em todas as estações climáticas.

A Fig. 6 apresenta os índices pontuais de abundância (IPAs) dos grupos funcionais de nidificação da avifauna do Banhado dos Pachecos em diferentes fisionomias de áreas úmidas ao longo das quatro estações climáticas estudadas.

O grupo funcional das espécies que nidificam em áreas úmidas apresentou um IPA desproporcional no campo alagado 1 (inverno, primavera e verão) e campo alagado 2 (outono e verão), em relação ao mesmo grupo nas outras fisionomias

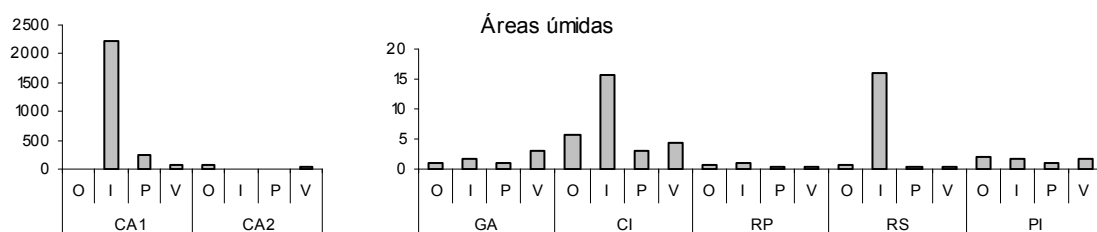
O grupo funcional das espécies que nidificam em áreas campestres esteve representado em todas as fisionomias ao longo das quatro estações climáticas, sendo menos abundante na vegetação arbustivo-arbórea pioneira..

As espécies que nidificam em ambientes florestais apresentaram maiores IPAs nos campos alagados 1 e 2 e na vegetação arbustivo-arbórea pioneira.

As espécies generalistas quanto ao ambiente de nidificação só não se fizeram representadas no campo alagado 1, mostrando-se mais abundantes no campo alagado 2 em todas as estações climáticas.

Espécies nidoparasitas foram amostradas apenas no banhado com ciperáceas durante o inverno.

Espécies que nidificam em barrancos e em paredões rochosos apresentaram baixos IPAs.



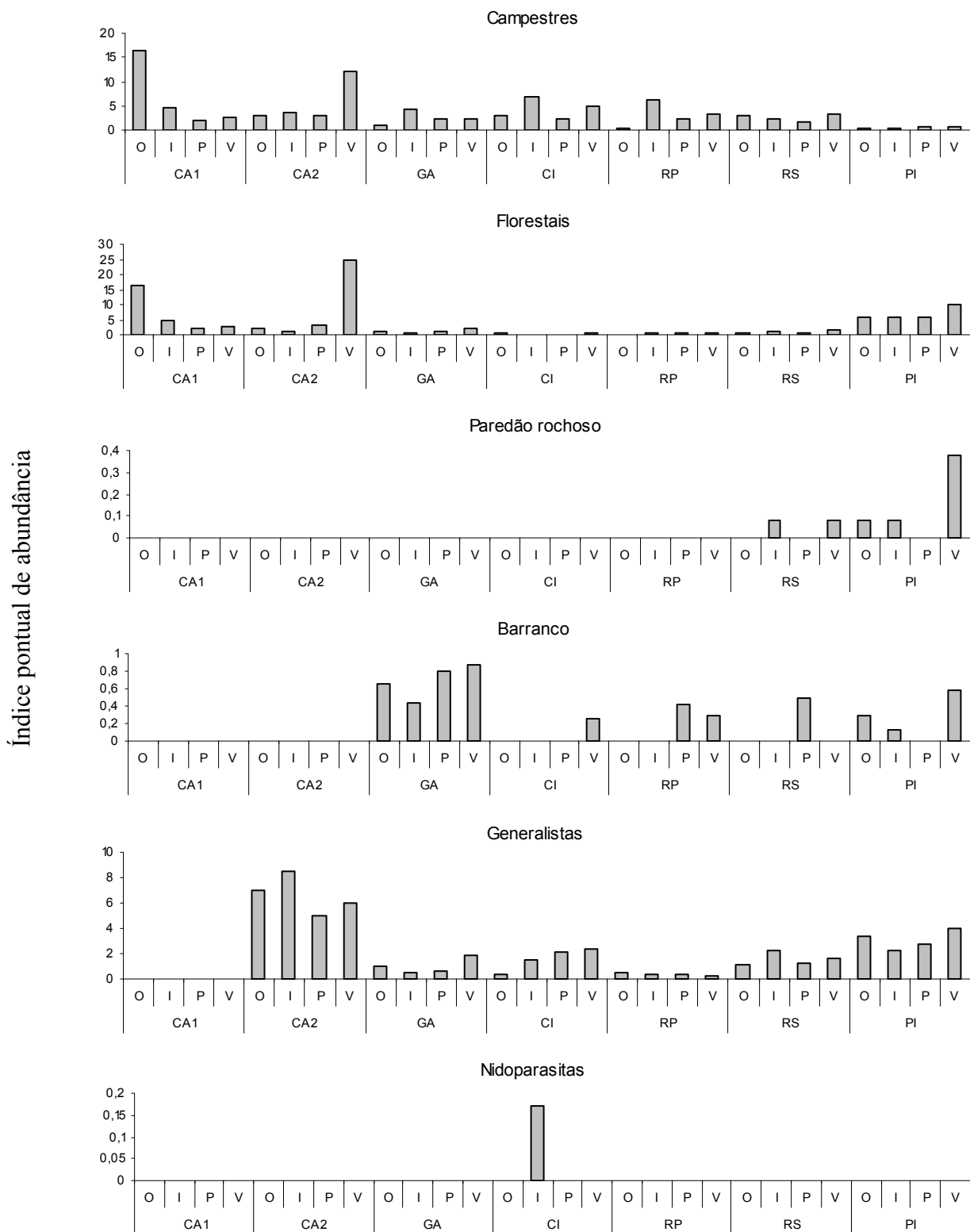


Figura 6. Índice pontual de abundância dos grupos funcionais de nidificação em sete fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1; CA2 = campo alagado 2; GA = banhado com gramíneas altas; CI = banhado com ciperáceas; RP = resteva paludosa; RS = resteva seca; PI = vegetação arbustivo-arbórea pioneira. Os gráficos não estão na mesma escala. Índices pontuais de abundância de espécies que nidificam em áreas úmidas



nos campos alagados 1 e 2 foram representados em um gráfico à parte pela desproporcionalidade da escala em relação às outras fisionomias.

A Fig. 7 apresenta os índices pontuais de abundância (IPAs) das espécies de aves aquáticas do Banhado dos Pachecos em diferentes fisionomias de áreas úmidas ao longo das quatro estações climáticas estudadas.

O banhado com gramíneas altas apresentou o maior IPA de aves aquáticas em todas as estações climáticas em relação às outras fisionomias amostradas. A resteva seca apresentou um pico de abundância de aves aquáticas durante o inverno e se mostrou relativamente estável ao longo das outras estações climáticas.

A variação da abundância de aves aquáticas no banhado com ciperáceas apresentou uma tendência de crescimento da primavera para o outono, inverno e verão, quando apresentou o maior IPA.

Resteva seca apresentou um pico de abundância no inverno, mantendo-se baixo nas outras estações climáticas.

Resteva paludosa apresentou IPAs mais altos durante outono e inverno, diminuindo na primavera e verão.

Vegetação arbustivo-arbórea pioneira apresentaram IPAs uma tendência decrescente do inverno para a primavera, voltando a crescer no verão e outono.

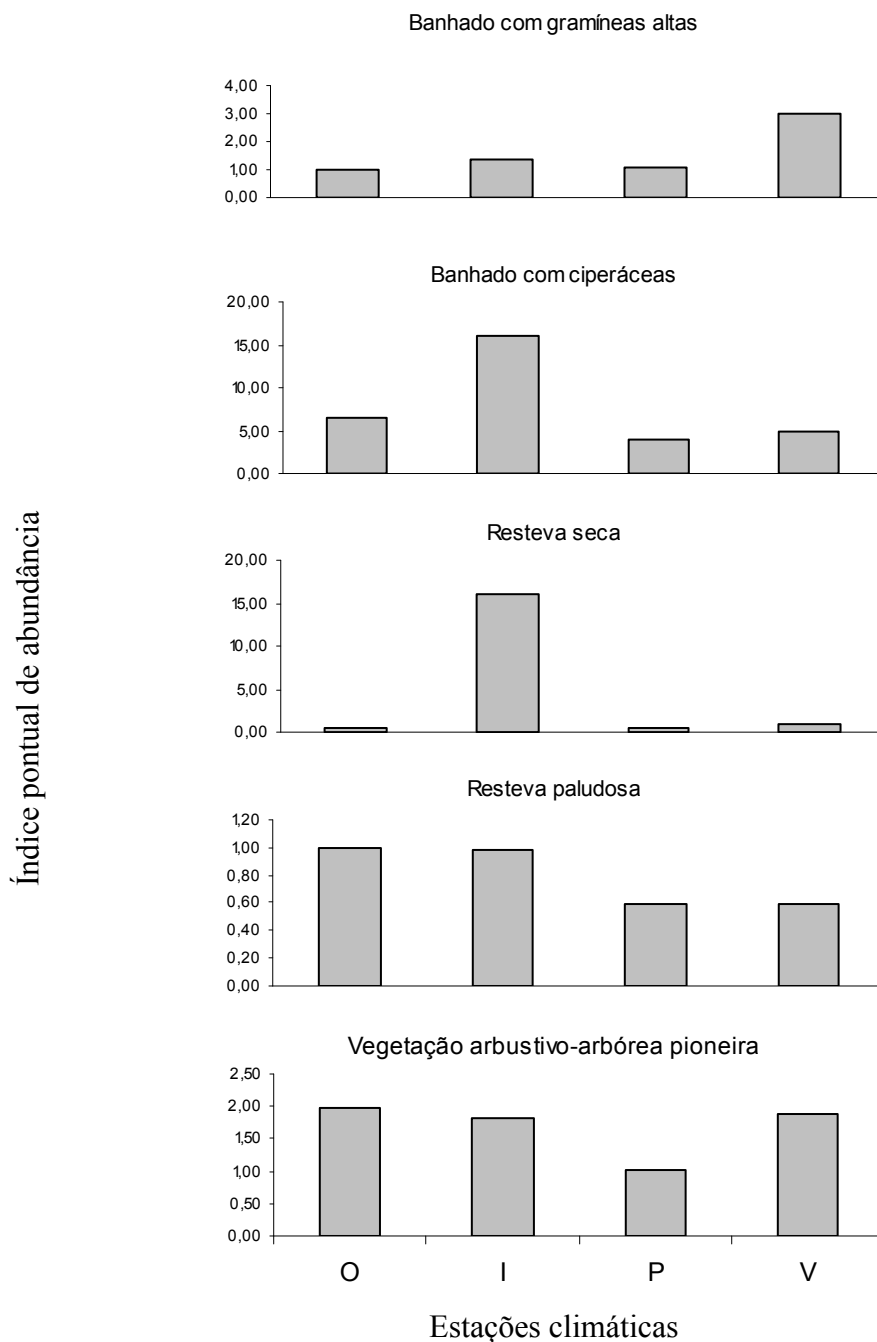


Fig. 7. Índice pontual de abundância de espécies de aves aquáticas em cinco fisionomias de áreas úmidas no Banhado dos Pachecos ao longo de quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão. Os gráficos não estão na mesma escala.

### 3.8 Análise de agrupamentos

As reamostragens “bootstrap” mostraram que todos os agrupamentos apresentaram nitidez quando partidos em três grupos (Tab. 6). Outono, inverno e primavera também apresentaram uma probabilidade maior que o limite considerado para serem separados, com

nitidez, em quatro grupos, mas, como os valores ficaram muito próximos do limite  $\alpha$ , optou-se por efetuar todas as partições em três grupos.

Tabela 6. Probabilidades  $P(G^\circ \leq G^*)$  geradas em 10000 iterações de reamostragem “bootstrap”, para avaliar a nitidez das partições em grupos das fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, nas quatro estações climáticas, no período de dezembro de 2001 a dezembro de 2002.

Estação / grupos	2 grupos	3 grupos	4 grupos	5 grupos
Outono	0,2629	0,1409	0,1032	<b>0,0697</b>
Inverno	0,2556	0,1768	0,1228	<b>0,0799</b>
Primavera	0,2935	0,1572	0,1077	<b>0,0636</b>
Verão	0,2676	0,1033	<b>0,0811</b>	<b>0,0718</b>

Valores em negrito se encontram abaixo do limite  $\alpha$  ( $= 0,1$ ).

As figuras 8 a 11 apresentam os agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas formados com base na riqueza de espécies de aves em cada uma das estações climáticas estudadas e os respectivos planos de corte separando as fisionomias em três grupos.

A vegetação arbustiva/arbórea pioneira formou um agrupamento isolado em todas as estações climáticas. Os pares de fisionomias campo alagado 1 e campo alagado 2, resteva seca e resteva paludosa, sempre estiveram no mesmo agrupamento em todas as estações climáticas. Banhado com ciperáceas e banhado com gramíneas altas só não participaram do mesmo agrupamento na primavera, quando a última formou um agrupamento isolado.

No outono e no verão, as restevas foram agrupadas juntamente com os campos alagados. Já no inverno, as restevas se agruparam ao banhado com gramíneas altas e banhado com ciperáceas. Na primavera, a composição de espécies de aves nas restevas apresentou maior semelhança com os campos alagados.

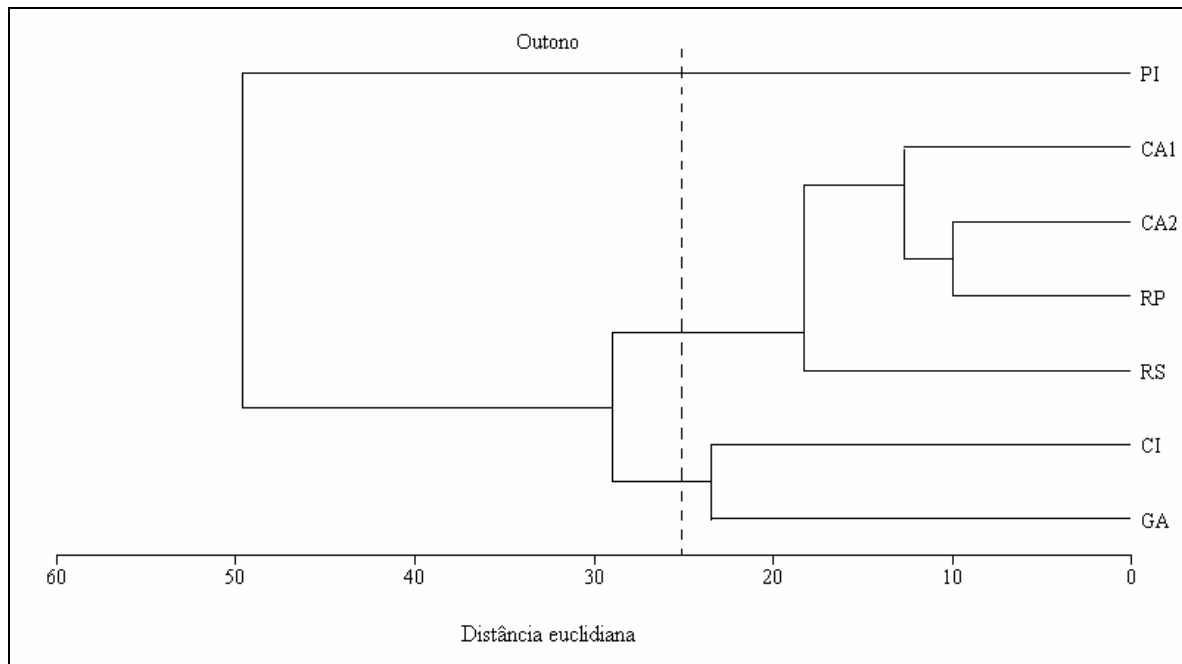


Figura 8. Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o outono de 2002. A linha pontilhada apresenta o plano de corte particionando as fisionomias em três grupos. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1, CA2 = campo alagado 2, GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

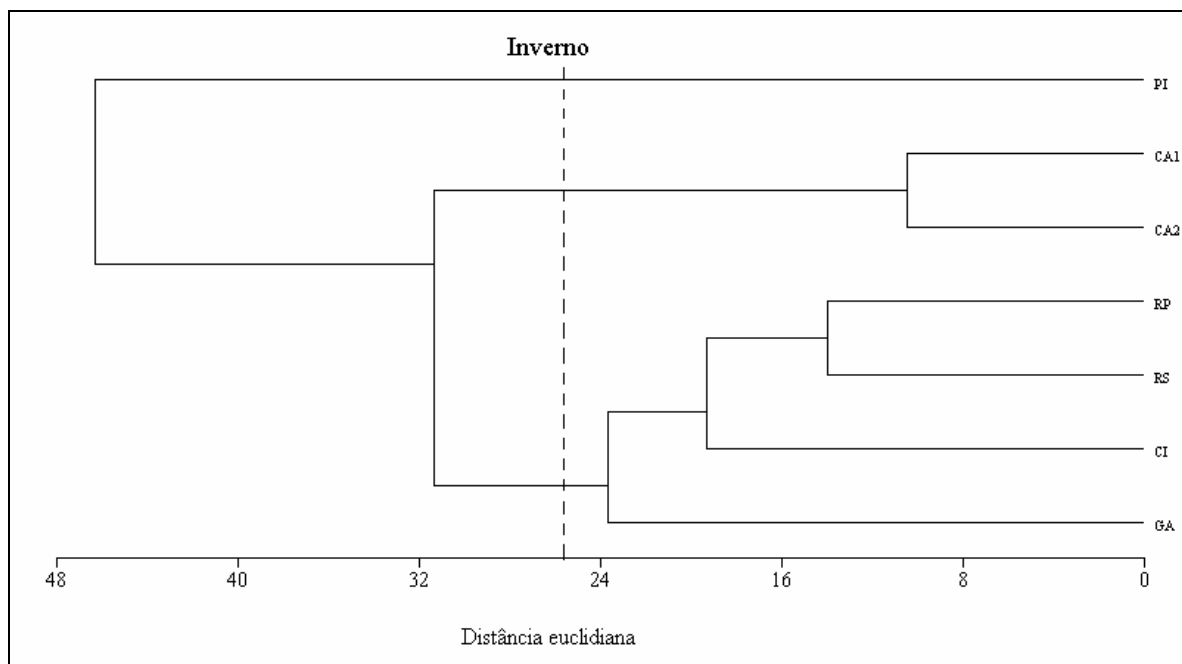


Figura 9. Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o inverno de 2002. A linha pontilhada apresenta o plano de corte particionando as fisionomias em três grupos. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1, CA2 = campo alagado 2, GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

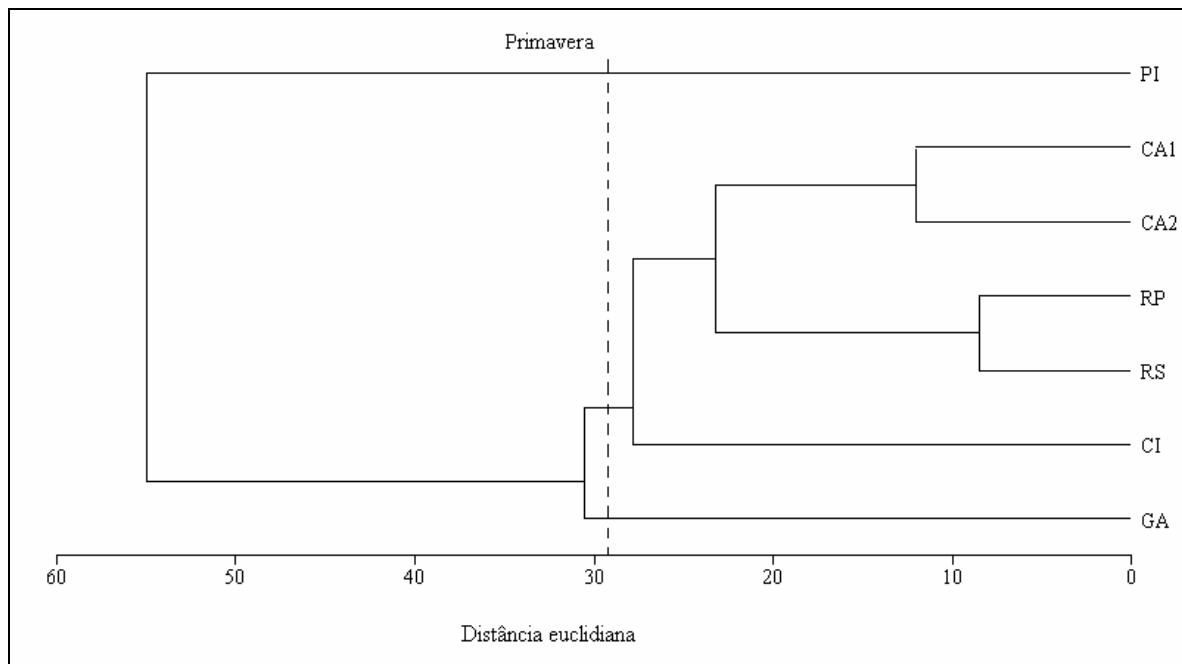


Figura 10. Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante a primavera de 2002. A linha pontilhada apresenta o plano de corte particionando as fisionomias em três grupos. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1, CA2 = campo alagado 2, GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

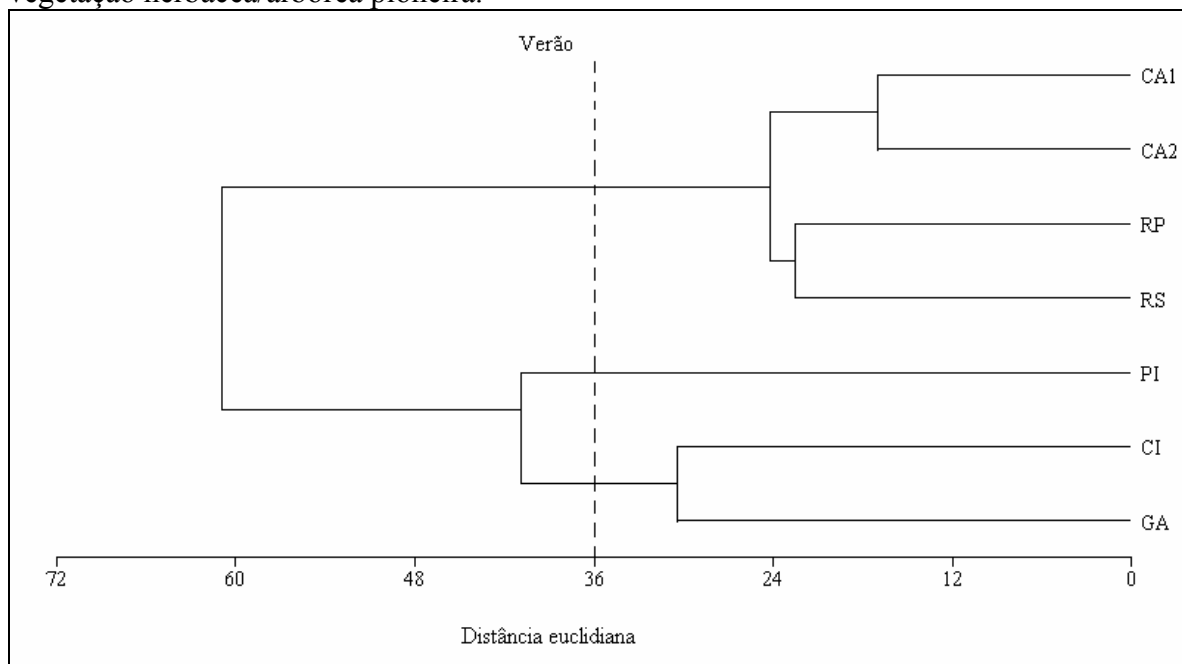


Figura 11. Agrupamentos de fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos, formados com base na riqueza de espécies de aves durante o verão de 2001/2002. A linha pontilhada apresenta o plano de corte particionando as fisionomias em três grupos. Fisionomias: CA1 = campo alagado 1, CA2 = campo alagado 2, GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

### 3.9 Análises de ordenação

As figs. 12 a 15 mostram os resultados da avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais, obtidos por reamostragem “Bootstrap” da composição total de espécies de aves, das os grupos funcionais de forrageio e de nidificação e da composição de aves aquáticas registradas em fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos nas estações climáticas estudadas.

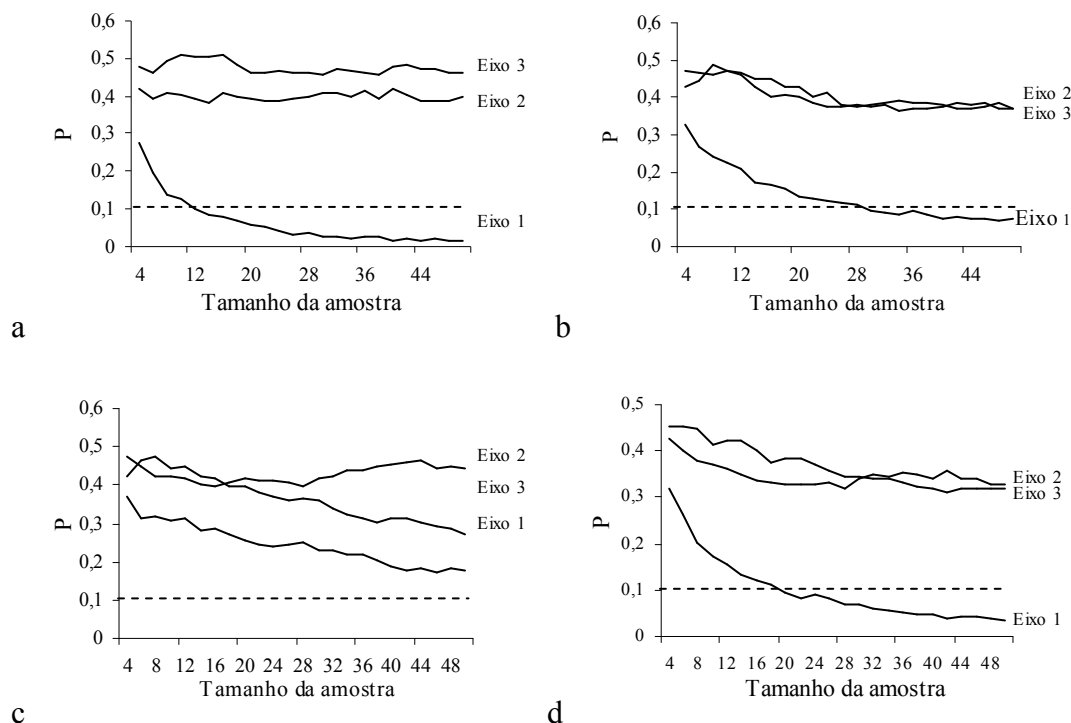


Figura 12. Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais, obtidos por reamostragem “Bootstrap” da composição de espécies de aves registradas em fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos em quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 (a = outono, b = inverno, c = primavera, d = verão). Intervalos de confiança de 90% ( $P = 0,1$ ) foram gerados em 1000 iterações de reamostragem “bootstrap”. Probabilidade:  $P(\theta^0 \geq \theta^*)$ .

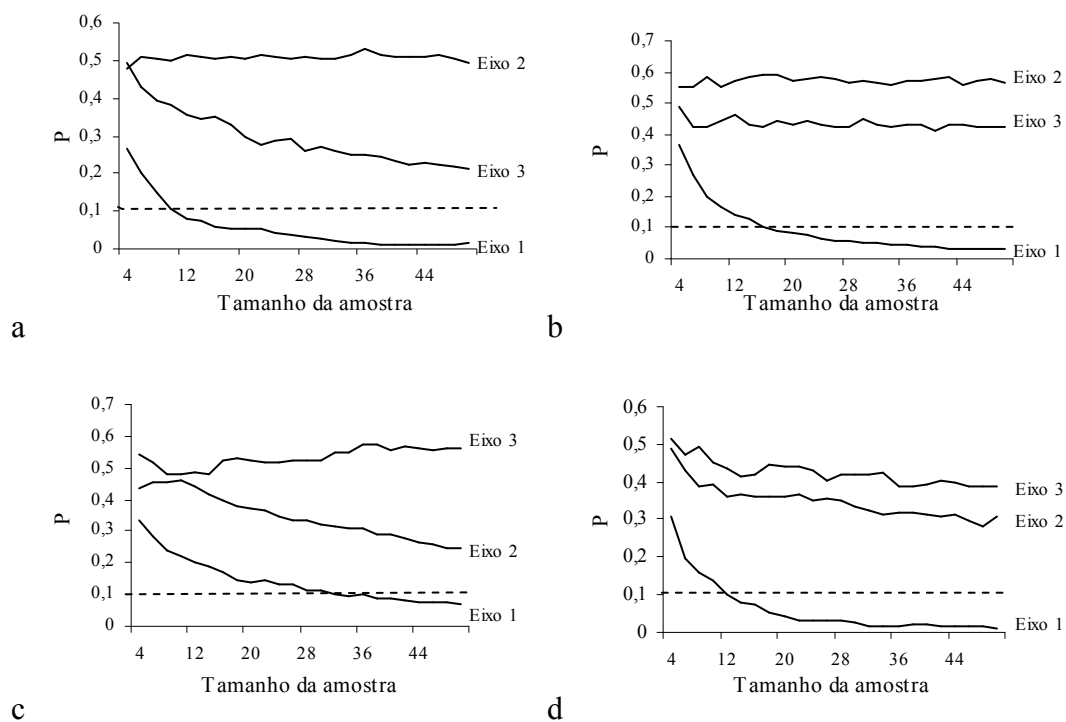


Figura 13. Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais, obtidos por reamostragem “Bootstrap” dos grupos funcionais de forrageio registrados em fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos em quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 (a = outono, b = inverno, c = primavera, d = verão). Intervalos de confiança de 90% ( $P = 0,1$ ) foram gerados em 1000 iterações de reamostragem “bootstrap”. Probabilidade:  $P(\theta^0 \geq \theta^*)$ .

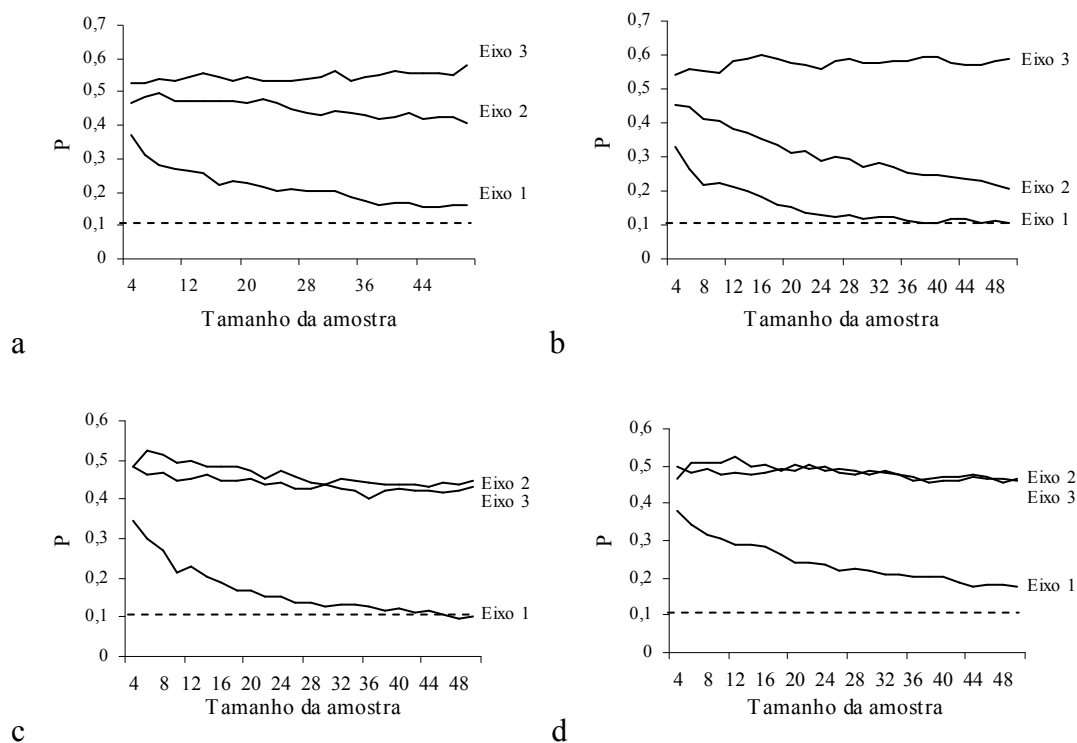


Figura 14. Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais, obtidos por reamostragem “Bootstrap” dos grupos funcionais de nidificação registrados em fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos em quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 (a = outono, b = inverno, c = primavera, d = verão). Intervalos de confiança de 90% ( $P = 0,1$ ) foram gerados em 1000 iterações de reamostragem “bootstrap”. Probabilidade:  $P(\theta^0 \geq \theta^*)$ .



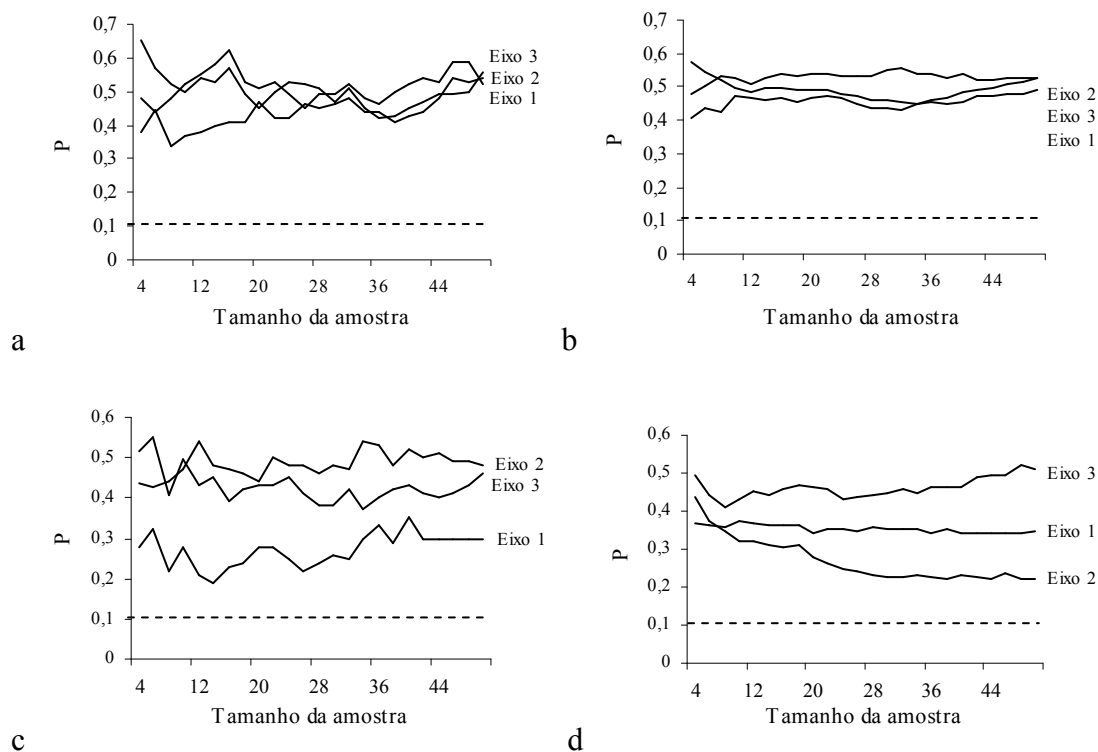


Figura 15. Avaliação da significância dos eixos de ordenação da análise de coordenadas principais, obtidos por reamostragem “Bootstrap” das espécies de aves aquáticas registradas em fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos em quatro estações climáticas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 (a = outono, b = inverno, c = primavera, d = verão). Intervalos de confiança de 90% ( $P = 0,1$ ) foram gerados em 1000 iterações de reamostragem “bootstrap”. Probabilidade:  $P(\theta^0 \geq \theta^*)$ .

De acordo com as análises de significância apresentadas, os eixos 2 e 3 em todas as ordenações realizadas apresentaram alta probabilidade de serem irrelevantes. Também o eixo 1 para as ordenações da composição total de espécies na primavera outono (Fig. 12c), da composição de e grupos funcionais de nidificação no outono e no verão (Fig. 14a, 14d) e para todas as ordenações realizadas com a composição de espécies aquáticas (Fig. 15 a-d) apresentou uma alta probabilidade de ser irrelevante. Somente nas os grupos funcionais de forrageio, o eixo 1 foi significativo em todas as estações climáticas

As figs. 16 a 19 apresentam as projeções dos dois primeiros eixos de ordenação, baseados na composição total de espécies, grupos funcionais de forrageio e nidificação e composição de aves aquáticas, obtidos através de análise de coordenadas principais, que mostram a ordenação de 50 unidades amostrais, representando cinco fisionomias de áreas

úmidas estudadas (banhados com ciperáceas e gramíneas altas, restevas seca e paludosa e vegetação arbustivo-arboórea pioneira).

De um modo geral, as unidades amostrais não apresentaram tendências definidas de ordenação. A vegetação arbustiva/arbórea foi a única fisionomia que apresentou uma maior segregação da maioria das suas unidades amostrais, em relação às outras fisionomias.

Nota-se, em algumas ordenações, principalmente ao se analisar a composição total da avifauna (figs. 16 a-d) uma transição entre as unidades amostrais, formando um gradiente que vai daquelas unidades amostrais que representam fisionomias de vegetação pioneira, até aquelas que representam fisionomias campestres, passando pelos ambientes palustres. Esse gradiente possui uma sobreposição maior ou menor de unidades amostrais de uma determinada fisionomia ordenadas próximas de unidades amostrais de outras fisionomias. A maior sobreposição pode ser observada na ordenação baseada na composição de espécies aquáticas, onde não é possível observar nenhuma ordenação definida em nenhuma das estações climáticas estudadas (figs. 19 a-d).

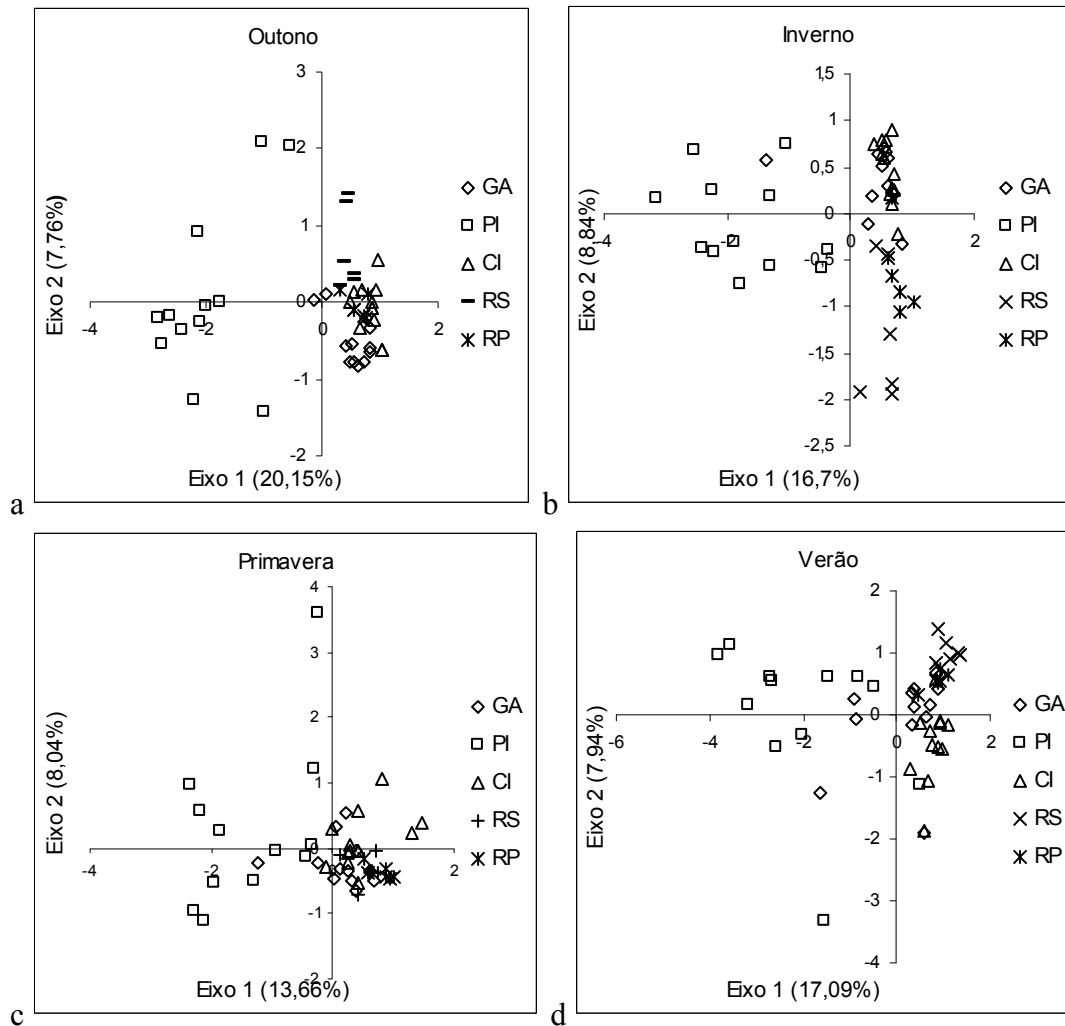


Figura 16. Representações dos dois primeiros eixos de ordenação através de análise de coordenadas principais, mostrando a ordenação de 50 unidades amostrais, representando cinco fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos. A ordenação se baseia na composição da avifauna em quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Fisionomias: GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

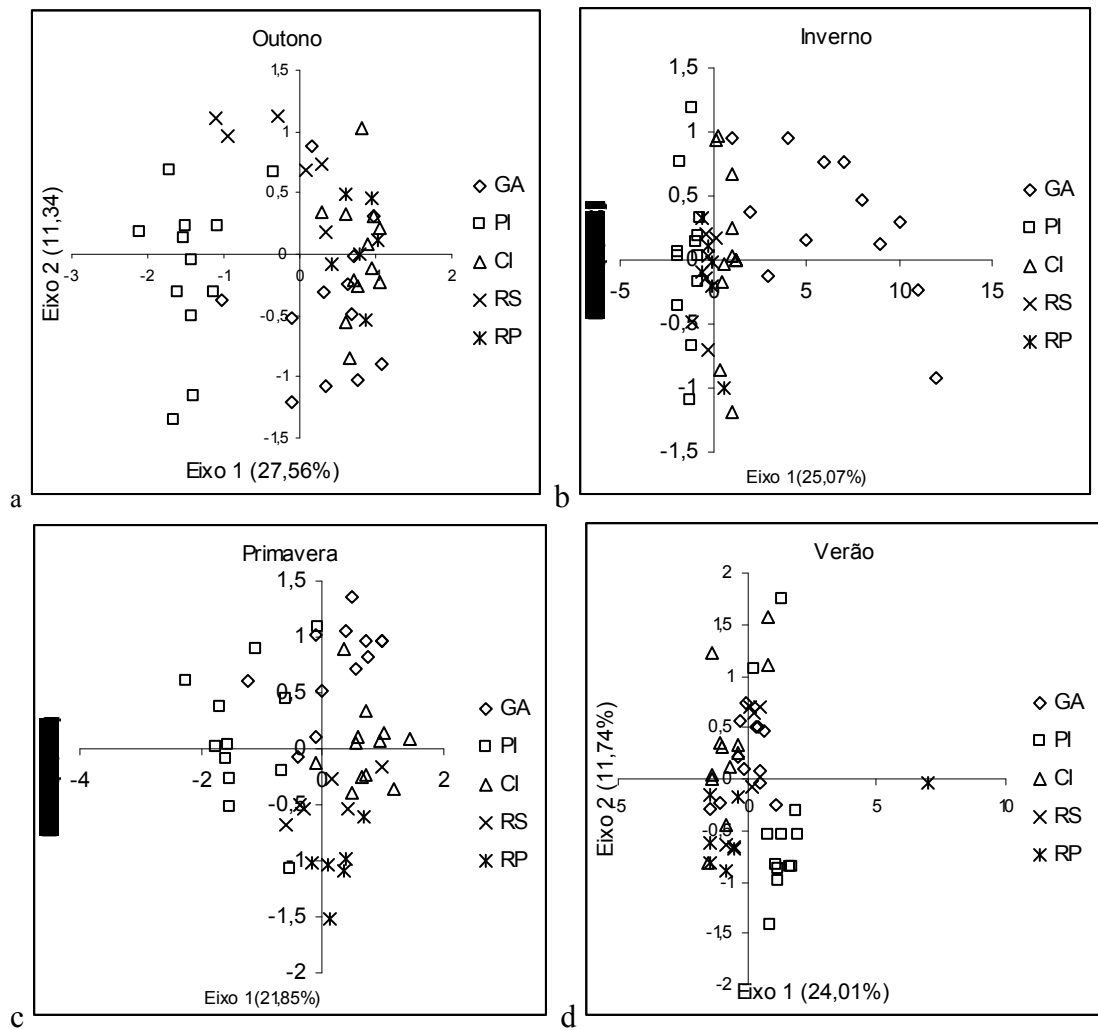


Figura 17. Representações dos dois primeiros eixos de ordenação através de análise de coordenadas principais, mostrando a ordenação de 50 unidades amostrais, representando cinco fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos. A ordenação se baseia nos grupos funcionais de forrageio em quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Fisionomias: GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

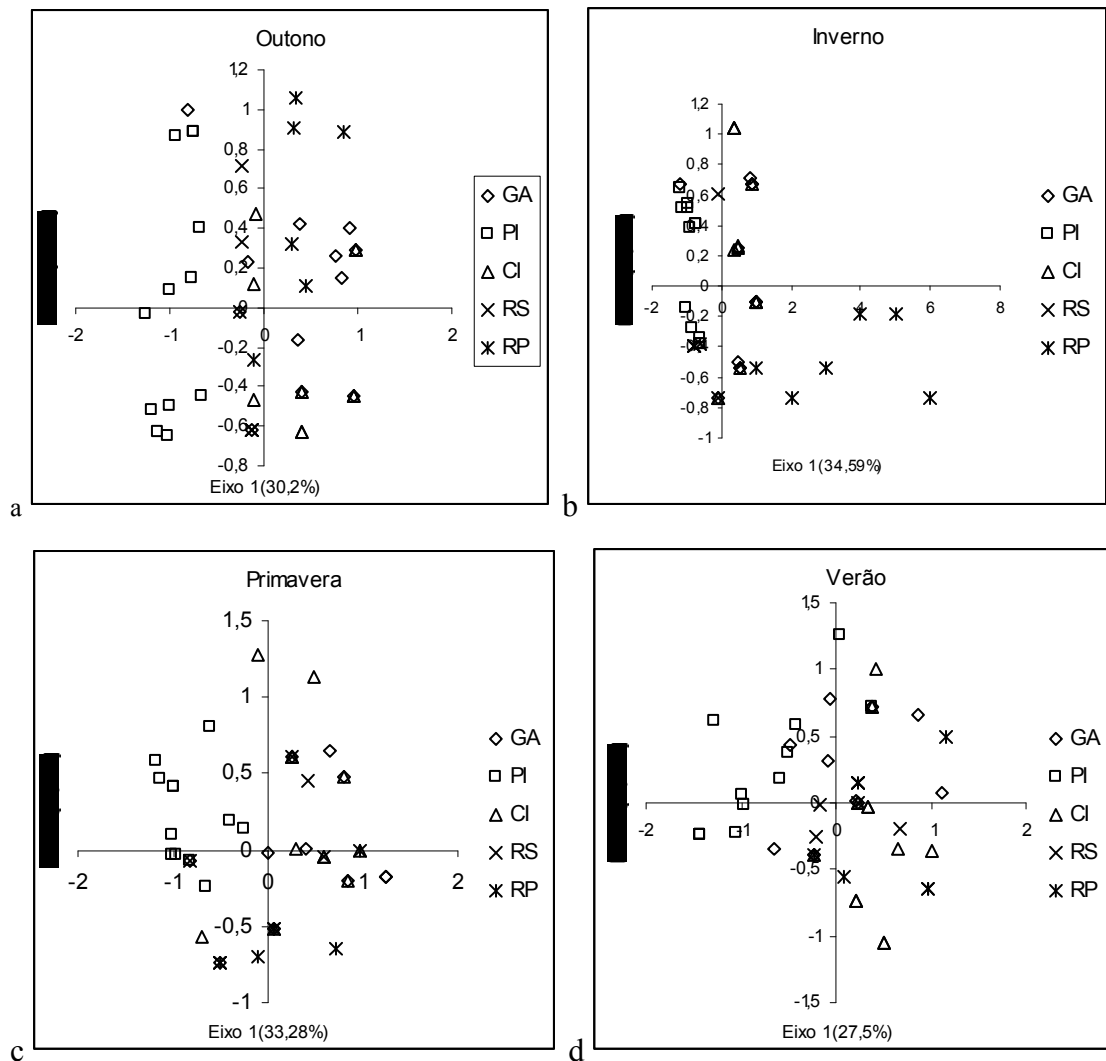


Figura 18. Representações dos dois primeiros eixos de ordenação através de análise de coordenadas principais, mostrando a ordenação de 50 unidades amostrais, representando cinco fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos. A ordenação se baseia nos grupos funcionais de nidificação em quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Fisionomias: GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

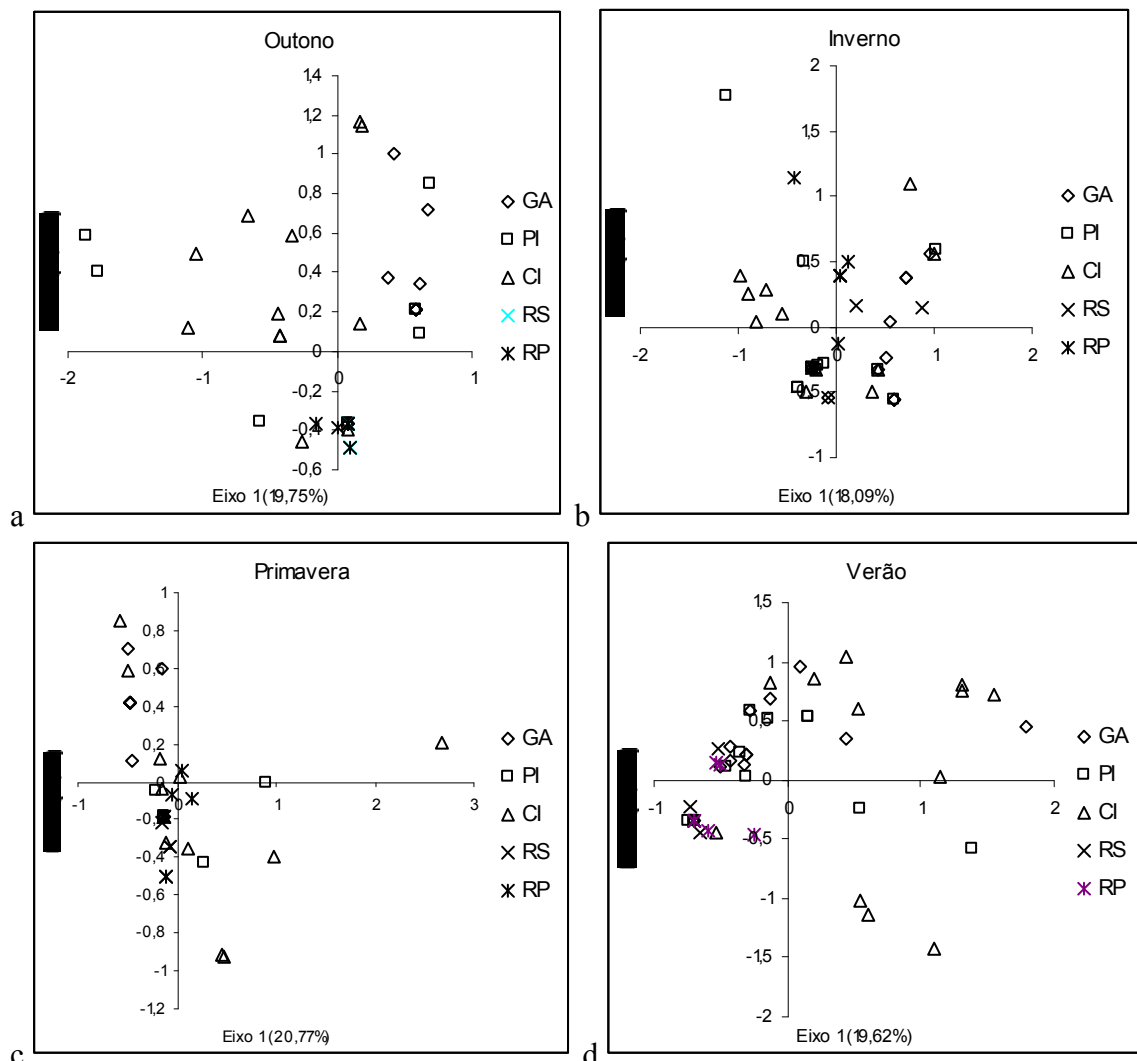


Figura 19. Representações dos dois primeiros eixos de ordenação através de análise de coordenadas principais, mostrando a ordenação de 50 unidades amostrais, representando cinco fisionomias de áreas úmidas do Banhado dos Pachecos. A ordenação se baseia na composição de aves aquáticas em quatro estações climáticas amostradas entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Fisionomias: GA = banhado com gramíneas altas, CI = banhado com ciperáceas, RP = resteva paludosa, RS = resteva seca, PI = vegetação herbácea/arbórea pioneira.

### 3.10 Análises de variâncias com aleatorização

*Manhã vs. tarde.* As análises de variância com aleatorização revelaram que apenas no inverno as amostragem realizadas no período da manhã diferiram significativamente das amostragem feitas durante a tarde (Tab. 7). Dessa forma, assumiu-se que as amostragens realizadas tanto pela manhã como pela tarde são representativas de um mesmo universo amostral e serão consideradas como um único conjunto de dados para as análises de abundância das espécies de aves.

Tabela 7. Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre os períodos da manhã e da tarde em quatro estações climáticas e nas combinações outono-inverno e primavera-verão. As amostragens foram realizadas no Banhado dos Pachecos, entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. A hipótese nula (não existe diferença significativa entre os períodos do dia) é aceita quando a probabilidade  $P(QbNULL \geq Qb)$  é maior que o valor de  $\alpha$  (0,1).

Estação climática	$P(QbNULL \geq Qb)$ ( $\alpha = 0,1$ )	Soma de quadrados	
		entre grupos	dentro de grupos
Outono	0,1275	0,24652	7,5299
Inverno	<b>0,0032</b>	0,50785	15,234
Primavera	0,8717	0,2479	22,755
Verão	0,1372	0,26451	17,95
Outono vs. Inverno	0,3154	0,20196	15,419
Primavera vs. Verão	0,5805	0,26157	36,215

Algumas espécies de aves aquáticas, de hábitos inconspícuos e freqüentemente registradas apenas através de manifestações sonoras foram contatadas tanto pela manhã como pela tarde na maior parte das estações climáticas, não demonstrando, na maioria das vezes, acentuada predominância de um período do dia sobre o outro (Tab. 8). Por outro lado, os registros de *Porzana albicollis* e *Scytalopus iraiensis* no verão foram realizados predominantemente no período da manhã e os de *Porzana albicollis* no inverno foram efetuados em sua maioria durante a tarde..

Tabela 8. Frequência de registros nos períodos da manhã e da tarde em quatro estações climáticas de algumas espécies de aves aquáticas detectadas, essencialmente, através de manifestações sonoras. Registros efetuados no Banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. Estações climáticas: O = outono, I = inverno, P = primavera, V = verão, n = tamanho da amostra. Período do dia: M = manhã, T = tarde.

Estação climática	O (n = 44)		I (n = 60)		P (n = 72)		V (n = 90)	
	M	T	M	T	M	T	M	T
<i>Porzana albicollis</i>	4	1	3	9	3	3	11	6
<i>Scytalopus iraiensis</i>	4	6	6	4	8	3	21	10
<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	2	1	1	3	0	1	10	9
<i>Laterallus melanophaius</i>	2	3	2	2	2	3	2	0
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	0	3	1	3	1	2	3	7

Entre estações climáticas. Apenas a combinação outono/inverno, quando analisada sem tratar as fisionomias como blocos, não apresentou diferença significativa (Tab. 9). Quando consideradas as fisionomias individualmente, as estações climáticas apresentaram diferenças significativas na vegetação herbácea/arbórea pioneira e na resteva (Tab. 10).

Levando em conta as diferenças significativas apresentadas entre os períodos de outono/inverno e primavera/verão, assumiu-se que as amostragens realizadas em cada estação climáticas deveriam ser tratadas de modo independente em todas as análises realizadas, pois as mesmas poderiam apresentar padrões estruturais distintos.

Tabela 9. Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre as estações climáticas levando em conta o conjunto de cinco fisionomias de áreas úmidas (banhado com gramas altas, banhado com ciperáceas, resteva seca, resteva paludosa e vegetação arbustiva/arbórea pioneira). As amostragens foram realizadas no Banhado dos Pachecos, entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. A hipótese nula (não existe diferença significativa entre as estações climáticas) é aceita quando a probabilidade  $P(QbNULL \geq Qb)$  é maior que o valor de  $\alpha$  (0,1).

Estação climática	P(QbNULL $\geq$ Qb) ( $\alpha = 0,10$ )	Soma de quadrados	
		entre grupos	dentro de grupos
Outono vs. Inverno (bloco)	<b>0,0142</b>	1,1815	14,39
Outono vs. Inverno (sem bloco)	0,8988	0,13782	16,475
Primavera vs. Verão (bloco)	<b>0,0791</b>	0,74677	19,797
Primavera vs. verão (sem bloco)	<b>0,0251</b>	0,25476	21,275



Tabela 10. Análise de variância com aleatorização das amostras realizadas entre as estações climáticas pareadas (outono/inverno e primavera/verão) levando em conta cinco fisionomias de áreas úmidas. As amostragens foram realizadas no Banhado dos Pachecos, entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. A hipótese nula (não existe diferença significativa entre as estações climáticas) é aceita quando a probabilidade  $P(QbNULL \geq Qb)$  é maior que o valor de  $\alpha$  (0,1).

Fisionomia	Estações climáticas	P(QbNULL ≥ Qb) (α = 0,10)	Soma de quadrados	
			entre grupos	dentro de grupos
Gramíneas altas	O vs. I	0,6678	0,31801	13,008
	P vs. V	0,6023	0,29143	15,384
Veg. pioneira	O vs. I	<b>0,0188</b>	0,18294	5,3088
	P vs. V	<b>0,005</b>	0,21194	5,1053
Resteva seca	O vs. I	0,1134	0,43533	8,2832
	P vs. V	<b>0,0079</b>	14,162	151,64
Resteva paludosa	O vs. I	0,3134	0,49693	4,4406
	P vs. V	0,4338	0,45117	8,4129
Ciperáceas	O vs. I	0,499	0,33641	7,7695
	P vs. V	0,3387	0,2737	10,151

### 3.11 Suficiência amostral

A Fig. 20 apresenta a curva de acumulação de espécies durante os 28 dias de trabalho de campo. Do 19º ao 22º dia, a curva apresentava tendência à estabilização, mas voltou a oscilar, acusando o incremento de novas espécies com as amostragens de primavera. Nos dois últimos dias, porém, a curva já apresentava tendência a se estabilizar novamente.

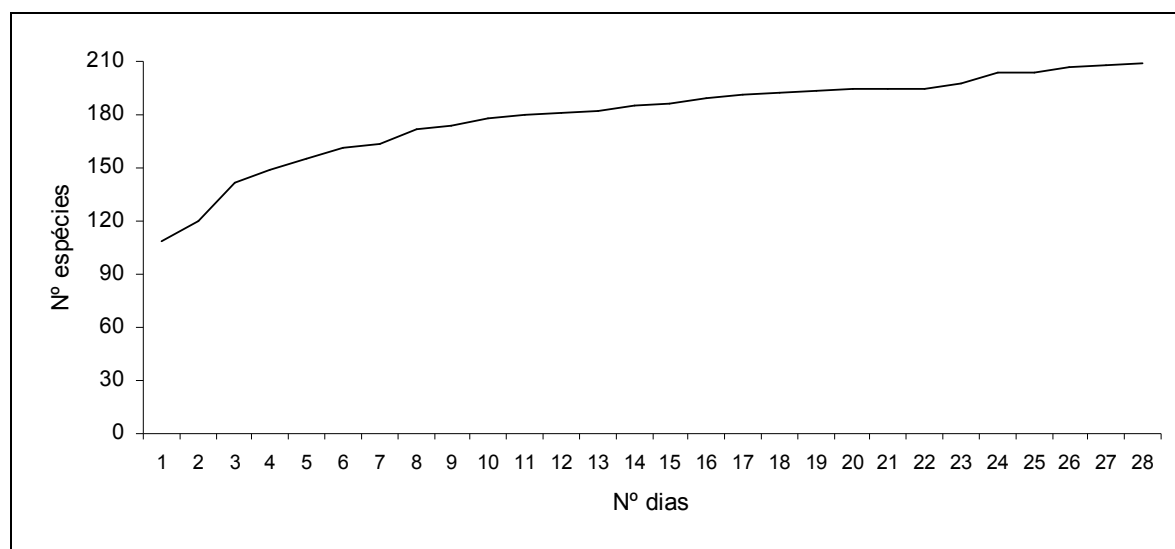


Figura 20. Curva de acumulação de espécies para a avifauna em 28 dias de amostragem entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002 no Banhado dos Pachecos.

### 3.12 Estabilidade da amostra

A Fig. 21 apresenta os gráficos de estabilização da média da amostra nas quatro estações climáticas, a partir dos dados quantitativos de cinco fisionomias estudadas (banhado com gramíneas altas, banhado com ciperáceas, resteva paludosa, resteva seca e vegetação herbáceo-arbórea pioneira). Na primavera, o parâmetro analisado (média da amostra) mostrou claramente ter atingido a assíntota. No outono e no inverno a média da amostra sugere estar estabilizada, com variações muito sutis. O verão, depois de estabilizar nos tamanhos amostrais intermediários, apresentou uma leve tendência à variação a partir da unidade 83 e depois voltou a se estabilizar nas últimas unidades.

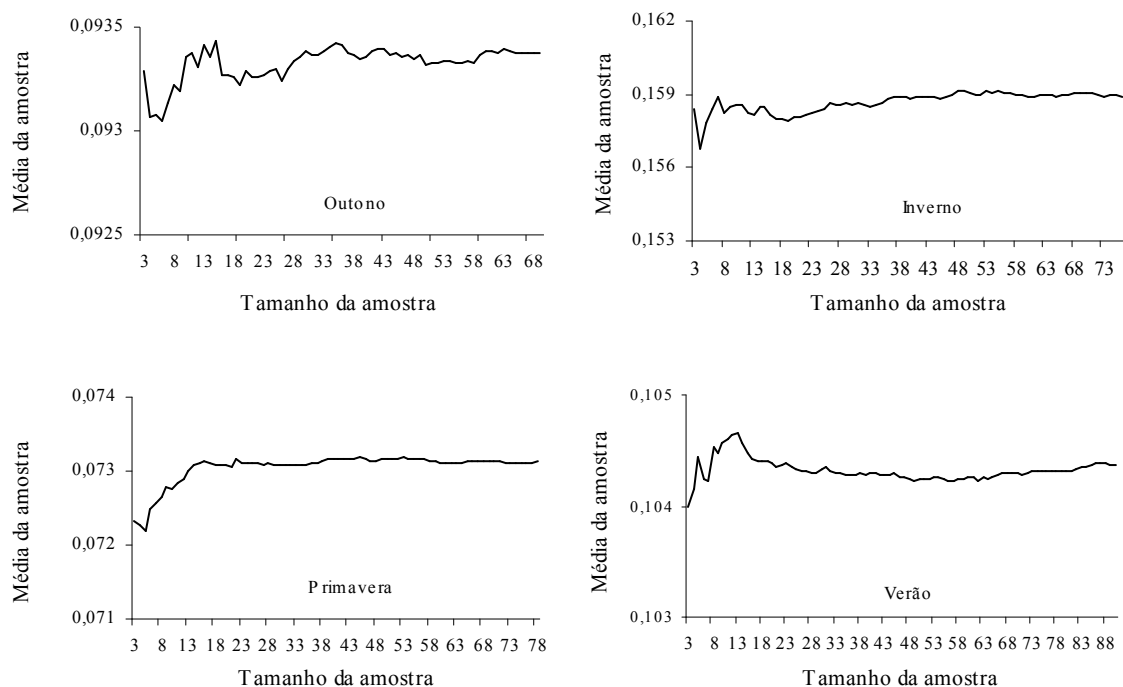


Figura 21. Valores da média da amostra obtidos por reamostragem com reposição através de “Bootstrap” de fisionomias de áreas úmidas em quatro estações climáticas no Banhado dos Pachecos, entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002. O tamanho das amostras varia conforme o esforço amostral dispendido no trabalho de campo (outono = 69 unidades amostrais, inverno = 76, primavera = 78 e verão = 90). Intervalos de confiança de 90% foram determinados sobre 10000 iterações em cada tamanho amostral.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Considerações sobre a metodologia utilizada: acertos, possíveis ajustes e perspectivas futuras

Nessa seção, serão discutidos e refletidos aspectos metodológicos aplicados durante a execução da presente dissertação e que se mostraram objeto de discussões atuais no meio científico. Espera-se, com isso, contribuir para o aperfeiçoamento de futuros trabalhos semelhantes que vierem a ser executados em mosaicos de áreas úmidas.

#### *Fontes potenciais de viés para a análise dos dados*

Faz-se pertinente abordar alguns fatores que poderiam ser fontes de viés para a interpretação das análises na presente dissertação: 1) a magnitude das variações entre as amostragens realizadas entre os períodos da manhã e da tarde e 2) entre as amostragens nas diferentes estações climáticas; 3) o delineamento amostral; 4) o tamanho da amostra e 5) a suficiência amostral.

*Período do dia.* As amostragens matinais e vespertinas realizadas no presente estudo mostraram-se significativamente diferentes no inverno, enquanto nas outras estações climáticas, os períodos do dia não apresentaram uma distinção significativa.

Contudo, várias amostragens de outono e de inverno não puderam ser pareadas, por falta de amostragens de um mesmo ponto de contagem pela manhã e à tarde, o que ocasionou uma diminuição do tamanho da amostra (44 e 60 unidades amostrais, respectivamente) em relação ao verão e primavera (72 e 90 unidades amostrais, respectivamente). Essa diminuição do tamanho amostral pode ter sido determinante nos resultados das análises, sendo prudente analisar com cautela os resultados de outono e inverno. É provável que um tamanho amostral maior aumentasse os valores das probabilidades ( $P$ ) nas amostras de outono e de inverno, visto que a análise conjunta dessas duas estações revelou um alto valor de  $P$  (Tab. 1).

Pode ter havido uma maior manifestação perceptível de certas espécies de aves no período da manhã, como foi constatado com *Porzana albicollis* e *Scytalopus iraiensis*, durante o verão ou no período da tarde, como foi registrado para *Porzana albicollis* no inverno. Fora essas exceções que podem refletir, de fato, uma tendência, maior ou menor, de que certas espécies tenham se manifestado predominantemente em determinado período do dia, parece que a distribuição dos registros entre manhã e tarde, na maioria dos casos, poderia ser atribuída ao acaso.

Novos estudos sobre a variabilidade das amostras entre períodos do dia para aves de banhado poderão mostrar se a tendência apontada no presente estudo, das amostras da manhã e da tarde não apresentarem diferença significativa se confirma em outras áreas úmidas ou na mesma área em épocas diferentes. Também é importante estender estudos nesse sentido para outras fisionomias, como florestas e campos ou mosaicos agro-pastoris com fragmentos florestais e/ou campestres.

*Estações climáticas.* A comparação dos pares de estações climáticas outono/inverno e primavera/verão, em relação ao conjunto de cinco fisionomias de áreas úmidas estudadas agrupadas em blocos casualizados, revelaram diferenças significativas do outono em relação ao inverno e da primavera em relação ao verão.

Quando comparadas às mesmas fisionomias, separadamente, percebe-se que o banhado com gramíneas altas, o banhado com ciperáceas e a resteva paludosa não apresentaram diferença significativa entre as amostragens de outono em relação às de inverno e as de primavera em relação às de verão. As diferenças significativas se apresentaram na vegetação pioneira e na resteva seca. Na vegetação pioneira, a diferença foi significativa tanto na comparação entre outono e inverno quanto entre primavera e verão. Já a resteva seca apresentou diferença significativa na comparação entre primavera e verão. Porém, a

comparação entre outono e inverno apresentou um nível de significância muito baixo, próximo do limite determinado, devendo, portanto, ser analisado com cautela.

As diferenças significativas entre estações climáticas encontradas na vegetação pioneira e na resteva seca indicam que é nessas fisionomias que existe uma maior variabilidade na composição e abundância das espécies ao longo do ano. Já a resteva paludosa, o banhado com gramíneas altas e o banhado com ciperáceas se apresentaram mais estáveis ao longo do ano quanto à composição e abundância das espécies de aves.

Dois fatores parecem ter contribuído para a diferença significativa entre as amostras realizadas nas diferentes estações climáticas: migração e recrutamento.

A entrada e saída de contingentes de indivíduos de aves na área de estudo pode ser deduzida a partir da análise das abundâncias de algumas espécies em cada estação climática. Também o recrutamento de novos indivíduos, após a temporada reprodutiva pode ser inferida por um aumento substancial da abundância de algumas espécies da primavera para o verão. Esses fatores e suas possíveis contribuições às diferenças de amostragens entre as estações serão discutidos mais adiante.

*Delineamento amostral.* O método de pontos de contagem mostrou-se eficiente para as amostragens das áreas úmidas onde era possível o ingresso através de caminhadas. Para trabalhos futuros, é interessante avaliar se o tempo de amostragem em cada ponto pode ser reduzido sem causar perdas significativas na riqueza e abundância das espécies amostradas. Tempos de 10, 15 e 20 minutos podem ser testados, para avaliar qual deles ofereceria as maiores vantagens no sentido de custo/benefício. Tempos menores talvez oportunizariam estabelecer um número maior de pontos de contagem, abrangendo uma área maior de amostragem.

A área do ponto pode ser ampliada (de 25 para 50 metros de raio, por exemplo) abrangendo, dessa forma, uma área maior e maximizando as possibilidades de registros válidos dentro de cada ponto de contagem.

Também a distância entre os pontos pode ser aumentada, pois, ao se diminuir o tempo das contagens, aumenta-se o tempo disponível para caminhar entre um ponto e outro. Maior distância entre os pontos também diminui o risco de dependência entre as unidades amostrais.

A aleatorização da localização dos pontos também é objeto de discussão contemporânea. De acordo com Pendleton (1995), se a amostragem aleatória não é usada e os pontos estiverem suficientemente próximos para que haja dependência incondicional entre as unidades amostrais, as estimativas de variância serão muito pequenas e o poder associado aos testes estatísticos será artificialmente inflacionado. Por outro lado, Orlóci (1993), adotou uma visão menos ortodoxa e afirmou que a “amostragem preferencial é um atalho para avaliar padrões e diversidade biológicos globais em sistemas complexos por evitar processamentos custosos de unidades amostrais inúteis ou cópias-carbono”, justificando, dessa forma, a validade das amostras preferenciais na análise estatística em levantamentos ecológicos, principalmente aqueles que objetivam analisar padrões ecológicos em comunidades (Pillar, 1998)

Barker e Sauer (1995) afirmaram que estimativas de parâmetros populacionais obtidas através de pontos de contagem devem ser tratadas com cautela. Conforme esses autores, de um ponto de vista estatístico, a característica dominante dos pontos de contagem é que eles não realizam um censo completo da população de aves que está associada com cada unidade amostral. Ao invés disso, uma contagem incompleta é obtida com uma fração desconhecida e variável da população observada em cada ponto, podendo ser um componente substancial da variância entre as contagens e confundida com variação ecologicamente significativa (Barker e Sauer, 1995).

Como o objetivo da presente dissertação foi o de procurar conhecer a estrutura espacial e sazonal da avifauna de uma área úmida e não estimar parâmetros populacionais, parece que o método de pontos de contagem se ajustou muito bem às necessidades e objetivos.

Mosaicos de áreas úmidas geralmente possuem uma paisagem complexa, com uma estrutura heterogênea exigindo a aplicação de várias metodologias para a execução de amostragens da avifauna. Contudo, o uso de metodologias diferentes pode dificultar, ou mesmo inviabilizar a análise e interpretação dos dados, em função das diferenças entre as unidades utilizadas para as medidas quantitativas. No presente estudo, por exemplo, utilizou-se três medidas de abundância: indivíduos por ponto de contagem, indivíduos por contagem total e indivíduos por transecção. Existem índices de similaridade que permitem o uso de conjuntos de dados quantitativos mistos (que possuem unidades de medida diferentes) como o índice de Gower, por exemplo. No presente estudo, porém, optou-se por fazer as análises quantitativas com base em distâncias euclidianas, utilizando-se os conjuntos de dados obtidos através das amostragens em pontos de contagem. Uma padronização metodológica mais ampla, porém, deve ser buscada de forma a abranger o maior número possível de fisionomias dentro das análises quantitativas.

O emprego de métodos ativos de amostragem da avifauna (como redes de neblina, armadilhas e “playback”), compensaria a desvantagem de usar somente detecções passivas (como os pontos de contagem, transecções e contagens totais), que não são efetivas para muitas espécies de banhado que não vocalizam com frequência e são difíceis de serem observadas em habitats de vegetação densa (Paine, 1999).

O uso de reproduções de gravações fonográficas (“playback”) tem se mostrado promissor na detecções de várias espécies em comparação com o método de audição passiva (Kirsch, 1999). Gibbs *et al.* (1997) concluíram que amostragens com “playback”, aliadas a

contagens passivas de outras espécies são meios logisticamente factíveis e estatisticamente defensáveis de monitorar tendências em população regionais de aves aquáticas.

*Tamanho da amostra.* A influência do tamanho da amostra foi avaliada através de análises de estabilidade da amostra (itens 3.2 e 3.3 dos resultados, respectivamente) e não se revelou significativa em nenhuma estação climática. A estabilização dos valores da média da amostra a partir de um determinado tamanho amostral é um forte indicativo de que a amostra é, de fato, representativa do universo amostral e de que, dessa forma, os parâmetros a serem analisados não sofreram viés em relação ao tamanho insuficiente da mesma.

*Suficiência amostral.* A análise de estabilidade da amostra já é um parâmetro de medida indireta de suficiência amostral (Pillar, 1998). Além disso, a curva de suficiência amostral mostrou, nos últimos dias de amostragem, forte tendência à estabilização. O pequeno crescimento da curva nos últimos dias de amostragem foi em decorrência da primavera de 2002, onde foram acrescentadas várias espécies migratórias, que ainda não haviam sido detectadas em amostragens anteriores (principalmente as do verão de 2001).

A análise de estabilidade da amostra através de reamostragem com reposição, além de servir como uma medida indireta da suficiência amostral, como já foi comentado, também elimina a influência da ordem das unidades de esforço sobre o resultado obtido (Pillar, 1998).

Algumas espécies que foram registradas apenas uma vez poderiam ter sido registradas outras vezes se houvessem amostragens sistemáticas e mais abrangentes nas fisionomias contíguas às áreas úmidas, como as pastagens e as matas de restinga. É o caso de espécies campestres como *Rhea americana*, *Falco sparverius* e *Melanerpes candidus* e espécies florestais ou de borda de floresta, como *Phylloscartes ventralis*, *Platyrinchus mystaceus* e *Megarynchus pitangua*. Como uma amostragem extensiva das fisionomias que não formavam o mosaico de áreas úmidas da área de estudo não era o objetivo principal do trabalho,



considera-se que o número de espécies amostradas nesse mosaico esteja bem próximo da real composição de espécies existente na área no período de estudo.

Por fim, vê-se que abordagens metodológicas em amostragens de áreas úmidas são alvos de crescentes discussões no meio científico. Essa discussão é positiva, a medida em que contribui para o desenvolvimento de um corpo teórico robusto para trabalhos quantitativos em áreas úmidas em geral e para aves aquáticas em particular.

Uma padronização metodológica para trabalhos quantitativos não só em áreas úmidas, como monitoramentos e amostragens em geral parece estar longe de ser realizada, embora seja o desejo de muitos (ver, *e.g.*, Davidson, 1999; Ribic *et al.*, 1999; Finlayson *et al.*, 2001; Ralph, 2001; Wetlands International, 2001; Amezaga *et al.*, 2002). Essa padronização metodológica viabilizaria o desenvolvimento de um banco de dados internacional e o freqüente intercâmbio entre equipes que trabalham com avifauna em áreas úmidas (Ralph, 2001).

Enquanto isso, a busca do aperfeiçoamento de técnicas de amostragens quantitativas em áreas úmidas deve prosseguir. Além disso, para que o nível da pesquisa e conhecimento da estrutura espacial e sazonal da avifauna de áreas úmidas do cone-sul da América do Sul cresça, é preciso o engajamento de mais pesquisadores e a elaboração e execução de projetos conjuntos, sob o delineamento de estratégias e amostragens padronizadas.

#### **4.2 Estrutura espacial e abundância sazonal das espécies e grupos funcionais**

Registraram-se 209 espécies de aves entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002, o que corresponde a mais de um terço do total de aves reconhecidas para o Rio Grande do Sul (624 espécies, segundo Bencke 2001).

O registro de um terço das espécies de aves reconhecidas para o Rio Grande do Sul no período de 13 meses em uma área que sofre a influência de atividades agro-pastoris e de

urbanização intensivas em seu entorno é notável. Somando-se a isso, a ocorrência, provavelmente regular, de 11 espécies ameaçadas de extinção (sete delas são aquáticas), o banhado dos Pachecos assume o papel de uma das áreas úmidas mais importantes do Rio Grande do Sul para a conservação de espécies de aves aquáticas ameaçadas de extinção.

Somando-se as espécies registradas por Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) para o banhado dos Pachecos, a riqueza específica chega a 221 espécies registradas entre os anos de 1999 a 2002.

A riqueza encontrada é comparável (em número de espécies) a outras áreas úmidas onde amostragens qualitativas foram realizadas. Em São Paulo, Olmos e Silva e Silva (2001) registraram 200 espécies para as áreas úmidas dos manguezais de Santos-Cubatão, incluindo alguns registros históricos. No Rio Grande do Sul, Mähler *et al.* (1996) registraram 220 espécies para o banhado do Taim, também incluindo alguns registros históricos. Accordi *et al.* (2001) registraram 210 espécies entre 1977 e 2000 no Delta do Jacuí e em Itapuã Fallavena e Silva (1981) registraram 209 espécies entre 1979 e 1980.

Por outro lado, em comparação com amostragens qualitativas de outras áreas úmidas do Rio grande do Sul, a riqueza específica encontrada é notadamente maior: na Reserva Biológica do Lami, Albuquerque *et al.* (1986a) registraram 115 espécies entre 1983 e 1985; Dias e Maurício (1998) registraram 176 espécies para o Saco da Mangueira e arredores entre 1997 e 1998 e Nascimento (1995) registrou 181 espécies para o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, entre 1984 e 1995.

Tanto a riqueza quanto abundância das espécies de aves variaram no tempo e no espaço estudados. Heterogeneidade espacial e mudanças climáticas sazonais devem explicar boa parte dessa variação.

A maior riqueza de espécies de aves foi anotada para a fisionomia de vegetação arbustivo-arbórea pioneira em todas as estações climáticas e se deve à presença de espécies

típicas de bordas de floresta, como *Basileuterus* spp, *Coereba flaveola*, *Coryphospingus cucullatus*, *Cranioleuca obsoleta* e *Saltator similis*, ausentes nas outras fisionomias de áreas úmidas, onde o componente arbustivo/arbóreo não é o elemento dominante.

De fato, Neiff (1999) afirma que a diversidade alfa (local) é de moderada a baixa na maior parte das áreas úmidas herbáceas da América do Sul e que a riqueza específica potencial é alta, especialmente em áreas úmidas com florestas inundáveis.

Por outro lado, o banhado com ciperáceas foi a fisionomia dominada por vegetação herbácea que apresentou a maior riqueza de espécies em todas as estações climáticas. A diferença na riqueza de espécies desta em relação às outras fisionomias dominadas por vegetação herbácea não se deveu à maior presença de espécies exclusivas, mas sim à maior constância do seu conjunto de espécies.

Essa constância no conjunto de espécies pode refletir uma maior estabilidade ambiental. Existindo disponibilidade de alimento, abrigo e sítios de nidificação ao longo de todo o ciclo sazonal, diminuiria a necessidade das espécies de se deslocarem para outras fisionomias.

Em concordância com Colwell e Taft (2000), as fisionomias herbáceas, com pouca profundidade de água, apresentaram maior riqueza de espécies e maiores densidades da maior parte dos táxons, exceto de aves mergulhadoras que variam positivamente com a profundidade.

Algumas espécies, como *Limnornis curvirostris*, *Polioptila dumicola* e *Poospiza nigrorufa*, revelaram-se especialistas de hábitat, restringindo-se, quase invariavelmente, a uma única fisionomia durante o período de estudo. Muitas espécies, porém, mostraram-se generalistas em maior ou menor grau, movimentando-se em várias fisionomias dentro da área de estudo.

As ligações tróficas entre habitats moderadamente ou mesmo grandemente diferentes são comuns em sistemas espacialmente heterogêneos: nutrientes, detritos, presas ou consumidores frequentemente cruzam habitats (Polis e Strong 1996).

Houve maior riqueza de aves no período de primavera e verão, o que se deve, principalmente, à presença de espécies migratórias, residentes exclusivas dessas estações climáticas, tais como *Empidonamus varius*, *Tyrannus spp* e *Hirundo rustica*. Algumas espécies também devem executar deslocamentos totais ou parciais dentro de sua área de distribuição global, contribuindo para a presença ou o aumento da abundância de algumas espécies na área de estudo, como será discutido mais adiante.

O elevado número de grupos funcionais de forrageio e de nidificação registrados para a área de estudo sugere uma grande diversidade de recursos, reflexo da heterogeneidade entre as diferentes fisionomias. Porém, generalizações sobre riquezas de grupos tróficos, na visão de Yodzis (1993), devem ser encaradas com cautela porque podem simplesmente refletir um grau de diferenciação mais refinado por parte do pesquisador.

No entanto, a heterogeneidade espacial permanentemente presente na área de estudo pode permitir a dispersão local, especialmente as de curta amplitude e pode facilitar a coexistência de espécies ao concentrar baixa densidade de espécies nas áreas onde suas taxas de aumento são mais altas (Snyder e Chesson 2003). Dessa forma, a heterogeneidade espacial é um importante fator na manutenção da diversidade, na medida em que a promove entre espécies que se utilizam recursos similares de forrageio (Smith 1972; McLaughlin e Roughgarden 1993).

Os onívoros formaram o maior número de grupos funcionais de forrageio o que, na visão de alguns estudos recentes, pode indicar o grau de estabilização na dinâmica da comunidade (ver, *e.g.*, Polis e Strong 1996, Fagan 1997).

Onívoros, por estarem diretamente ligados a numerosas espécies, em múltiplos níveis tróficos, podem responder rapidamente a grandes perturbações na comunidade tais como matanças ou explosões demográficas de uma ou mais espécies, alterando seus impactos dentro da comunidade e dos níveis tróficos conforme a flutuação das abundâncias relativas e diminuindo os impactos dinâmicos das perturbações (Fagan 1997).

A riqueza dos grupos funcionais de onívoros foi alta, com cinco grupos englobando 78 espécies ou mais de um terço do total de espécies registradas.

O grupo funcional dos onívoros palustres foi a que agregou o maior número de espécies (31), atestando a grande influência dessas fisionomias sobre esse grupo. Juntamente com as áreas palustres, as fisionomias florestais (17 espécies) e de ambientes campestres (12 espécies) representaram os principais ambientes de forrageio para a maioria das espécies onívoras registradas no presente estudo.

Insetívoros também formaram cinco grupos funcionais de forrageio e apresentaram o maior número de espécies. Levando em conta o número expressivo não só de espécies insetívoras (76) como também de grupos funcionais de insetívoros (cinco), a heterogeneidade espacial e também a complexidade estrutural das fisionomias florestais proporcionaram uma ampla gama de habitats que fornecem recursos suficientes para abrigar essa avifauna ao longo de um ciclo estacional.

Moermond (1990) afirma que mesmo insetívoros que pertençam a um mesmo grupo funcional, como insetívoros aéricolas ou que forrageiam em ramagem de árvores podem apresentar diferenças morfológicas como comprimentos de bico ou formas das asas que, necessariamente, os segregariam na procura por alimento.

Entre os granívoros, merece destaque *Oryzoborus angolensis*, espécie vulnerável no Rio Grande do Sul (Marques *et al.*, 2002) que forrageia no interior ou em bordas de florestas e nidifica em áreas abertas. No Banhado dos Pachecos, sua área de vida incluiu, justamente,

áreas abertas, tais como o banhado com gramíneas altas e florestadas, como a mata de restinga e a vegetação pioneira. A preservação dessa espécie na área de estudo, depende, pois, da manutenção dessas fisionomias e também da repressão a eventuais “passarinheiros”, já que se trata de espécie valiosa entre criadores de pássaros canoros.

Sua ocorrência em matas de restinga ao longo da Planície Costeira do Rio Grande do Sul ainda é pouco conhecida. Maurício e Dias (2000) já haviam registrado essa espécie em matas paludosas dos banhados do Vinte-e-Cinco e do Maçarico, município de Rio Grande no ano de 1998.

O maior grupo funcional de nidificação foi a das espécies que nidificam em ambientes florestais. Os habitats de nidificação da maioria dessas espécies são encontrados nas fisionomias de vegetação pioneira e mata de restinga, enfatizando a importância não só da heterogeneidade (variação horizontal), mas também da complexidade (variação vertical) das fisionomias arbóreas.

As amostragens de campo sugere que possa ter havido segregação sazonal entre algumas espécies filogeneticamente próximas. Conforme Krebs e Davies (1996), embora a competição intra-específica por recursos seja usualmente mais intensa do que a competição interespecífica, indivíduos de diferentes espécies com necessidades ecológicas similares podem competir e algumas vezes o fazem através da defesa de territórios interespecíficos.

*Botaurus pinnatus* se mostrou restrito à resteva seca durante o outono e inverno, utilizando a resteva paludosa e o campo alagado 2 durante a primavera e o verão, enquanto *Tigrisoma lineatum* utilizou uma gama maior de fisionomias, com exceção da resteva seca, em todas as estações climáticas.

A tríade *Emberizoides herbicola*, *E. ypiranganus* e *Embernagra platensis* também apresentaram padrões de distribuição que sugerem segregação. As três espécies foram mais abundantes nos banhados com gramíneas altas e com ciperáceas ao longo de quase todas as

estações climáticas, mas, durante a primavera/verão *E. herbicola* foi mais abundante no banhado com gramíneas altas e *E. ypiranganus* se dispersou mais para outras fisionomias. Por sua vez, *Embernagra platensis* foi muito mais abundante durante a primavera na resteva paludosa. Para essas espécies, pode ter havido segregação de habitats devido a necessidades reprodutivas. Em conformidade com o observado no presente trabalho, Pulliam (1985) observou no Arizona (E.U.A.) que alguns emberezíneos durante o inverno possuíram ampla sobreposição de dieta, mas tenderam a selecionar habitats em particular.

*Pseudoleistes guirahuro* foi registrado regularmente em várias fisionomias ao longo do ciclo de estações climáticas, mas foi mais abundante no banhado com gramíneas altas. *Pseudoleistes virescens* apresentou uma maior restrição ao uso de habitats em relação a *P. guirahuro*, sendo regularmente e em maior abundância registrada no banhado com ciperáceas. Fraga (2001) também observou segregação de *P. virescens* em relação ao seu congênera, nos banhados de Iberá (Corrientes), mesmo quando ambos foram observados na mesma fisionomia. Esse autor notou que *P. guirahuro* e *P. virescens* raramente compartilharam as mesmas áreas de forrageio e usaram áreas diferentes como dormitórios.

Conforme DuBoway (1988), espécies congêneras de anatídeos exibiram valores de sobreposição de local de forrageio, utilização de habitats e itens alimentares significativamente menores no inverno do que no verão, associados à menor disponibilidade de recursos alimentares no inverno.

Modificações nos padrões de forrageio das aves em resposta a alterações ambientais e disponibilidade de recursos devem ser esperadas uma vez que as aves tendem a ser forrageadoras oportunistas e freqüentemente fazem pronto uso de recursos alimentares abundantes (Szaro *et al.* 1990; Yodzis 1993).

Quando as presas são muito abundantes, os predadores podem se especializar em alguns itens altamente proveitosos, mas quando as presas se tornam escassas, os predadores

consomem uma variedade maior de tipos de presa, inclusive as de menor valor (Pyke *et al.* 1977, Pyke 1984).

Alterações sazonais no comportamento de forrageio das aves podem ocorrer devido a diversos fatores como variação interpopulacionais (Block 1990; Karr e Brawn 1990; Petit *et al.* 1990); variação entre estágios de vida (Morse 1990; Sakai e Noon 1990); diferenças entre sexo e dominância social (Grubb e Woodrey 1990); ajuste de comportamento de forrageio (mudança de espécies consumidas ou mudanças no substrato de forrageio) (Block 1990; Hejl e Verner 1990); movimentação a novos locais de forrageio (Miles 1990); abundância ou disponibilidade de alimento (Ford *et al.* 1990; Morse 1990); diferenças na distribuição de presas em um dado hábitat (Lundquist e Manuwal 1990) ou participação em bandos mistos de aves (Morse 1990; Machado e Rodrigues 2000).

As respostas à variações ambientais podem variar entre diferentes tipos de hábitat, conforme Miles (1990), que observou que aves em desertos arbustivos mostraram uma variação temporal mais forte em seus comportamentos de forrageio do que as espécies de um bosque de carvalhos.

Isacch *et al.* (2003), trabalhando na região do Pampa Oriental (Argentina), observaram alteração sazonal na dominância de grupos funcionais, embora as densidades de todos os grupos funcionais tenham diminuído durante o inverno, na primavera e verão, esses autores observaram densidades similares de granívoros, insetívoros e onívoros, mas durante o inverno os granívoros foram mais abundantes.

Aves granívoras podem ampliar seu uso de hábitats a procura de uma maior variedade de tamanho de sementes a medida que as de tamanho ótimo se tornam escassas (Pulliam 1985). Isso poderia explicar a maior abundância de *Donacospiza albifrons* no banhado com ciperáceas durante o outono e sua presença na resteva paludosa e vegetação pioneira entre o verão e o inverno.



*Sporophila collaris* é outro granívoro que pode ter se concentrado em um determinado hábitat em determinada estação. Essa espécie foi registrada apenas durante a primavera e verão na área de estudo. A escassez e relativa inconspicuosidade dessa espécie dificulta o diagnóstico, pois uma maior concentração durante os meses de outono e inverno, restrita ao interior da mancha de banhado com ciperáceas, dentro da própria área de estudos não pode ser descartada.

Entre *Zenaida auriculata* e *Columbina talpacoti*, dois columbídeos granívoros, a primeira espécie foi mais abundante durante o outono/inverno na vegetação pioneira e a segunda foi mais abundante no banhado com gramíneas altas. Além disso, ambas demonstraram relativa movimentação em outras fisionomias, principalmente aquelas que apresentaram vegetação arbórea, ainda que esparsa. Para *Zenaida auriculata* não está descartada a hipótese de haver influxo migratório durante o outono/inverno.

*Ammodramus humeralis* pareceu mais concentrado no banhado com gramíneas altas, *Volatinia jacarina* na resteva seca e *Sicalis luteola* apresentou uma gama maior de uso das fisionomias, mas sendo mais abundante nos banhados com gramínea alta e com ciperáceas e nas restevas seca e paludosa.

Entre os carnívoros, as aves de rapina dependentes de áreas úmidas, via de regra apresentaram marcada variação em suas distribuições sazonais. Exceção se faz apenas a *Rostrhamus sociabilis* que durante a sua estada no banhado dos Pachecos não foi registrado em nenhuma área de resteva, talvez pela falta de seu recurso alimentar chave, moluscos do gênero *Pomacea*.

Durante a primavera e o verão existiu um considerável aumento do número de espécies insetívoras, principalmente de forrageadores aéreos e de forrageadores florestais e de borda devido a influxos migratórios. Variações na abundância e riqueza de aves insetívoras podem estar associadas com a abundância de insetos (ver *e.g.*, Naranjo e Ulloa, 1997).

Insetívoros podem apresentar considerável variação no repertório de forrageio, podendo, inclusive, utilizarem diferentes comportamentos de forrageio durante um ciclo reprodutivo, em consequência de mudanças na disponibilidade de presas (Sakai e Noon 1990).

Davis (1945) identificou seis estações climáticas ao longo de um ciclo anual em duas florestas em Teresópolis (Rio de Janeiro) que exerceram influência no padrão de atividades da avifauna: hibernar (junho e agosto = inatividade), pré-vernal (agosto e setembro = migração de aves e início da reprodução), vernal (outubro e novembro = plena atividade reprodutiva), estival (dezembro e janeiro = início de perambulações pós-reprodutivas e aparecimento de muitos indivíduos imaturos), serotinal (fevereiro a meados de abril = final da reprodução e continuidade das perambulações pós-reprodutivas) e outonal (abril e maio = baixa abundância, mas considerável movimento de espécies migratórias). O início e o fim de cada estação se deu gradualmente com cada uma se fundindo à próxima (Davis 1945).

A proporção da abundância de aves de uma fisionomia em relação às outras só foi realizada entre aquelas fisionomias amostradas através de pontos de contagem, deixando de lado as duas fisionomias de campo alagado. Estas, no entanto, foram levadas em conta nas análises de abundâncias proporcionais de grupos funcionais.

A maior abundância de onívoros em várias fisionomias de áreas úmidas e em várias estações climáticas pode introduzir um mecanismo tampão em potencial e, dessa forma, diminuir a severidade e/ou a duração de mudanças induzidas por distúrbios (Fagan 1997).

A vegetação arbustiva/arbórea pioneira apresentou um espectro mais abrangente e mais proporcional das abundâncias entre os grupos funcionais de forrageio, reflexo da maior complexidade estrutural dessa fisionomia, que possui uma variação vertical de habitats muito mais ampla do que as fisionomias herbáceas.

Durante o outono e o inverno, houve um considerável aumento na abundância do insetívoro florestal *Serpophaga subcristata*, com a chegada de um efetivo da sub-espécie *munda*. Petit *et al.* (1990) afirmaram que muitas espécies de aves insetívoras variam seu comportamento de área para área, exibindo extensiva variação inter-populacional. De fato, indivíduos de *munda* foram observados no campo alagado 2 e em borda de maricazais abertos, enquanto a sub-espécie nominal foi mais abundante no interior de vegetação pioneira.

Durante a primavera e o verão, o influxo migratório, aliado ao aumento populacional por reprodução, criou um aumento considerável na abundância dos grupos funcionais de insetívoros. A maior representatividade foi verificada na vegetação arbustiva/arbórea pioneira, devido, como já foi apontado, pela maior complexidade estrutural da fisionomia. Já os entre as fisionomias herbáceas de áreas úmidas, os banhados com ciperáceas e com gramíneas altas apresentaram as maiores abundâncias proporcionais.

Durante o inverno houve um pico de abundância na resteva seca e no banhado com ciperáceas, resultado da presença de numerosos bandos de algumas espécies, como *Agelaius ruficapillus*, *Sturnella superciliaris* e *Sicalis luteola*. A maior abundância dessas espécies em relação às outras estações climáticas podem ter ocorrido por agrupamentos pós-reprodutivos e/ou influxos migratórios.

A análise da abundância proporcional de grupos funcionais de nidificação nas fisionomias de áreas úmidas apresentaram tendências interessantes. Parece ter havido um gradiente de ocupação das fisionomias, principalmente durante a primavera e o verão. O gradiente começa nos campos alagados 1 e 2, que mostram alta representatividade de espécies que nidificam em fisionomias palustres e vai até a fisionomia de vegetação arbustivo-arbórea pioneira, caracterizada por espécies tipicamente nidificantes em ambientes florestais.

O grupo funcional de espécies que nidificam em florestas, a mais rica em espécies, apresentou alguma representatividade em quase todas as fisionomias ao longo do ciclo

sazonal, mas, durante a primavera e o verão, estiveram mais representadas na vegetação pioneira. A vegetação pioneira, junto com a mata de restinga, não considerada nessa análise, deve fornecer a maior parte dos habitats de nidificação para essas espécies, que não deixaram de usar outros habitats durante a estação reprodutiva, principalmente para procurar alimento.

Espécies generalistas quanto à nidificação só não ocuparam o campo alagado 1 e tenderam a ocupar a vegetação pioneira com uma maior regularidade ao longo do ciclo estacional, demonstrando, novamente, a maior complexidade dessa fisionomia em relação às outras analisadas.

Resteva paludosa e resteva seca foram as fisionomias com maior abundância proporcional das espécies que nidificam em fisionomias campestres. Durante o outono e o inverno, essas duas fisionomias apresentaram oscilações quanto a representatividade dos grupos funcionais de nidificação, mas, durante a primavera e o verão, abrigaram os maiores contingentes de aves que nidificam nessas áreas. Isso demonstra o caráter campestre dessa fisionomia, o que a distancia, em vários aspectos estruturais, das fisionomias palustres.

Os banhados com gramíneas altas e com ciperáceas, por sua vez, apresentaram representatividades de espécies que nidificam tanto em áreas campestres secas, como em áreas palustres, demonstrando o caráter intermediário dessa fisionomia, entre o banhado e o campo seco.

As análises de agrupamento também evidenciaram um gradiente entre fisionomias. A vegetação arbustiva/arbórea pioneira se mostrou a fisionomia mais dissimilar de todas, formando um agrupamento solitário em todas as estações, demonstrando a forte influência da presença de espécies florestais nessa fisionomia. Banhado com ciperáceas e banhado com gramíneas altas formaram um grupo em todas as estações, com exceção do outono, quando foram agrupadas juntamente com as restevas. Essas duas fisionomias de banhado mostraram, também através dessa análise, características híbridas entre fisionomias palustres e

campestres. Além disso, sua proximidade com fisionomias arbustivas/arbóreas em vários pontos da área de estudo, permite que muitas espécies florestais ou de borda também utilizem essas fisionomias.

Já as fisionomias de campos alagados e de restevas não puderam ser separadas com nitidez na análise de agrupamentos, com exceção do inverno, onde os campos alagados formaram um grupo independente. Talvez essas duas fisionomias fossem mais bem separadas levando em conta a composição de grupos funcionais de nidificação e de forrageio ao invés da composição de espécies.

No entanto, as análises de ordenação também não conseguiram distinguir com nitidez as fisionomias em nenhum dos grupos analisados (composição de espécies, grupos funcionais de forrageio, grupos funcionais de nidificação e aves aquáticas). Com exceção, novamente, da vegetação arbustiva/arbórea pioneira, todas as outras fisionomias apresentaram muita sobreposição em todos os grupos analisados.

Essa alta sobreposição demonstra o caráter de mosaico da área, onde muitas espécies ocupam várias fisionomias em uma única estação climática ou ao longo de um ciclo sazonal. A interdependência da avifauna em relação à integridade desse mosaico ressalta a importância de se considerar o todo da paisagem em análises de estrutura da avifauna, principalmente em complexos de áreas úmidas.

A interdependência da avifauna em relação ao mosaico de fisionomias no Banhado dos Pachecos parece ter influenciado as análises de agrupamento e de ordenação. Essa última, principalmente, onde apenas o primeiro eixo demonstrou significância na maioria das análises realizadas. Ressalta-se os resultados da avaliação da significância dos eixos de ordenação para os grupos funcionais de forrageio de aves. Nesta análise, o primeiro eixo se mostrou significativo em todas as estações climáticas. Talvez a análise desse grupo funcional indique com maior nitidez a dinâmica das comunidades no espaço e no tempo em áreas úmidas.

Estudos quantitativos de grupos funcionais ainda são escassos e poderão revelar detalhes ainda obscuros no estudo da dinâmica da avifauna em áreas úmidas, principalmente as inter-relações entre as espécies de aves e o mosaico de fisionomias ao longo dos ciclos climáticos e anuais.

#### **4.3 Movimentos sazonais da avifauna**

Muitas espécies evidenciaram movimentações sazonais ao longo do período estudado. Essas movimentações sazonais podem ter sido de ampla abrangência, envolvendo rotas migratórias extensas ou simplesmente locais, por conta da heterogeneidade do local, que proporciona uma diversidade de recursos em diferentes fisionomias ao longo do ciclo estacional.

O presente trabalho não objetivou escrutinar essas movimentações, mas os resultados obtidos permitem uma boa discussão a respeito do tema, embasada no conhecimento já existente sobre o assunto.

A seguir serão enfatizadas aquelas espécies que Belton (1994) não conseguiu atribuir satisfatoriamente sua situação de ocorrência no estado e aquelas que os dados do presente estudo indicam uma situação distinta daquela anteriormente conhecida para o Rio Grande do Sul. Detalhes e hipóteses sobre movimentos sazonais nas áreas de distribuição das espécies mencionadas também serão comentados.

Duas espécies (*Chaetura meridionalis* e *Cnemotriccus fuscatus*) apresentaram evidências suficientes para serem consideradas como migrantes de verão.

*Chaetura meridionalis*. Embora não assumida por Belton (1994), a situação de migrante de *Chaetura meridionalis* após o período reprodutivo é afirmada por Sick (1959, 1997) e confirmada no presente estudo e em vários outros já realizados no estado (ver, e.g. Bencke; 1996; Bencke e Kindel, 1999; Mendonça-Lima e Fontana, 2000).

*Cnemotriccus fuscatus*. Ridgely e Tudor (1994) afirmaram que indivíduos de *Cnemotriccus fuscatus* na porção sul da sua distribuição podem migrar, baseados nas observações de Belton (1994). Bencke e Kindel (1999) registraram essa espécie apenas durante a primavera em uma área de floresta de terras baixas no nordeste do Rio Grande do Sul. Na ilha de Santa Catarina os registros para essa espécie se concentram entre outubro e março (Naka e Rodrigues, 2000). Já na serra do Tabuleiro (Santa Catarina), Albuquerque e Brüggeman (1996) consideraram a espécie como residente o ano inteiro. Em São Paulo a espécie também é considerada residente o ano inteiro (Willis e Oniki, 2002). De outro lado, dados de anilhamento permitiram afirmar que essa espécie possui uma população residente no chaco boliviano, mas indivíduos em trânsito foram capturados durante a primavera (Jahn *et al.*, 2002). Em outras regiões da Bolívia, essa espécie aparenta ser residente de verão (contrafortes andinos no centro-sul do país) e residente de inverno (nordeste do Depto. de Santa Cruz), evidenciando um forte caráter de sobreposição entre as populações e, além de movimentos latitudinais, a espécie também efetua movimentos altitudinais (Chesser, 1997). No Paraguai a espécie é residente de verão rara, com registros entre setembro e março (Hayes *et al.*, 1994). Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) já haviam registrado *C. fuscatus* para o Sistema Banhado Grande entre setembro e novembro. O registro do presente estudo reafirma o comportamento migratório dessa espécie.

Outras espécies registradas no presente estudo, no entanto, aparentaram realizar alguma movimentação populacional ao longo de um ciclo de estações climáticas, mas continuam com sua situação de ocorrência ainda não definida para o Rio Grande do Sul. É o caso de *Botaurus pinnatus*, *Rostrhamus sociabilis*, *Dendrocygna bicolor*, *D. viduata*, *Anas flavirostris*, *A. versicolor*, *Gallinago paraguaiae*, *Columba picazuro*, *Asio flammeus*, *Nyctibius griseus*, *Eleothreptus anomalus*, *Stephanoxis lalandi*, *Myiopagis viridicata*, *Serpophaga subcristata*, *Pseudocolopteryx flaviventris*, *P. sclateri*, *Heteroxolmis dominicana*,

*Knipolegus cyanirostris*, *Sporophila collaris* e *Agelaius cyanopus*, *Sturnella superciliaris*, *Pseudoleistes guirahuro* e *P. virescens*.

*Botaurus pinnatus*. Embora Sick (1997) tenha afirmado que as populações de quase todas as espécies de garças flutuam, as informações existentes a respeito da ocorrência de *Botaurus pinnatus* no cone sul da América do Sul não permitem nenhuma conclusão a respeito de suposta migração ou flutuação populacional dessa espécie.

Chesser (1994) considerou *B. pinnatus* como migrante austral. Hayes (1995) considerou *B. pinnatus* residente permanente no Paraguai, sendo que Mazar-Barnett *et al.* (2002) recentemente documentaram a reprodução dessa espécie para esse país. Teixeira e Nacinovic (1982) reportaram a reprodução dessa espécie para o Rio de Janeiro e não atestaram residência integral e tampouco sugeriram hábitos migratórios. José F. Pacheco (*in litt.*) afirmou não ter percebido padrão sazonal em registros dessa espécie realizados no Rio de Janeiro ao longo da década de 1980. Matarazzo-Neuberger (1994) atribuiu a *B. pinnatus* ocorrência o ano inteiro na represa Billings (São Paulo). Aspiroz (2001) considerou *B. pinnatus* espécie residente durante todo o ano no Uruguai. Na Argentina, Ernesto Kraukzuk (*in litt.*) registrou essa espécie no nordeste de Corrientes e sul de Misiones de agosto a dezembro; em Córdoba, Nores (1996) afirmou que a espécie é escassa mas se encontra em expansão numérica e geográfica; nos banhados de Iberá (Corrientes), a residência dessa espécie não foi confirmada por Fraga (2001) e na província de Buenos Aires a espécie é considerada residente e nidificante (Narosky e di Giacomo, 1993).

As citações de Belton (1994) sobre a ocorrência de *B. pinnatus* no Rio Grande do Sul apresentam um hiato na sua ocorrência entre a segunda metade de maio e a primeira metade de agosto, mas Mähler Jr. *et al.* (1996) citam um exemplar coletado em julho de 1976 por Jorge Albuquerque. Durante o período de estudo, nenhum registro dessa espécie foi efetuado



durante o citado hiato, mas sua ocorrência nas quatro estações climáticas sugere que, ao menos, parte do efetivo populacional deva ser residente na área.

*Rostrhamus sociabilis*. Albuquerque *et al.* (1986b) afirmaram que *Rostrhamus sociabilis* apresentou um padrão de abundância associado à migração na região do banhado do Taim (Rio Grande do Sul), com um número médio de indivíduos baixo durante o inverno e mais alto durante a primavera/verão. Mähler Jr *et al.* (1996) chegaram às mesmas conclusões, registrando *R. sociabilis* durante todo o ano, mas com uma redução no número de indivíduos presentes no inverno. Na Argentina, *R. sociabilis* é considerado migrante austral parcial (Mazar-Barnett e Pearman, 2001) e no Uruguai essa espécie é residente de verão (Aspiroz 2001).

Antas (1994) afirmou que *R. sociabilis* possivelmente se movimenta das áreas úmidas do sul do Brasil e baixo Paraná até o Pantanal. No pantanal de Poconé (Mato Grosso), a espécie está presente de abril a outubro (Cintra e Yamashita, 1990), sendo que durante este mês, grandes bandos foram observados se movendo para o sul (Antas, 1994). No nordeste da Argentina, *R. sociabilis* chega em bandos ao redor de agosto ou setembro (Ernesto Kraukzuk, *in litt.*). No Paraguai, a espécie é mais comum durante a primavera e outono, quando aparentemente migra (Hayes *et al.*, 1994). Grandes bandos foram observados se movendo para o norte ao longo do rio Paraguai em março e para o sul durante agosto e setembro (Hayes *et al.*, 1994). Como *R. sociabilis* não se reproduz no Pantanal, Antas (1994) hipotetizou que a origem mais provável desta população seja a Argentina e o Rio Grande do Sul.

Anatídeos. De acordo com Sick (1979), quase todas as espécies de anatídeos são migratórias, sendo que movimentos migratórios no Rio grande do Sul são conhecidos para algumas espécies dessa família. Análises de recuperações de anilhas em *Dendrocygna bicolor* demonstraram uma forte movimentação das áreas úmidas costeiras do Rio Grande do Sul em direção ao vale do rio Paraná na Argentina, durante a estação reprodutiva (Antas 1994; Antas

at al., 1996). Já os padrões de movimentação de *Dendrocygna viduata*, *Anas flavirostris* e *A. versicolor* são desconhecidos (Antas, 1994; Antas et al., 1996). As duas espécies de *Dendrocygna* foram consideradas como visitantes de inverno no banhados do Iberá (Corrientes) por Fraga (2001).

Weller (1967) afirmou que tanto *A. flavirostris* como *A. versicolor* deixaram o cabo “San Antonio”, área à sudeste da província de Buenos Aires, em grandes números pela metade de fevereiro de 1965, sendo registrados apenas adultos nesse local dessa data até meados de abril. Belton (1994) não notou nenhuma flutuação em números na população de *Anas versicolor*, mas admitiu um movimento migratório, comprovado por uma anilha recuperada perto de Tapes que pertencia a um indivíduo anilhado na parte norte da província de Buenos Aires. *Anas versicolor*, juntamente com *Amazonetta brasiliensis*, foram as únicas espécies de anatídeos com nidificação registrada nos banhados de Iberá (Corrientes) entre os anos de 1996 e 1998 (Fraga, 2001). Belton (1994) observou bandos, provavelmente pós-reprodutivos, entre os meses de janeiro e fevereiro em áreas úmidas no extremo sul do estado. É provável que esses bandos se dispersem por várias áreas do estado durante os meses de outono/inverno.

Na província de Buenos Aires, tanto *D. viduata* como *D. bicolor* são residentes o ano todo, mas são mais abundantes durante o período reprodutivo (primavera/verão) (Weller, 1967; Narosky e di Giacomo, 1993).

No Parque Estadual Delta do Jacuí, a presença de *A. flavirostris* e de *A. versicolor* também se restringiu ao período de outono/inverno (Accordi, 2000). No banhado dos Pachecos, o índice de abundância de *Dendrocygna bicolor* e *D. viduata* se mostrou mais alto no inverno e *Anas flavirostris* e *A. versicolor* foram registradas apenas no período de outono/inverno, evidenciando que essas espécies de anatídeos realizam movimentos migratórios ao longo de um ciclo sazonal.

*Vanellus chilensis*. Essa espécie possivelmente formou bandos pós-reprodutivos entre o verão e o outono, concentrando-se nos campos alagados 1 e 2 e, conseqüentemente, aumentando o seu IPA nessas fisionomias. Belton (1994), já havia observado a formação de bandos entre janeiro e março.

*Gallinago paraguaiiae*. Esta é outra espécie que demonstrou se movimentar ao longo do ano, apresentando maior índice de abundância durante o período de outono e inverno, diminuindo na primavera e ausentando-se no verão. Magalhães (1999) observou que *G. paraguaiiae* foi encontrada durante todo ano, mas se sujeitava a fortes oscilações migratórias na fazenda Barreiro Rico (São Paulo). No Parque Nacional “Iguazu”, Saibene *et al.* (1996) consideraram essa espécie como visitante ocasional. Conforme Antas (1994), o padrão de movimentação de *G. paraguaiiae* é desconhecido, mas Sick (1997) afirmou que os efetivos populacionais do sul do Brasil aumentam no outono e inverno acrescidos de imigrantes oriundos dos países adjacentes.

*Columba picazuro*. Na área de estudo, *Columba picazuro* apresentou um pico de abundância durante o outono e diminuiu no inverno, mas que ainda foi maior que os índices de abundância apresentados na primavera e no verão. No pantanal de Poconé, essa espécie foi registrada somente entre março e dezembro (Cintra e Yamashita, 1990). Yamashita e Valle (1985) já haviam detectado, através de dados de anilhamento, movimento migratório de *C. picazuro* do pantanal mato-grossense para o chaco paraguaio. Em concordância com estas observações, Hayes *et al.* (1994) afirmaram que *C. picazuro* é especialmente numerosa e freqüentemente ocorre em grandes bandos no chaco central do Paraguai. Movimentos sazonais de columbídeos a procura de recursos de forrageio são conhecidos para *Zenaida auriculata* (Murton *et al.* 1974, Antas 1987), *Geotrygon Montana* (Stouffer e Bierregaard Jr. 1993) e *Columba plumbea* (Silva 1992).

Outros estudos também ponderam sobre movimentos migratórios de columbídeos, sem, no entanto, apresentarem evidências concretas. Galleti (2001) considerou que *Columba plumbea* talvez realize movimentos sazonais altitudinais em áreas de mata atlântica no estado de São Paulo. Essa espécie, aparentemente, se revelou mais abundante em terras baixas durante o inverno (estação seca) (Galleti, 2001). Na ilha de Santa Catarina, a maior parte dos registros de *C. picazuro* se concentram entre setembro e dezembro (Naka e Rodrigues, 2000). Em Porto Rico, índices de correlação da variação espacial e temporal de columbídeos indicaram flutuações paralelas entre as populações dos mesmos e recursos similares ou covariáveis em suas áreas de vida (Rivera-Milan, 1995).

É provável que a abundância de *Columba picazuro* na área de estudo tenha aumentado nos meses de outono-inverno pela maior disponibilidade de recursos alimentares. Belton (1994) já havia admitido a possibilidade dessa espécie se movimentar de uma região para outra seguindo fontes de alimento

*Asio flammeus*. Essa espécie foi registrada na área de estudo durante o outono e o inverno, ocupando áreas de banhado com ciperáceas e de resteva paludosa. Mähler Jr. *et al.* (1996) considerou *A. Flammeus* como residente no banhado do Taim. Os registros compilados por Belton (1994), reportam a presença de *A. flammeus* no Rio Grande do Sul entre janeiro e outubro, o que atesta, ao menos, residência de parte do efetivo populacional no estado durante o ano todo. Tanto no Uruguai (Aspiroz, 2001) como na província de Buenos Aires (Narosky e di Giacomo, 1993), *A. flammeus* também foi considerada residente durante todo o ano. No Pampa Oriental da Argentina, no entanto, *A. flammeus* só foi registrada durante o inverno, entre 1999 e 2000 (Isacch *et al.*, 2003). Na província de Córdoba, Nores (1996) afirma que, embora essa espécie seja residente e freqüente, sua presença e abundância varia localmente e anualmente. No Chile, essa espécie é migratória e aparece em qualquer paisagem campestre, associando-se em bandos (Sick, 1997). Conforme del Marks *et al.*

(1999), a alta taxa de migração observada no hemisfério norte talvez seja confundida com movimentos errantes a procura de alimento e dispersão juvenil, embora dados de anilhamento indiquem migração sazonal.

No banhado dos Pachecos, *A. flammeus* pode ter sido capaz de explorar uma área de uso muito maior durante os meses de primavera e verão e passado despercebida, ou nem mesmo ter utilizado o banhado dos Pachecos neste período. Nos meses de outono/inverno, talvez devido à escassez de itens alimentares, essa espécie restrinja sua área de uso aos sítios que apresentem melhores disponibilidades de recursos alimentares. Marks *et al.* (1999) afirmam que, em épocas de plenitude alimentar, as áreas de invernagem podem se tornar áreas reprodutivas.

A presença de extensas áreas de campo (incluindo restevas antigas), no entanto, é fator limitante para a manutenção da espécie. Por esse motivo, *Asio flammeus* vem se tornando cada vez mais rara no nordeste da Argentina (Ernesto Krauczuk *in litt.* 2003), vítima do desaparecimento dos campos devido a florestamentos com coníferas exóticas.

*Nyctibius griseus*. Os registros de ocorrência de *Nyctibius griseus* no Banhado dos Pachecos foram todos baseados em vocalizações emitidas na primavera. A falta de registros dessa espécie nas outras estações climáticas não elimina a possibilidade de que sua presença tenha passado despercebida devido à dificuldade de se observar a mesma (Belton, 1994). Saibene *et al.* (1996) consideraram *N. griseus* como espécie residente no Parque Nacional “Iguazu”, Misiones (Argentina), mas detectaram uma flutuação na abundância dessa espécie durante os meses frios. Esses autores afirmaram que a causa também pode ter sido a não localização da espécie em períodos em que sua presença se faz menos conspícua.

*Eleothreptus anomalus*. Espécie considerada vagante por Belton (1994). No banhado dos Pachecos foi registrado em todas as estações climáticas, mostrando-se residente. Devido à dificuldade de registrar essa espécie, de hábitos crepusculares e esquivos, não foi possível

avaliar se houve alterações de efetivo numérico entre as estações climáticas. O deslocamento de parte do efetivo populacional de *E. anomalus* durante o período de outono e inverno não pode ser descartado, já que essa espécie é considerada migratória na Argentina (Pearman e Abadie, 1995).

*Stephanoxis lalandi*. Essa espécie pode apresentar alguma movimentação regional, mas seus dados de abundância foram muito escassos no presente estudo para suportar essa suposição. Sick (1997) afirma que *S. lalandi* ocupa as partes mais elevadas das serras e do planalto sul-rio-grandense no verão e no inverno se movimenta, pelo menos em parte, para as áreas mais baixas. Indivíduos oriundos da encosta do planalto poder visitar eventualmente as áreas florestadas do Banhado dos Pachecos e arredores.

*Schoeniophylax phryganophila*. Os dados de abundância de *Schoeniophylax phryganophila* sugerem que essa espécie se movimenta dentro da própria área de estudo ao longo das estações climáticas. No outono, seu índice de abundância foi bem distribuído entre o banhado com ciperáceas e as restevas, no inverno se tornou mais abundante na resteva paludosa, na primavera as maiores abundâncias foram encontradas nas duas fisionomias de restevas e, durante o verão, a maior abundância foi registrada na resteva seca. Mähler *et al.* (1996) registraram *S. phryganophila* no banhado do Taim apenas entre agosto e outubro, o que sugere que nessa área a espécie também pode realizar movimentos locais.

*Myiopagis viridicata*. A regularidade da ocorrência de *Myiopagis viridicata* no banhado dos Pachecos ainda deve ser mais bem estudada, já que as mesmas foram registradas apenas uma vez durante o trabalho de campo. A espécie é uma provável residente de primavera/verão no Rio grande do Sul, conforme Belton (1994). Em São Paulo (Willis, 1979; Aleixo e Villiard, 1995; Willis e Oniki, 2002) e no sul da Bolívia (Chesser, 1997; Jahn *et al.*, 2002), *M. viridicata* é considerada como residente de verão. Uma pequena população

residente de verão se reproduz no extremo sul do chaco e no oeste do Paraguai entre setembro e maio (Hayes *et al.*, 1994).

*Serpophaga subcristata*. Essa espécie é alvo de constante discussão a respeito da validade, ou não, de se considerar a forma *munda* como espécie plena. Bencke (2001) seguiu o tratamento dado por Straneck (1993), que considerou as formas *subcristata* e *munda* como co-específicas, ao contrário de alguns autores, que conferiram à última *status* de espécie plena (Bó 1969; Ridgely e Tudor, 1994). O presente trabalho segue o tratamento dado por Bencke (2001), considerando a forma *munda* como sub-espécie da forma nominal.

*Serpophaga subcristata* foi outra espécie com maior índice de abundância durante o outono/inverno. Durante estas estações foram observados indivíduos de *S. s. munda*, de distribuição até então pouco conhecida para o leste do Rio Grande do Sul.

Bencke e Kindel (1999) também registraram uma maior abundância de *S. subcristata* durante o inverno ao longo de um gradiente altitudinal de floresta atlântica no nordeste do Rio Grande do Sul e suspeitaram que os indivíduos extra-invernais eram migrantes vindos das porções mais austrais do estado ou do Uruguai e Argentina.

Belton (1994) relatou dois registros de inverno atribuídos à *S. subcristata munda*. Bencke (2001) observou vários indivíduos e grupos familiares atribuíveis a *munda* em Dom Pedrito e Santana do Livramento em fevereiro de 1998 e afirmou que, aparentemente, ocorre uma população dessa sub-espécie no extremo sudoeste do estado ao longo de uma estreita faixa fronteiriça ao Uruguai.

No presente estudo, dois registros atribuídos a *S. subcristata munda* foram realizados: em 3/5/2002, dois indivíduos empoleirados em maricá (*Mimosa bimucronata*) em taipa, entre um campo alagado em banhado paludoso com maricás. Outro indivíduo observado em 12/7/2002 em maricazal (ponto 22). Os indivíduos apresentavam dorso cinzento, asas pardo-acinzentadas, peito e ventre brancos com uma faixa pouco mais escura acompanhando o

centro do peito. As vocalizações ouvidas não permitiram diferenciação entre uma forma e outra.

Os IPAs sazonais de *S. subcristata* revelaram um notável acréscimo no contingente dessa espécie durante o outono e inverno (0,186 e 0,205, respectivamente), contra um efetivo menor na primavera e verão (0,023 e 0,086, respectivamente). Esses quantitativos atestam a vinda de um contingente migratório dessa espécie, incluindo indivíduos da forma *munda* ao Banhado dos Pachecos. A origem desse efetivo é desconhecida.

*Pseudocolopteryx flaviventris*. Embora *Pseudocolopteryx flaviventris* tivesse sido considerada migratória no Uruguai por Gore e Gepp (1978), Aspiroz (2001) a considerou como residente durante todo o ano e provável nidificante. Belton (1994) aventou a possibilidade de um pequeno influxo de aves oriundas do sul para o Rio Grande do Sul durante os meses de inverno, fato este confirmado por Narosky e di Giacomo (1993) que afirmam que a espécie é mais abundante na época reprodutiva na província de Buenos Aires. No Paraguai, Hayes *et al.* (1994) consideraram essa espécie como migrante rara no chaco e extremo oriente, com registros entre os meses de março e outubro. Sick (1983) afirmou que um contingente de *Pseudocolopteryx flaviventris* sai do Chile para provavelmente invernar no norte da Argentina, na Bolívia e no Brasil.

*Pseudocolopteryx sclateri*. Belton (1994) considera *Pseudocolopteryx sclateri* como residente no Rio grande do Sul. Na Argentina *P. sclateri* ocorre durante todo o ano na província de Buenos Aires (I. Roesler, *in litt.*) e nos banhados de Iberá, Corrientes (Fraga, 2001). Nores (1996) afirma que a espécie é escassa em Córdoba, mas em junho de 1981, esse autor registrou 25 indivíduos em três localidades distintas. Ernesto Kraukzuk (*in litt.*) verificou que *P. sclateri* é habitante de primavera, verão e começo de outono na Reserva Natural Rincón Santa Maria (Corrientes). No Uruguai, Aspiroz (2001) considera essa espécie



como residente o ano inteiro. A situação de ocorrência dessa espécie na Bolívia é incerta (Chesser, 1997). É provável que *P. sclateri* seja migrante no Banhado dos Pachecos.

*Heteroxolmis dominicana*. A movimentação, ou não, dessa espécie do ciclo sazonal ainda não está resolvida. Accordi e Barcellos Silveira (submetido) registraram a espécie na fazenda Quatro Irmãos (Banhado Grande 29°57' S e 50°44' O), em agosto de 2000. Levando em conta a presença dessa espécie no inverno e sua conseqüente ausência no verão, esses autores lhe atribuíram uma condição de migrante sazonal, oriundos, provavelmente do extremo sul do Rio Grande do Sul e/ou do Uruguai e/ou da Argentina.

*H. dominicana* tem apresentado um comportamento de se agrupar em bandos durante o outono/inverno. Essas reuniões em bandos têm sido registradas ao longo da área de distribuição da espécie, atribuídas à migração (Hudson, 1920) ou para forrageio (Fontana e Voss, 1996). Em 1/5/2002, um bando de 12 indivíduos de *H. dominicana* foram observados, todos empoleirados em um maricá (*Mimosa bimucronata*) junto a pastagem e na borda do banhado com gramíneas altas. O comportamento observado no banhado dos Pachecos pode ser uma evidência de que esses indivíduos estariam recém chegando na área

Fontana e Voss (1996), nos Campos de Cima da Serra do nordeste gaúcho, notaram uma movimentação oportunista de *H. dominicana* em fisionomias campestres, as quais são as mais utilizadas para forrageio. Também nos Campos de Cima da Serra, Fontana e Voss (1996) durante os meses de abril a julho notaram uma diminuição da presença de casais nas áreas reprodutivas dos banhados estudados. Os autores interpretaram o fato como um aumento da área de uso, em decorrência, provavelmente, da escassez de alimento.

Gerzenstein e Cuello (1962) consideraram *H. dominicana* muito rara e provavelmente migratória no Uruguai. Aspiroz (2001), porém, considerou *H. dominicana* como espécie residente durante todo o ano nesse país. Fraga (2001) considerou *H. dominicana* como espécie residente nos banhados de Ibera (Corrientes). *Heteroxolmis dominicana* também foi

considerada como provável residente na província de Buenos Aires (Narosky e di Giacomo, 1993).

*Knipolegus cyanirostris*. Belton (1994) afirmou que *Knipolegus cyanirostris* é espécie presente o ano todo no estado mas flutuações mal definidas em abundância poderiam indicar movimentos sazonais que ainda não haviam sido descobertos. Registros em várias localidades confirmam que a espécie realiza movimentos migratórios e se ausenta de algumas porções do Rio Grande do Sul durante o outono e inverno (ver, e.g., Bencke 1996). Também é considerada como migrante de inverno na Argentina (Narosky e di Giacomo, 1993) e no estado de São Paulo (Magalhães, 1999; Willis e Oniki, 2002). No Rio de Janeiro, *K. cyanirostris* provavelmente recebe contingentes originários do sul durante o inverno (Pacheco e Gonzaga, 1994).

*Hymenops perspicillatus*. Embora Belton, (1994) tenha atribuído uma condição de espécie migratória oriunda do cone-sul da América do Sul a essa espécie, o mesmo autor admitiu sua residência e um aumento significativo em números durante o outono e o inverno. Na área de estudo, *H. perspicillatus* foi registrada, principalmente, na resteva paludosa no banhado com ciperáceas e nas imediações dessa última fisionomia. O uso da resteva paludosa foi registrado apenas no outono e inverno e o IPA dessa espécie no banhado com ciperáceas durante o outono foi maior do que em qualquer outra estação climática. Esses resultados indicam que a área de estudo recebeu um influxo migratório de indivíduos dessa espécie durante o outono/inverno. No Paraguai, Hayes (1994) apontou essa espécie como residente rara no sul do Paraguai e migrante em todo o país. Olmos e Silva e Silva (2001) a consideraram como migrante austral vagante ou acidental nos manguezais de Santos-Cubatão (São Paulo). No Rio de Janeiro, a espécie é considerada como visitante de inverno (Pacheco e Gonzaga, 1994). Sick (1983), afirmou que um contingente de *H. perspicillatus* sai do Chile para provavelmente invernar no norte da Argentina, na Bolívia e no Brasil.

*Sporophila collaris*. Belton (1994) considerou *Sporophila collaris* uma espécie residente no Rio Grande do Sul, com registros bem distribuídos ao longo de todo o ano. No Uruguai, Aspiroz (2001) considerou essa espécie como residente de verão, estando presente entre setembro e março. E. Kraukzuk (*in litt.*) encontrou essa espécie somente durante a primavera, verão e começo do outono no nordeste da Argentina.

Como já foi comentado, no presente estudo *S. collaris* foi registrada apenas durante a primavera e verão, podendo ter se concentrado em algum hábitat específico fora desse período dentro da própria área de estudo e não ter sido registrada. Porém, devido a escassez de informações sobre a biologia dessa espécie, a hipótese de movimento migratório não podem ser descartada, mesmo por que a família Emberizidae possui antecedentes de espécies migratórias na América do Sul (Willis, 1988; Sick, 1983).

*Agelaius cyanopus*. Essa espécie é considerada como provável residente na província de Buenos Aires (Narosky e di Giacomo, 1993) e residente no nordeste da Argentina (Fraga, 2001; Ernesto Kraukzuk *in litt.*). Nos manguezais de Santos-Cubatão, provavelmente, *A. cyanopus* executa movimentos de deslocamentos, evidenciados por padrões sazonais de abundância (Olmos e Silva e Silva 2001).

Como várias outras espécies já comentadas no presente estudo, *A. cyanopus* pode ter passado despercebida durante o outono/inverno, principalmente, por que seu hábitat preferencial se mostrou ser a grande mancha de banhado com ciperáceas.

*Sturnella superciliaris*. Embora Belton (1994) tenha considerado *Sturnella superciliaris* como espécie residente e bem distribuída através do Rio Grande do Sul, o mesmo assumiu, baseado na infreqüência relativa de observações feitas no final do outono e no inverno, que poderia existir um movimento considerável para fora do estado durante a estação fria.

Na área de estudo, *S. superciliaris* apresentou um considerável aumento do IPA e da área de uso durante os meses de inverno. Essa espécie foi registrada com regularidade durante todas as estações climáticas na resteva seca, onde provavelmente nidificou. Durante o inverno, ocupou também o banhado com gramíneas altas e a resteva paludosa, com altos IPAs, evidenciando um forte influxo de indivíduos oriundos de outras regiões. Durante a primavera, notou-se um pico do IPA na resteva seca, possivelmente em decorrência de recrutamento. Sick (1983) afirmou que *Sturnella* spp. podem migrar do sul do continente mais para o norte. Naka e Rodrigues (2000) afirmaram que a maior parte dos registros de *Sturnella superciliaris* para a ilha de Santa Catarina se restringem aos meses de verão.

*Pseudoleistes guirahuro* e *P. virescens*. Conforme observado anteriormente, *Pseudoleistes guirahuro* foi registrado regularmente em várias fisionomias ao longo do ciclo de estações climáticas, mas foi mais abundante no banhado com gramíneas altas. O IPA dessa espécie durante o inverno foi maior do que em qualquer outra estação climática. A exemplo da espécie anterior, o IPA de *Pseudoleistes virescens* também foi maior nos meses de outono e inverno, indicando um possível influxo de indivíduos das duas espécies oriundos de outras regiões, que devem ter encontrado na área de estudo melhores recursos de forrageio durante o outono e inverno em comparação com outras áreas. Sick (1983) afirmou que contingentes de *Pseudoleistes* spp. podem migrar do sul do continente mais para o norte.

Algumas espécies parecem ser residentes, mas efetuam movimentos locais, agregando-se em maior abundância em determinadas fisionomias durante certos períodos do ciclo estacional. Este parece ter sido o caso de *Vanellus chilensis* e *Schoeniophylax phryganophila*.

Conforme já ponderado, a extensão da movimentação de algumas dessas espécies, como *Agelaius cyanopus*, *Sporophila collaris* e *Heteroxolmis dominicana*, pode estar restrita

à áreas úmidas não amostradas nas adjacências da área de estudo, ou mesmo dentro da própria, principalmente no interior da mancha principal de banhado com ciperáceas, a qual possui mais de 1000 ha e que só pôde ser amostrada em suas bordas.

Algumas espécies, como *Vanellus chilensis*, *Schoeniophylax phryganophila*, *Sturnella superciliaris* e *Pseudoleistes* spp., apresentaram evidências, a partir de seus IPAs, de que o seu efetivo populacional varia entre as estações climáticas. Essa variação numérica pode ter se dado devido a recrutamento, agrupamentos pós ou pré-reprodutivos e movimentos sazonais em busca de sítios de forrageio. Aumento no IPA da primavera para o verão e deste para o outono pode-se dever a recrutamento, não havendo, portanto, entrada de indivíduos vindos de outras áreas. No entanto, uma oscilação do IPA no inverno em relação ao outono pode indicar entrada ou saída de indivíduos na área de estudo.

Além das espécies discutidas acima, outras tantas espécies reconhecidamente efetuam movimentos migratórios. O conhecimento das estratégias migratórias adotadas por cada espécie é de vital importância para se traçar estratégias de conservação. Conforme Jahn *et al.*(2002), se as aves migrantes austrais adotam uma estratégia de se deslocarem das áreas estivais ou invernais via vôo sem parada, o uso do hábitat durante a migração pode ser insignificante, mas, se as mesmas realizam paradas ao longo de suas rotas migratórias, o hábitat pode ser um recurso importante para essas espécies durante a migração (Jahn *et al.* 2002).

Para Jahn *et al.* (2002), devido à “falta de conhecimento no uso de hábitat e de rotas migratórias de migrantes austrais no chaco boliviano, combinada com a alta taxa de destruição de hábitat atual nesta região, faz-se importante entender os padrões migratórios destas aves”.

Como são muitas as espécies e populações envolvidas em migrações austrais, deve haver várias estratégias de movimentação, envolvendo tanto vôos sem parada como com

escalas, portanto, padrões de uso de hábitat, período de migração e principais rotas de migração são prioridades de pesquisa (Jahn *et al.* 2002).

Alguns estudos já vislumbraram importantes vias de migração para espécies de aves aquáticas no cone-sul da América do Sul. Antas (1994) apontou que o vale do rio Paraná e áreas úmidas adjacentes desempenham um papel fundamental na conservação de muitas espécies de aves aquáticas e que há uma importante ligação entre essas áreas e as áreas úmidas do Rio Grande do Sul, onde as aves utilizam as áreas úmidas do centro e do sul do Rio Grande do Sul como caminho (Antas 1994). As áreas úmidas da Argentina são utilizadas principalmente para a reprodução de anatídeos vindos do Rio Grande do Sul ou *Plegadis chihi* do Pantanal; ao mesmo tempo, a região é o mais provável refúgio para aves aquáticas que deixam o pantanal durante a estação de cheias (Antas 1994).

Porém, os dados obtidos no presente estudo lançam uma série de perguntas no ar. A origem de algumas espécies que se mostraram efetivamente migratórias, pois usaram a área de estudo em um período estacional bem definido, se mostra uma incógnita. De onde vem esses contingentes migratórios? Para onde vão depois que deixam o Banhado dos Pachecos? São as mesmas populações que voltam ano após ano? Quais as ameaças que sofrem a integridade das áreas que são utilizadas para esses movimentos migratórios?

Somente estudos extensivos e abrangentes poderão responder essas perguntas e propor medidas eficientes para a conservação tanto das áreas úmidas como das espécies que delas dependem.

#### 4.4 Conservação das aves aquáticas registradas no Banhado dos Pachecos, levando em conta as escalas regional e local

A seguir, a situação das aves aquáticas no banhado dos Pachecos, durante o período de estudo, será discutida levando em conta as escalas regional e local e medidas de manejo serão propostas para assegurar a conservação das mesmas.

*Ardeídeos*. Não foi registrado nenhum dormitório ou ninhal de garças no banhado dos Pachecos durante o período de estudo e nenhum ardeídeo se revelou muito abundante em qualquer das estações climáticas.

No entanto, *Bubulcus ibis*, que durante o período de estudo se restringiu às áreas de pastagem com a presença de gado, pode vir a ser mais numerosa com a manutenção e possível aumento das atividades de pastoreio. Burger (1978) relatou a existência de competição por ninhos e sítios de nidificação em garçais no norte dos Estados Unidos entre *B. ibis* e outras garças, principalmente *Egretta thula*. O monitoramento das atividades de pastoreio é indicado, para sinalizar flutuações na população local de *Bubulcus ibis*.

*Botaurus pinnatus* foi uma espécie que ocupou com maior frequência a resteva seca, indicativo de que essa espécie prefere fisionomias de vegetação herbácea alta e seca. A manutenção de áreas de resteva com essa fisionomia é fundamental para a manutenção local dessa espécie.

*Aves de rapina*. Conforme já foi discutido, as aves de rapina aquáticas, com exceção de *Rostrhamus sociabilis*, apresentaram marcada variação em suas distribuições sazonais durante o período de estudo.

*Circus cinereus* utilizou com maior intensidade o banhado com ciperáceas, sendo também observado no banhado com gramíneas altas e na resteva seca durante o verão e na vegetação pioneira no inverno.

Essa espécie foi considerada migratória por Belton (1994) e de situação desconhecida por Mähler jr. *et al.* (1996). Sua residência total e nidificação no sul do Rio Grande do Sul foi atestada por Maurício e Dias (1996) e, ao menos sua residência total, foi ratificada no presente estudo.

*Circus buffoni* foi registrado em todas as estações utilizando a resteva paludosa e o banhado com ciperáceas e, com exceção da primavera, também na resteva seca. Esta espécie

parece ser mais generalista quanto à utilização dos recursos disponíveis nas fisionomias de áreas úmidas em relação à sua congênera que, por conta disso, não deve ser capaz de ocupar áreas de resteva muito distantes das manchas de banhado com ciperáceas, a fisionomia pela qual demonstrou preferência.

*Buteogallus urubitinga*, por sua vez, foi observado, quase que exclusivamente na resteva paludosa, demonstrando ser mais hábil em explorar uma fisionomia que sofreu alterações antrópicas e que se encontra em regeneração.

A seleção de habitats de forrageio por aves de rapina pode ser influenciada pela acessibilidade e abundância de presas como roedores, aves e insetos (Baker e Brooks 1981, Bechard 1982, Preston 1990, Babcock 1995, Leveau e Leveau 2002).

A configuração espacial de áreas de banhado, aliada ao padrão de uso do solo em áreas com cultivos rotativos, resultam em uma distribuição em mosaico das melhores áreas de forrageio para todas as espécies de aves de rapina (Albuquerque *et al.* 1986). Loures-Ribeiro (2002), num estudo sobre aves de rapina na planície de inundação do alto rio Paraná e noroeste paranaense, afirmou que essas espécies utilizaram um mosaico de habitats formado por vários tipos de fisionomias. Dessa forma, as diferenças entre densidade e distribuição da cobertura vegetal ao longo desse mosaico parecem influenciar a distribuição das aves de rapina, fazendo com que a abundância das mesmas seja limitada não pelo número disponível de presas, mas pela estrutura do habitat (Baker e Brooks 1981). Também as densidades de presas podem variar espaço-temporalmente (Mills *et al.* 1991) influenciando a distribuição espaço-temporal das aves de rapina. A distribuição das aves de rapina dependentes de áreas úmidas na área de estudo parece refletir essas afirmações. A disponibilidade de presas na resteva paludosa durante o outono e inverno parece ter diminuído, obrigando *Circus buffoni* a utilizar a resteva seca nesse período.



Restevas de trigo e soja, junto com pastagens foram os habitats mais utilizados por aves de rapina, caracterizando-se por apresentarem uma importante acessibilidade de presas em relação a áreas cultivadas. Essas espécies aparentemente evitariam os cultivos devido-possivelmente, a uma maior altura e densidade das plantas em relação a outros habitats (Bechard 1982, Preston 1990, Leveau e Leveau 2002).

Espécies como *Circus cinereus* e *Circus buffoni*, consideradas típicas de pastagens de *Paspalum quadrifarium*, podem estar sendo negativamente afetadas por atividades agrícolas, especialmente por arados (Leveau e Leveau 2002). Por outro lado, várias aves de rapina parecem se favorecer pelas práticas agrícolas, como *Milvago chimango*, uma rapineira oportunista que se aproveita dos arados para se alimentar de pequenos invertebrados (Leveau e Leveau 2002) e *Elanus leucurus* que parece estar em expansão graças à intensificação da agricultura (del Hoyo *et al.* 1994)

A movimentação de anatídeos ao longo do ciclo sazonal já foi discutida anteriormente. *Dendrocygna* spp. foram mais freqüentes e abundantes no campo alagado 2, mas também foram observados na resteva paludosa e em áreas de lavoura. *Anas* spp. utilizaram tanto a resteva seca como o campo alagado 2. *Amazonetta brasiliensis* se mostrou bem distribuída na área de estudo, ocupando várias fisionomias.

O mosaico de fisionomias parece ser um elemento positivo para a estruturação das populações de ardeídeos no Banhado dos Pachecos, a medida em que a heterogeneidade de habitats fornecem habitats de forrageio, pernoite e nidificação contíguos ou próximos.

*Ralídeos*. Um grupo expressivo de ralídeos ocuparam diversas fisionomias do Banhado dos Pachecos. Muito provavelmente, graças à heterogeneidade do local foi possível registrar regularmente tantas espécies desse grupo, notadamente *Laterallus* spp. e *Aramides* spp.

As restevas, juntamente com os banhados com ciperáceas e com gramíneas altas se mostraram importantes para a manutenção de *Porzana albicollis* que, embora abundante em todas as estações climáticas na área de estudo é espécie de distribuição e hábitos ainda pouco conhecidos no Rio Grande do Sul.

Espécies crípticas e/ou inconspícuas como *Pardirallus maculatus* provavelmente sejam mais abundantes do que aparentaram e outras espécies, igualmente inconspícuas e/ou crípticas não registradas no presente estudo, podem ocorrer na área, como *Porzana flaviventer* e *Coturnicops notatus*. A continuidade dos estudos quantitativos, aliados à atividades de captura e anilhamento irão, com certeza, lançar novas luzes ao conhecimento desse grupo de aves não só no Banhado dos Pachecos, como também em outras áreas úmidas do Rio Grande do Sul.

*Passeriformes*. Vários passeriformes aquáticos foram registrados na área de estudo. Atenção especial será dada àquelas espécies ameaçadas de extinção: *Limnoctites rectirostris*, *Scytalopus iraiensis*, *Heteroxolmis dominicana*, *Sporophila collaris*, *Xanthopsar flavus* e *Agelaius thilius*.

*Limnoctites rectirostris*. É espécie rara no litoral gaúcho, onde ocorre ao longo das bordas do banhado do Vinte-e-cinco, litoral sul (Maurício e Dias 2001). Sua manutenção na área de estudo depende da continuidade de seu hábitat preferencial: áreas inundadas com taboais (*Typha* spp) e capim alto com grande proporção de caraguatá (*Eryngium* spp) (San Martin 1963). No Banhado dos Pachecos e arredores, esses hábitats podem ser descaracterizados pelo pisoteio e sobrepastoreio, de modo que o monitoramento e restrição dessas atividades são desejáveis.

*Scytalopus iraiensis*. Espécie recentemente descrita (Bornschein *et al.*, 1998) e citada para o Rio grande do Sul (Bencke, 2001). No Banhado dos Pachecos, *S. iraiensis* já havia sido citada por Accordi e Barcellos-Silveira (submetido).

No presente estudo, *S. iraiensis* se mostrou uma das espécies mais abundantes no banhado com gramíneas altas, no banhado com ciperáceas e na vegetação arbustiva/arbórea pioneira em todas as estações climáticas. Os índices de abundância se mostraram mais elevados no banhado com gramíneas altas, provavelmente, o hábitat mais propício para a espécie na área de estudo, seguido pelo banhado com ciperáceas e a vegetação pioneira. Nos banhados com gramíneas altas e com ciperáceas houve um aumento no índice de abundância da primavera para o verão, que deve ser atribuído ao aumento das atividades vocais no período reprodutivo e ainda pelo recrutamento de novos indivíduos no período pós-reprodutivo.

A ocorrência de *S. iraiensis* no Rio Grande do Sul não deve causar estranheza. Bornschein *et al.* (1998) já haviam comentado que essa espécie poderia ocorrer em todas as várzeas do planalto meridional do Brasil.

Pacheco e Bauer (2000) citaram como áreas prioritárias para conservação na Região Sul aquelas que salvaguardassem populações viáveis de *S. iraiensis*. No Banhado do Maçarico, litoral sul do Rio Grande do Sul, *S. iraiensis* também se mostrou espécie abundante, sendo que Maurício e Dias (2001) estimaram que a população lá existente seja suficientemente grande para assegurar a conservação em longo prazo dessa espécie.

O Banhado dos Pachecos, muito provavelmente também abriga uma população viável dessa espécie. A conservação local de *Scytalopus iraiensis* depende da manutenção dos banhados com gramíneas altas e com ciperáceas.

*Heteroxolmis dominicana*. A possibilidade de essa espécie efetuar movimentos migratórios ou deslocamentos errantes já foi discutida anteriormente. Na área de estudo, essa espécie encontra nos banhados com vegetação herbácea alta, campos com *Eryngium* spp. e nas restevas antigas da área de estudo um dos seus derradeiros refúgios na região.

No Banhado dos Pachecos, observou-se em 11/8/2002 um bando misto formado por oito *H. dominicana* e 30 *Xanthopsar flavus*, todos no chão em pastagem seca e rala próximos ao banhado com gramíneas altas. A estreita relação de *H. dominicana* com *X. flavus* foi enfatizada por Belton (1994) e estudada por Fontana (1994).

A distribuição atual de *H. dominicana* no Rio Grande do Sul parece ser fragmentada, com as maiores populações localizadas no Planalto das Araucárias. Na Planície Costeira, parece se concentrar no extremo sul do estado, embora existam alguns registros esporádicos mais ao norte. Camargo (1962) mencionou uma coleta em Barra do Ribeiro (4/1/1953). Dias e Maurício (1998) registraram um indivíduo em nove de maio de 1997 nas marismas do Saco da Mangueira. Considerando que esses autores trabalharam três anos (1996-1998) nessa área, a espécie pode ser considerada rara ou até mesmo ocasional nessa região.

Maurício e Dias (2001) estimaram que a população de *H. dominicana* existente no banhado do Maçarico (Santa Vitória do Palmar) seja suficientemente grande para assegurar a conservação em longo prazo dessa espécie.

A população que freqüenta o Banhado dos Pachecos parece ser pequena, sendo que a maior parte dos registros obtidos no período de estudo foram fora das amostras quantitativas. É bem provável que o contingente que ocupou o Banhado dos Pachecos durante o período de estudo não tenha sido maior que os 12 indivíduos registrados em 12 de maio de 2002.

Mesmo que essa espécie não seja migratória na região, é bem provável que ocupe uma extensa área de vida, podendo passar vários meses sem ser observada em determinadas fisionomias ou locais. A conservação dessa espécie no Banhado dos Pachecos requer medidas urgentes para assegurar a maior extensão possível de restevas herbáceas e uma ligação com o Banhado Grande de forma a facilitar o trânsito entre essas áreas. Talvez medidas mais extremas como translocações sejam necessárias para assegurar a continuidade a médio e longo prazos da espécie na região.

*Sporophila collaris*. Essa espécie pode ou não realizar deslocamentos locais ou regionais. De qualquer modo, sua preservação na área de estudo depende da manutenção dos banhados com ciperáceas e com gramíneas altas, as fisionomias que contém os habitats preferenciais da espécie.

*Xanthopsar flavus*. Essa espécie vem sofrendo uma constante diminuição populacional em toda a sua área de distribuição, aparentemente devido à destruição de seu habitat (Collar *et al.*, 1992).

Em franca regressão no Uruguai, em Humedales del Este, existem algumas populações reduzidas de *X. flavus* que nidificam em ambientes de banhados (Clara e Maneyro, 1999).

Maurício e Dias (2001) afirmam que as estreitas turfeiras existentes no complexo Vinte-e-cinco/Mulata representam as únicas áreas de ocorrência conhecidas de *X. flavus* no litoral do Rio Grande do Sul. Essa espécie juntamente com *H. dominicana* têm populações estabelecidas nesse complexo, onde podem estar severamente ameaçadas por projetos de extração de turfa.

Na área de estudo, *Xanthopsar flavus* se mostrou residente, sendo registrado em todas as estações climáticas, mas com menor intensidade durante o outono. Foi mais abundante no banhado com ciperáceas, mas também freqüentou as áreas de resteva seca, pastagens e campo alagado 1, muito provavelmente em atividades de forrageio. Essa espécie parece aumentar sua área de vida no outono/inverno, talvez pelo hábito de seguir *Heteroxomis dominicana*, cuja área de vida se mostrou mais ampla.

Durante o período de estudo, *X. flavus* foi observado em bandos de tamanhos variáveis, aparentemente menores no período da primavera. Em 30/12/2001 foi observado um bando de 22 indivíduos sobrevoando uma lavoura de arroz; nesse mesmo dia, supostamente um outro bando com dez indivíduos foi observado sobrevoando uma resteva seca; em 11/2/2002, 28 veste-amarelas passaram sobrevoando um banhado com ciperáceas em direção

à resteva seca; logo após esse episódio, observou-se um bando de 25 indivíduos em lavoura de arroz, supostamente um outro bando; em 11/8/2002, conforme já mencionado, 30 *X. flavus* foram observados em pastagem seca e rala próximo ao banhado com gramíneas altas juntamente com oito *Heteroxolmis dominicana*; em 26/9/2002 foram vistos seis indivíduos empoleirados em maricá (*Mimosa bimucronata*), na interface pastagem/banhado com gramíneas altas.

A situação de *X. flavus* no banhado dos Pachecos parece não ser muito favorável a sua manutenção a longo prazo, pois sua população deve estar isolada e, com poucos indivíduos, exposta às complicações decorrentes da perda de variabilidade genética. A maior contagem feita em um único turno (diminuindo o risco de contagens duplas) apontou cerca de 53 indivíduos, no mês de fevereiro. Como nesse dia foi percorrido apenas cerca da metade oeste da área de estudo e na outra metade também há registros dessa espécie, pode-se supor que outros bandos também poderiam estar usando essa metade da área ao mesmo tempo e não foram contados, ou estarem ainda em outras partes mais interiorizadas do banhado com ciperáceas. Portanto, pode-se supor, numa estimativa conservadora que a população total de *X. flavus* na área de estudo não deva exceder 100 indivíduos (entre jovens, fêmeas e adultos). Levando-se em conta que essa contagem foi realizada em fevereiro, após o período reprodutivo, provavelmente a população já contava com recrutas e devia se encontrar no máximo populacional do ciclo anual. Levando-se ainda em conta que a população de *X. flavus* deva sofrer baixas no período de outono/inverno, em função da escassez de alimentos e o rigor do clima, é bem provável que existam poucos pares reprodutivos que efetivamente alcançam a maturidade e o sucesso reprodutivo.

*Agelaius cyanopus*. A ocorrência dessa espécie no Rio Grande do Sul ainda é uma incógnita. Até pouco tempo sua ocorrência era conhecida apenas pelos registros de Belton (1994) entre 1974 e 1975 no Banhado São Donato, extremo oeste do estado. Recentemente foi

novamente observado no Banhado São Donato por Glayson A. Bencke (inf. pess.) e no presente estudo.

Situação diferente vive essa espécie no vale aluvial do rio Paraná Médio, na Argentina, aonde chega a ser a espécie dominante sobre seus congêneres *A. thilius* e *A. ruficapillus* e freqüente em bandos multi-específicos, onde é espécie nuclear em agrupamentos com *Molothrus* spp (Beltzer, 1984).

Conforme já discutido anteriormente, *A. cyanopus* pode ter ocupado fisionomias diferentes ao longo do ciclo sazonal e ter passado despercebida durante o outono/inverno. Essa afirmação parece ser acertada, já que na Argentina, *A. cyanopus* mostrou explorar vários recursos em um mosaico de habitats. No período verão-outono se mostrou marcadamente granívoro e, com a escassez desse recurso no inverno-primavera, o espectro trófico se ampliou consideravelmente, explorando os organismos associados à vegetação aquática (Beltzer e Paporello, 1983).

A área de vida dessa espécie, porém, parece ser restrita, apresentando marcada dependência de fisionomias de banhados herbáceos altos, como o banhado com ciperáceas da área de estudo. A capacidade de deslocamento dessa espécie entre manchas de habitat apropriados é desconhecida e, sabendo-se da sua aparente escassez nos banhados do Rio Grande do Sul, a manutenção do banhado com ciperáceas da área de estudo é condição essencial para a preservação local dessa espécie.

Duas espécies de aves não-aquáticas que ocorrem no Banhado dos Pachecos, *Molothrus bonariensis* e *Estrilda astrild* podem afetar as dinâmicas populacionais de espécies de aves aquáticas nessa área. Sua ocorrência na área de estudo e as possíveis influências negativas sobre espécies de aves aquáticas serão a seguir discutidas.

*Molothrus bonariensis*. Essa espécie é nido-parasita e vem se beneficiando com a ampliação da área agrícola (Post e Wiley, 1977; Cavalcanti e Pimentel 1988; Post *et al.* 1990; Lowther e Post, 1999).

O nido-parasitismo de *M. bonariensis* na América do Sul tem sido reportado para várias espécies de aves aquáticas, destacando a ameaçada globalmente *Xanthopsar flavus* e a ameaçada no Rio Grande do Sul *Agelaius cyanopus* (Fraga 1978; Cavalcanti e Pimentel 1988; Mermoz e Reboreda 1994; Dias e Maurício 1997; Lichtenstein 1998; Lowther e Post, 1999; Fraga, 2002).

Fraga (2002) chegou a encontrar uma incidência de 34,5% (10 de 29 ninhos) de ovos de *M. bonariensis* em ninhos de *X. flavus*, o que fez esta espécie ser considerada como a melhor hospedeira entre os icterídeos. Sua presença em bandos mistos pode estar relacionada com a dominância de seus indivíduos sobre o de outras espécies potencialmente hospedeiras (Post e Wiley, 1992).

A possível expansão dessa espécie na área de estudo, em função do aumento das atividades agro-pastoris deve ser monitorada, para medir possíveis efeitos deletérios nos níveis populacionais de espécies ameaçadas de extinção e hospedeiras de *M. bonariensis*.

*Estrilda astrild*. Essa espécie foi pouco registrada na área de estudo e, muito provavelmente foi introduzida durante a fase de amostragens de campo, pois a mesma não havia sido registrada por Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) e durante os primeiros meses do presente trabalho.

Uma possível competição dessa espécie exótica pode ocorrer com espécies do mesmo grupo funcional de forrageio é alegada por vários autores. Porém, evidências indicam que tal evento parece não ocorrer. Oren e Smith (1978) afirmaram que *E. astrild* estabeleceu-se com sucesso na Amazônia pela exploração de capins procedentes de seu lugar de origem, a África (*Panicum maximum* capim-colonião), ignorando completamente espécies de gramíneas



nativas. Com base nessa afirmação, esses autores declararam improvável a competição de *E. astrild* por gramíneas nativas com outras espécies nativas de aves granívoras, como *Oryzoborus angolensis* e *Volatinia jacarina*.

Macedo *et al.* (2000) estudaram a ecologia alimentar de *E. astrild* e *Sporophila castaneiventris* na região de Manaus e encontraram baixa similaridade entre a dieta das duas espécies. No Rio Grande do Sul, Oliveira (1980) observou, “algumas vezes, pequenos grupos de bicos-de-lacre, em companhia de *Sporophila caerulea* e *Volatinia jacarina*” capturando no ar pequenos insetos.

É importante também monitorar a população de *Estrilda astrild* na área de estudo, de modo a medir sua amplitude de nicho e possíveis sobreposições com espécies nativas.

Algumas considerações sobre as dinâmicas populacionais das aves aquáticas no banhado dos Pachecos se fazem importantes de serem frisadas.

O alto IPA de *S. iraiensis* nas fisionomias herbáceas de banhado indicam que a maior restrição para a dispersão dessa espécie são seus requerimentos de hábitat. Tal fato pode se estender a outras espécies especialistas de banhados herbáceos e igualmente ameaçadas como *Xanthopsar flavus*, *Agelaius cyanopus* e *Heteroxolmis dominicana*.

De fato, Fairbairn e Dinsmore (2001) encontraram uma correlação positiva entre a área disponível de hábitat preferencial e a densidade de muitas espécies de aves aquáticas, o que parece ocorrer com as espécies acima mencionadas.

Nem todas as espécies são igualmente suscetíveis à extinção e algumas podem se beneficiar do uso da terra ou outras alterações antrópicas (Pulliam e Babbitt, 1997). Isso parece inteira ou parcialmente verdadeiro para algumas espécies, como as aves aquáticas de rapina, alguns ralídeos como *Porzana albicollis* e passeriformes como *Agelaius ruficapillus*.

Há porém, várias restrições quanto ao uso de áreas agrícolas por espécies com necessidades vitais mais restritas. Por exemplo, arrozais podem não ser um substituto

adequado para as áreas úmidas naturais, por que o declínio da rentabilidade de recursos disponíveis com a maturação do arroz coincide com a demanda máxima por alimento necessário para as aves criarem seus filhotes (Richardson *et al.* 2001).

Várias espécies devem depender de um corredor de áreas úmidas para realizarem seus movimentos sazonais. Algumas são aquáticas, como *Butorides striatus*, *Mycteria americana* e, juntamente com outras já citadas, como *Rostrhamus sociabilis*, *Dendrocygna* spp., *Anas* spp. e passeriformes como *Hymenops perspicillatus*, *Pseudocolopteryx* spp. e *Sporophila collaris*, podem estar realizando movimentos migratórios se aproveitando de corredores formados por áreas úmidas ao longo da costa sul-brasileira e do leste do Rio Grande do Sul até o Pantanal, via bacia do Paraná.

A conectividade entre áreas úmidas, torna-se portanto, assunto de grande importância para a conservação das espécies de aves aquáticas do cone-sul da América do Sul. A conectividade pode ser percebida em várias escalas. Conforme já foi discutido, a capacidade de movimentação varia entre uma espécie e outra e a movimentação, seja por dispersão ou por migração de cada espécie vai depender de sua percepção da paisagem.

Muitas espécies percebem as fisionomias agrícolas como barreiras intransponíveis ou muito difíceis de serem vencidas. Nesse caso, a perda de conectividade das fisionomias de banhados herbáceos do Banhado dos Pachecos com fisionomias equivalentes no Banhado Grande, deve estar diminuindo ou mesmo impossibilitando o fluxo de muitas espécies entre essas duas áreas que, antes da expansão agrícola iniciada na década de 60, faziam parte de um único complexo de áreas úmidas.

Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) afirmaram que, embora a similaridade da avifauna entre esses dois remanescentes de banhados herbáceos seja alta, os dois compartimentos possuem aspectos próprios que os diferenciam espacial e estruturalmente, principalmente pelo alto número de espécies restritas a apenas um ou dois tipos de

fisionomias. As fisionomias agrícolas existentes entre os dois remanescentes, por sua vez, apresentam alto número de espécies generalistas e representam uma barreira para aquelas especialistas que não conseguem se dispersar.

Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) já haviam chamado a atenção para a importância de conservação de extensas áreas palustres para assegurar a viabilidade populacional daquelas espécies que se encontram restritas a elas. O presente trabalho demonstrou que espécies como *Circus cinereus*, *Scytalopus iraiensis*, *Xanthopsar flavus*, *Gallinago undulata* e *Limnornis curvirostris* podem estar mantendo populações no banhado dos Pachecos isoladas de outras prováveis populações, devido à já citada incapacidade ou dificuldade dessas espécies se deslocarem por fisionomias agrícolas, estruturalmente muito diferentes dos habitats palustres que as mesmas ocupam.

Informação sólida sobre o tamanho, distribuição e tendências das populações de aves aquáticas é um ponto essencial para o desenvolvimento de prioridades de conservação para rotas migratórias e os sítios dentro delas (Davidson, 1999).

Também o conhecimento da capacidade de dispersão de espécies especialistas de habitat é essencial para o delineamento de estratégias de manutenção de populações viáveis das mesmas. A população de *Xanthopsar flavus* do banhado dos Pachecos, muito provavelmente, se encontra hoje isolada de outras populações e incapaz de aumentar sua área regional de distribuição.

A configuração atual dos limites do Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos deixa de fora remanescentes de banhado com ciperáceas utilizados por diversas espécies ameaçadas de extinção e especialistas de habitat. É premente a incorporação desses lotes à área do refúgio, sob pena de diminuir ainda mais a área de vida de várias espécies ameaçadas de extinção.

Faz-se necessário o estabelecimento de uma zona de amortização (tampão) com usos antrópicos restritos ao longo de todo o perímetro do refúgio. Espécies diferentes de aves possuem graus variáveis de tolerância a atividades humanas mas, via de regra, todas as espécies sofrem alguma perturbação (Parsons e Burger 1982; Burger e Gochfeld 1991; de Mauro 1993; Andrews 1995; Rodgers e Smith 1997).

Mesmo atividades de ecoturismo envolvendo observação de aves na área do refúgio merecem ser analisadas com cautela. Burger e Gochfeld (1991) afirmaram que mesmo as aves se tornando habituadas a presença de humanos trabalhando, jogando ou se movendo ao seu redor, a abordagem física de um observador de aves é fundamentalmente diferente, ao modo de potenciais predadores (abordagem lenta e deliberada, continuamente observando as aves), o que usualmente os habitantes humanos locais não fazem.

Na visão de Burger *et al* (1995), “observadores de aves e aves podem co-existir amigavelmente, mas apenas quando forem dispensadas cuidadosas considerações para controlar a duração e a proximidade dos encontros”.

A situação parece ser mais crítica a leste do Banhado dos Pachecos, na fisionomia campo alagado 1, onde, durante o inverno, apenas uma pessoa caminhando pela taipa que margeia essa área pode perturbar e causar a debandada de milhares de *Dendrocygna* spp.

A paisagem do banhado dos Pachecos e arredores vêm sofrendo um crescente processo de expansão, principalmente agro-pastoril, mas também urbana. Em consequência, várias espécies invadiram e colonizaram a região e, muito provavelmente, houve perdas históricas de espécies.

Exemplo de espécies invasoras, pode-se citar, *Estrilda astrild*, invasora recente do banhado dos Pachecos, conforme citado no presente trabalho. Como perda histórica, pode-se citar a situação de *Polystictus pectoralis* espécie com situação desconhecida para o Rio Grande do Sul e sem registros para o estado há mais de 70 anos. Gliesch (1930) citou a

espécie para Porto Alegre, sendo que a mesma devia ocorrer em campos arbustivos ou com capim alto, seu hábitat típico (Ridgely e Tudor, 1994). Muito provavelmente essa espécie ocorria nos campos arbustivos ao longo das áreas mais altas do banhado dos Pachecos. Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) citaram duas possíveis observações dessa espécie no Banhado dos Pachecos junto a resteva antiga transformada em campo. Durante o presente trabalho, a presença dessa espécie não foi confirmada para a área de estudo e, se ainda ocorre, deve estar criticamente ameaçada de extinção local.

Uma espécie que muito provavelmente sofreu extinção local foi *Rhynchotus rufescens* (perdigão). Essa espécie foi registrada no banhado dos Pachecos por Walter A. Voss (*in litt.*) entre os anos de 1979 e 1980. Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) também a registraram entre 1999 e 2001 na mesma área. No presente estudo, essa espécie não foi registrada. Como seu canto é muito escutado ao longo de todas as estações climáticas, é improvável tal espécie ter passado despercebida durante os trabalhos de campo do presente estudo. Com o assentamento humano realizado em 1999, a pressão de caça por essa espécie cinegética deve ter decretado a sua extinção local.

Quanto mais aumenta a densidade humana e o grau de alteração de áreas úmidas, mais pesadas devem ser as atividades de manejo em múltiplos níveis para determinar as táticas de conservação apropriadas para aves aquáticas (Erwin, 2002).

Jones e Bock (2002) compararam dados de 100 anos de contagens de aves em uma região campestre no limite oeste das Grandes Planícies (E.U.A.) que sofre crescente expansão urbana. De acordo com esses autores, 76% da avifauna nativa registrada em 1900 se manteve até os dias atuais. Porém, espécies anteriormente comuns relacionadas a determinados tipos de habitats desapareceram ou diminuíram em quantidade, enquanto outras aumentaram.

Associações entre plantas e animais têm uma longa história de interações evolutivas e a continuidade bem sucedida dessa evolução significa a conservação de ecorregiões e

unidades biogeográficas inteiras através dos continentes de modo que as paisagens dentro dessas regiões sirvam como corredores às espécies nativas a essa região (Maurer, 1992).

Por outro lado, as fisionomias de áreas úmidas do banhado dos Pachecos, numa perspectiva de tempo ecológico, formam fisionomias transicionais num processo de sucessão. De um lago arenoso e raso, há cerca de 4.500 anos (Villwock *et al.* 1980), a paisagem se modificou até chegar ao ponto em que se encontra hoje. O processo de sucessão, hoje em andamento no banhado dos Pachecos, está se encaminhando para a formação de uma área de floresta, que, no decorrer do tempo ecológico deixará áreas relativamente pequenas das fisionomias de vegetação aberta que hoje lá se encontram instaladas.

Atualmente já é perceptível a formação de manchas de vegetação arbustiva pioneira e mesmo arbustiva/arbórea, tanto no banhado com gramíneas altas como no de ciperáceas. Essas manchas esparsas de vegetação pioneira arbustivo-arbórea podem adicionar diversidade de espécies, ao suportarem espécies que, do contrário, não usariam áreas abertas, mas a dominação total de uma mancha de banhado herbáceo por vegetação arbustiva levaria à extinção local de muitas espécies especialistas de habitats herbáceos (Burgess *et al.*, 1995).

O atual padrão de ocupação da terra no banhado dos Pachecos e áreas de entorno, não possibilita a expansão das fisionomias de banhado herbáceo que, de outra forma, poderiam estar sucedendo outros estágios mais iniciais na formação de uma área úmida e dando continuidade espaço-temporal à essas fisionomias. Dessa forma, para a manutenção do atual *modus vivendi* das fisionomias de banhado herbáceo no banhado dos Pachecos, a viabilidade de intervenção humana através de manejo deve ser estudada em seus prós e contras.

Nas condições de isolamento atuais do Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, a manutenção de populações de espécies especialistas de habitat como *Xanthopsar flavus* que podem se extinguir localmente devido a eventos catastróficos como queimadas ou

temporais, ou por erosão genética poderá ser viabilizada com operações de translocações de indivíduos.

O aumento da conectividade entre o remanescente do banhado dos Pachecos e o remanescente do banhado Grande através de corredores de vida silvestre, poderá possibilitar o fluxo de espécies especialistas entre uma área e outra, possibilitando-as a ampliação de sua área atual de distribuição na região ou aumentando o fluxo gênico (Lindenmayer e Nix, 1993; Hess e Fischer, 2001).

A restauração de um corredor de áreas úmidas entre o banhado dos Pachecos e o banhado Grande, juntamente com um manejo rotativo de cultivos de arroz parece ser a alternativa mais viável e conciliatória entre pontos de vista econômico e conservacionista para possibilitar o aumento da conectividade no Sistema Banhado Grande.

Por restauração de áreas úmidas se entende como um conjunto de ações levadas a cabo em uma área úmida natural convertida ou degradada que resulte no restabelecimento dos processos e funções ecológicos e ligações bióticas/abióticas e levem a um sistema persistente, resiliente integrado com sua paisagem (Society of Wetland Scientists, 2000b).

Experiências com restauração de áreas úmidas têm apontado resultados positivos quanto ao aumento de habitats de reprodução para espécies especialistas (McLeod e Higgins, 1998), aumento da heterogeneidade espacial e da diversidade da paisagem (Comin *et al.*, 2001).

A Sociedade de Cientistas de Áreas Úmidas dos Estados Unidos (Society of Wetland Scientists, 2000a) assumiu uma posição a respeito da restauração e criação de áreas úmidas. Essa sociedade recomenda que: 1) os documentos de projeto e planejamento de restauração e criação de áreas úmidas incluam claramente padrões de execução articulados que estejam baseados na melhor ciência disponível e que reflitam os objetivos estruturais e funcionais dos

projetos e 2) deve-se encorajar a pesquisa que ligue os padrões de execução com a função das áreas úmidas (Society of Wetland Scientists, 2000a).

Em uma visão otimista, a Convenção Ramsar (Moller, 1999) apóia a restauração de áreas úmidas como um elemento de planejamento nacional para a conservação e amplo uso das mesmas e antevê que as áreas úmidas podem vir a ser o primeiro grande ecossistema que a humanidade, em uma escala global, tentou restaurar e reabilitar para compensar a destruição e mau manejo que tiveram lugar no passado.

Parcerias regionais, dirigidas por objetivos biológicos e uma visão comum são, mais do que nunca, os ingredientes para uma receita bem sucedida de conservação em uma escala de paisagem (Schmidt *et al.* 1999).

#### **4.5 O Sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância internacional**

O Sistema Banhado Grande (SBG) forma um extenso mosaico de áreas úmidas que chegou a ocupar uma área de 450km<sup>2</sup>, sendo 138km<sup>2</sup> permanentemente alagada e que hoje se restringe a dois remanescentes isolados por extensas lavouras de arroz: o Banhado Grande (cerca de 5000 ha) e o Banhado dos Pachecos (cerca de 2000 ha) (Mello, 1998) (ver Figura no Anexo 5).

Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) e a presente dissertação, apontaram a importância desse conjunto de áreas úmidas para a conservação global de aves aquáticas e como ponto de parada ou de passagem de muitas espécies migratórias. A conservação do SBG é de importância também para a preservação das funções ecossistêmicas que essas áreas úmidas cumprem e para que usos antrópicos sustentáveis também possam ser viabilizados em longo prazo para o aproveitamento das gerações futuras.

A arma política mais poderosa e eficiente para assegurar o uso sustentável e a conservação das áreas úmidas do SBG é a Convenção Ramsar, cujos países signatários devem



zelar por suas áreas úmidas, nomeadamente aquelas consideradas de importância internacional.

Nessa seção será apresentado um breve histórico das ações que a Convenção Ramsar vem desenvolvendo no sentido de ampliar e assegurar o amplo uso, conservação e manejo das áreas úmidas em todo o mundo, de modo a justificar a inclusão do SBG como Área Úmida de Importância Internacional (AUII).

O SBG se enquadra na classificação Ramsar como “turfeiras não-florestadas” entremeadas e cercadas por “terra irrigada” (Ramsar, 1999).

O SBG contribui para a drenagem da sub-bacia hidrográfica do rio Gravataí, sendo limitado a sul e sudeste pelas Coxilhas do Sudeste (Coxilha das Lombas), a sudoeste pelas Coxilhas do Sudoeste e a nordeste e nordeste pelas Coxilhas de Norte e Nordeste (Mello, 1998) (ver figura no Anexo 5).

Sabe-se que o solo orgânico do Banhado dos Pachecos é formado por turfas de idades holocênicas (2.500 +/- 100 a 4.500 +/- 100 anos B.P.), com espessura em torno de 2 m (Villwock *et al.*, 1980). As turfeiras do Banhado Grande ainda não foram estudadas.

Três unidades de conservação estão localizadas no SBG. A Reserva Ecológica do Banhado Grande, com 7.340ha, criada com a Lei Municipal nº 65, de 03/11/1981 e a APA Banhado Grande, criada pelo Decreto Estadual Nº 38.971 em 23/10/1998 ainda não foram implementadas. O refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos foi criado pelo Decreto Estadual Nº 41.559 de 24/4/2002, abrangendo uma área de 2.543,5 ha e está sendo implantado pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA-RS).

Realizou-se uma compilação do material bibliográfico disponível sobre o SBG, de modo a enquadrar essa área dentro dos critérios estabelecidos pela Convenção Ramsar para a escolha de Áreas Úmidas de Importância Internacional, levando em conta, também as

prioridades atuais da Convenção que prioriza a designação de banhados de turfeiras como AUIIs.

O Brasil é País signatário da Convenção Ramsar desde 24 de setembro de 1993 (Ramsar 2003b). A Convenção Ramsar vem, desde 1971, medindo esforços para que cada parte contratante designe dentro de seu território AUII apropriadas em termos de significância ecológica, botânica, zoológica, limnológica ou hidrobiológica (Ramsar, 1994, artigo 2).

Em 1996 foi adotado o Plano Estratégico 1997-2002 (Ramsar, 1996), que definiu uma série de novas orientações para o futuro, baseadas no texto da Convenção dando grande ênfase na designação de sítios de áreas úmidas sub-representadas, notadamente as turfeiras. Em Ramsar (1999), revisaram-se os critérios para designação de AUII e estabeleceram-se metas de longo prazo e linhas-guia para auxiliarem as partes contratantes a adotarem uma abordagem sistemática de seus sítios prioritários para designação (Ramsar, 1999).

No Plano Estratégico 2003-2008 (Ramsar, 2002a), foi frisado a importância de se incluir em inventários nacionais sobre áreas úmidas informações que identifiquem potenciais sítios Ramsar, dando particular prioridade a inventários de turfeiras, um tipo de área úmida sub-representado na Lista Ramsar. Dessa forma, um dos objetivos operacionais desse Plano Estratégico é “assegurar a conservação e amplo uso de turfeiras como uma demonstração de abordagem ecossistêmica da Convenção”, frisando a ação de “implementar as ‘linhas-guia para a ação global em turfeiras’, adotada pela resolução VII.17, notando a prioridade procurada para inventários de turfeiras, a proteção e possível designação de turfeiras como sítios Ramsar, a transferência de tecnologia de restauração e a manutenção do significado cultural das turfeiras e a implementação daquelas ações identificadas como prioridades nacionais”.

Seguindo essas premissas, a Convenção Ramsar lançou, através de sua resolução VIII.17, as “linhas-guia para um Plano de Ação Global para Turfeiras”, reconhecendo que as

turfeiras estão entre as áreas úmidas mais importantes por sua herança arqueológica e cultural através da preservação intacta de registros paleo-arqueológicos e artefatos arqueológicos (Ramsar, 2002b).

Nos últimos anos, as turfeiras vêm crescentemente sendo reconhecidas como uma parte vital dos recursos mundiais das áreas úmidas (Ramsar, 2002b). Turfeiras ativas, como as do SBG são arquivos paleo-ambientais insubstituíveis, além de serem consideradas como as maiores armazenadoras de carbono do mundo, agindo como sumidouros a medida em que acumulam matéria orgânica (Ramsar, 2002b).

Notadamente, o SBG pode assumir um papel de destaque no cenário mundial de áreas úmidas por suas turfeiras ativas. Em complemento, a Convenção Ramsar dispõe de uma série de critérios que podem elevar todo o SBG a uma condição de AUII. A seguir, relaciona-se os critérios (conforme Ramsar, 1999) que poderão ser utilizados para tornar o SBG uma AUII, seguidos de argumentação de suporte.

**Grupo A.** Sítios que contém tipos representativos, raros ou únicos de áreas úmidas.

*Critério 1.* Uma área úmida será considerada internacionalmente importante se contiver um exemplo representativo, raro ou único de um tipo de área úmida natural ou próximo do natural encontrado dentro da região biogeográfica apropriada.

O SBG se encontra dentro da Ecorregião das Lagunas Uruguaias e Sul do Brasil e na Província Biogeográfica Pampeana (Menegheti, 1998).

A porção da costeira Província Pampeana que compreende o SBG sofreu um processo de sedimentação através de sucessivos eventos transgressivos-regressivos, relacionados com os processos glácio-eustáticos iniciados no final do Terciário (Plioceno) e que terminaram na Transgressão Flandriana (Wildner *et al.*, 1988). Essa sedimentação originou sistemas lagunares restritos estabelecidos sobre terraços lagunares, que na fase final de assoreamento

desenvolveram uma sedimentação de águas calmas e rasas que grada verticalmente para vazas orgânicas e para turfas (Wildner *et al.*, 1988).

Dessa forma, as turfeiras do SBG possuem uma feição peculiar de áreas úmidas dentro da Província Pampeana, constituindo-se em um exemplo representativo de área úmida natural dessa região biogeográfica.

**Grupo B.** Sítios de importância internacional para conservação da diversidade biológica.

*Critério 2.* Uma área úmida deverá ser considerada internacionalmente importante se suportar espécies vulneráveis, em perigo ou criticamente em perigo ou comunidades ecológicas ameaçadas.

Três espécies de aves ameaçadas globalmente (Birdlife International, 2000) foram registradas para o SBG: duas vulneráveis (*Heteroxolmis dominicana* e *Xanthopsar flavus*) e uma em perigo (*Scytalopus iraiensis*) (Accordi e Barcellos-Silveira, submetido; presente dissertação).

Uma das linhas-guia estabelecidas para esse critério aponta que, quando as partes contratantes estiverem revisando os sítios candidatos para serem listados sob o mesmo, maior valor de conservação será dado para a seleção de uma rede de sítios que forneça hábitat para espécies raras, vulneráveis, em perigo ou criticamente ameaçadas (Ramsar, 1999). Idealmente, os sítios desta rede deverão, entre outras características, ter de abrigar uma alta proporção da população de uma espécie sedentária que ocupe um tipo restrito de hábitat.

Conforme apresentado nesse estudo, a ocorrência de *Scytalopus iraiensis* se restringiu, essencialmente, às fisionomias herbáceas do Banhado dos Pachecos. Essa espécie, de biologia pouco conhecida tem se mostrado especialista de áreas úmidas com extensas e densas formações herbáceas altas (Bornschein *et al.*, 1998, 2001). Convém ressaltar que essa é a segunda população de *S. iraiensis* encontrada no Rio Grande do Sul (Bencke, 2001) e uma das poucas registradas em sua área conhecida de distribuição (Bornschein *et al.*, 2001).

Além das espécies ameaçadas de extinção, o SBG pode ser caracterizado como uma comunidade ecológica ameaçada, que inclui áreas significativas de certas comunidades típicas da Província Pampeana e possui comunidades no estágio atual resultantes de uma longa história de desenvolvimento que suportam um bem preservado arquivo paleo-ambiental.

O SBG abriga as duas maiores áreas de turfeiras da Planície Costeira e um arquivo paleo-ambiental com uma história geológica de mais de dois bilhões de anos que se confundindo com a história da formação do próprio continente e, particularmente, dos eventos formadores da costa Atlântica da América do Sul.

O SBG está assentado sobre rochas que datam de mais de dois bilhões de anos e nele estão representados os quatro grandes agrupamentos de unidades geológicas e de províncias morfológicas do estado: o Escudo Sul-rio-grandense, a Depressão Periférica Central, o Planalto Basáltico da Serra Geral e a Planície Costeira (Picada, 1970).

O SBG abriga depósitos sedimentares dos quatro principais episódios transgressivos-regressivos que aí ocorreram durante os últimos 400 mil anos (Villwock, 1972; Tomazelli e Villwock, 1996, 2000, Tomazelli *et al.*, 2000).

Estudo preliminar da composição palinológica da turfeira do banhado dos Pachecos “revelou uma rica associação composta (...) por grãos de pólen de dicotiledôneas e monocotiledôneas e esporos de pteridófitas e fungos”, indicando a presença de água ou muita umidade no local onde se formou a turfeira (Burjack e Marques-Toigo, 1980).

Estudo das algas diatomáceas contidas em sedimentos biogênicos nas turfeiras do Banhado dos Pachecos indicou a separação de dois grupos distintos que parece terem sido influenciados pelas flutuações de pH, provavelmente em decorrência de diferenças na distribuição vegetal que se encontra heterogênea (Callegaro, 1988).

*Critério 3.* Uma área úmida deverá ser considerada internacionalmente importante se suportar populações de espécies de plantas e/ou animais importantes para a manutenção da diversidade biológica de uma região biogeográfica em particular.

As linhas-guia que suportam esse critério sugerem que se priorizem sítios que sejam “hot spots” de diversidade biológica e que sejam evidentemente ricos em espécies, mesmo que o número presente de espécies não possa ser exatamente conhecido e/ou conter o conjunto de diversidade biológica (incluindo tipos de hábitat) que ocorrem em uma região e/ou suportar elementos de diversidade biológicas que sejam raros ou particularmente característicos da região biogeográfica.

Os trabalhos de Accordi e Barcellos-Silveira (submetido) e os resultados da presente dissertação atestaram a riqueza da ornitofauna do SBG, que suporta pelo menos 220 espécies, mais de um terço da avifauna registrada para o Rio Grande do Sul.

Embora a riqueza de outros grupos da fauna ainda seja pouco conhecida, sabe-se da ocorrência de 19 espécies de mamíferos para a área de estudo (Burger, 2002; obs. pess.), sendo três consideradas vulneráveis no Brasil: *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *leopardus tigrinus* (gato-do-mato-pequeno).

*Blasthocerus dicotomus* é espécie criticamente em perigo de extinção no Rio Grande do Sul (Marques *et al.*, 2002). Uma pequena população residual dessa espécie ainda habita o Banhado dos Pachecos e, provavelmente, esse seja o último refúgio da espécie no Rio Grande do Sul (Voss *et al.*, 1981).

Oliveira *et al.* (1988) apresentaram uma lista preliminar dos macrófitos aquáticos do Banhado Grande, com a constatação de 94 espécies. Esses autores constataram a “presença de diferentes comunidades vegetais, evidenciando as peculiaridades dos diferentes hábitats e diferenças edáficas no que diz respeito ao grau de umidade e encharcamento do solo”.

No banhado dos Pachecos já foram registradas, preliminarmente, 98 espécies de macrófitos aquáticos (43 famílias) e 143 espécies terrestres, formando mosaicos de vegetação com dominância de uma ou poucas espécies e ainda manchas de vegetação heterogênea (AO, inf. pess.).

A Convenção Ramsar (2002c) atentou para a necessidade de se considerar a importância ecológica das áreas úmidas no sentido amplo do termo, que inclui as relações humanas com o ambiente e reconhece a relação próxima e essencial entre o povo e a biodiversidade.

Mello (1990) retratou a interação humana com o SBG, ressaltando o caráter cíclico dessa relação. Conforme esta autora, a ocupação da sub-bacia do Gravataí “teve como fatores, contraditórios entre si, de um lado, a facilidade de acesso à água e, de outro, as dificuldades de lidar com ela, nos períodos de inundação”. Para Mello (1990), a água no SBG, “representa um elemento de extremo significado, fazendo com que a população ora se empenhe em buscá-la, a fim de viabilizar suas atividades, ora se esforce para evitar que ela destrua o que foi criado”.

Agricultores recentemente assentados no entorno do Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, possuem uma diversidade cultural heterogênea e muitos deles não se identificam diretamente com as extensas fisionomias de áreas úmidas que ocorrem no SBG. Oliveira (2002) observou “a necessidade de continuidade do processo de formação do período de acampamento, para consolidar a noção de preservação ambiental, agro-ecologia e fundamentos da economia solidária” entre essa comunidade de assentados.

A percepção da população humana que habita a área do SBG e seu entorno sobre o que as áreas úmidas representam e significam para suas vidas e para a das futuras gerações é de fundamental importância para o sucesso de qualquer plano de manejo que venha a ser implementado na região.

Dessa forma, o manejo participativo do SBG surge como uma prática não alternativa, mas sim necessária, para que os objetivos propostos sejam alcançados. Nesse contexto, a implementação da APA e da Reserva Biológica do Banhado Grande são fundamentais para o sucesso de programas de gerenciamento das áreas úmidas do SBG.



## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O aperfeiçoamento de técnicas de estudo da avifauna em áreas úmidas tem sido alvo de constantes diálogos na atualidade.
- É necessário o engajamento de pesquisadores do Cone-Sul da América do Sul em projetos conjuntos para o delineamento de estratégias e amostragens padronizadas para monitoramento, conservação e manejo da avifauna neotropical.
- Estudos quantitativos de grupos funcionais ainda são escassos e poderão revelar detalhes ainda obscuros no estudo da dinâmica da avifauna em áreas úmidas, principalmente as inter-relações entre as espécies de aves e o mosaico de fisionomias ao longo de ciclos temporais.
- Os dados obtidos na presente dissertação sobre movimentos sazonais da avifauna neotropical lançaram uma série de perguntas no ar. Somente estudos extensivos e abrangentes poderão responder essas perguntas e propor medidas eficientes para a conservação tanto das áreas úmidas em geral como das espécies de aves que delas dependem em particular.
- Faz-se necessário o monitoramento constante das potenciais fontes de impactos negativos para o Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, oriunda do seu entorno, bem como uma área de amortização entre os lotes do assentamento e a área do refúgio deve ser criada.
- A conectividade entre áreas úmidas é assunto de grande importância para a conservação das aves aquáticas do Cone-Sul da América do Sul. A restituição da conectividade entre o Banhado dos Pachecos e o Banhado Grande é essencial para a preservação de várias espécies ameaçadas de extinção e para a restauração de funções ecossistêmicas desempenhadas por essas áreas úmidas.

- O Sistema Banhado grande reúne vários dos requisitos indicados para ser considerado uma área úmida de importância internacional. Os órgãos governamentais devem se empenhar em acionar os mecanismos políticos necessários para o enquadramento do Sistema Banhado grande como um sítio Ramsar, ampliando as perspectivas regionais de amplo uso dessas áreas úmidas.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accordi, I.A. 2000. O Parque Estadual Delta do Jacuí como área úmida importante para a conservação de aves aquáticas no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *In*: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede nacional Pró-Unidades de conservação, nov. 2000, p. 813-821, v. 2: trabalhos técnicos.
- Accordi, I. A. 2002. Asas do Delta: aves entre a terra e a água. **Natureza em Revista** 13: 68-73.
- Accordi, I.A.; Barcellos-Silveira, A. (submetido). Avifauna da Bacia Hidrográfica do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. 1 – O Sistema Banhado Grande. **Iheringia**, série Zoologia.
- Accordi, I. A.; Vélez, E. Albuquerque, E.P. 2001. Lista anotada das aves do Parque Estadual Delta do Jacuí, RS. **Acta Biologica Leopoldensia** 23: 69-81.
- Albuquerque, E.P.; Reinehr, S.L. Verrastro, L. 1986a. Lista preliminar das aves observadas na área da Reserva Biológica do Lami e Ponta do Cego, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria** 8: 186-196.
- Albuquerque, J.L.B.; Brüggemann, F.M. 1996. A avifauna do Parque Estadual da serra do Tabuleiro, Santa Catarina, Brasil e as implicações para sua conservação. **Acta Biologica Leopoldensia** 18:47-68.
- Albuquerque, J.L.B.; Witech, A.J.; Aldous, A.M. 1986b. A roadside count of diurnal raptors in Rio Grande do Sul, Brazil. **Birds of Prey Bulletin** 3:82-87.
- Aleixo, A.; Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12:493-511.
- Alho, C.J.R. 1981. Small mammal populations of brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. **Revista Brasileira de Biologia** 41:223-230.
- Andrews, J. 1995. Waterbodies. *In*: Sutherland, W.J.; Hill, D.A. (eds.). **Managing habitats for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 121-148.
- Amezaga, J.M.; Santamaría, L.; Green, A.J. 2002. Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. **Acta Oecologica** 23:213-222.
- Antas, P.T.Z. 1987. A nidificação da avoante, *Zenaida auriculata*, no nordeste do Brasil, relacionada com o substrato fornecido pela vegetação. **Revista Brasileira de Zoologia** 3:467-470.
- Antas, P.T.Z. 1994. Migration and other movements among the lower Paraná river valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. **Bird Conservation International** 4:181-190.
- Antas, P.T.Z., Nascimento, J.L.X.; Ataguille, B.S.; Koch, M.; Scherer, S.B. 1996. Monitoring Anatidae populations in Rio Grande do Sul State, South Brazil. **Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife** 13:513-530.
- Antas, P.T.Z.; Silva, F.; Alves, M.A.S.; Lara-Resende, S.M. 1986. Brasil. *In*: Scott, D.A.; Carbonell, M. (compiladores). **Inventário de humedales de la Región Neotropical**. Slimbridge/Cambridge: IWRB/UICN. p. 63-111.

- Aspiroz, A.B. 2001. **Aves del Uruguay**. Lista y introducción a su biología y conservación. Montevideo: Aves Uruguay-GUPECA.
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology** 64:1495-1507.
- Babcock, K. 1995. Home range and habitat use of breeding Swainson's Hawk in the Sacramento Valley of California. **Journal of Raptor Research** 29: 193-197.
- Baker, J.A.; Brooks, R.J. 1981. Distribution patterns of raptors in relation to density of meadow voles. **Condor** 83:42-47.
- Barker, R.J.; Dauer, J.R. 1995. Statistical aspects of point count sampling. P. 125-130. *In*: Ralph, C.J.; Sauer, J.R.; Droege, S. (eds.). **Monitoring bird populations by point counts**. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.
- Bechard, M. J. 1982. Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's Hawk. **Condor** 84: 153-159.
- Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. 1991. **Ecology, individuals, populations and communities**. Oxford: Blackwell.
- Belton, W. 1976. Alguns aspectos da migração e distribuição das aves no estado do Rio Grande do Sul. **Iheringa**, Série Divulgação 5:69-80.
- Belton, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul**: distribuição e biologia. São Leopoldo: Ed. UNISINOS, 1994.
- Beltzer, A.H. 1984. Fidelidad y participación trófica de *Agelaius cyanopus* (Aves, Icteridae) en ambientes del río Paraná Médio (Argentina). **Boletim de Zoologia**, Universidade de São Paulo 8:133-136.
- Beltzer, A.H.; Papporello, G.. 1983. Alimentación de aves en el valle aluvial del río Paraná. IV – *Agelaius cyanopus cyanopus* Vieillot, 1819 (Passeriformes, Icteridae). **Iheringia**, Série Zoologia 62:55-60.
- Bencke, G.A. 1996. Annotated list of birds of Monte Alverne, Central Rio Grande do Sul. **Acta Biologica Leopoldensia** 18:17-42.
- Bencke, G.A. 2001. **Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul**. Publicações Avulsas FZB 10. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.
- Bencke, G.A.; Kindel, A. 1999. Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **Ararajuba** 7:91-107.
- Bergkamp, G.; Pirot, J-Y; Hostettler, S. (eds.). 2000. **Integrated wetlands and water resources management**. Proceedings of a workshop held at the 2nd International Conference on Wetlands and Development (november 1998, Dakar, Senegal). Global Series, IUCN.
- Bildstein, K.L.; Bancroft, G.T.; Dugan, P.J.; Gordon, D.H.; Erwin, R.M.; No, E. ; Payne, L.X. ; Senner, S.E. 1991. Approaches to the conservation of coastal wetlands in the western hemisphere. **Wilson Bulletin** 103: 218-254.
- Birdlife International. 2000. **Threatened birds of the world**: the official source for birds on the IUCN Red List. Barcelona e Cambridge, UK: Lynx Editions and Birdlife International.
- Blake, J.G. 1992. Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. **The Condor** 94:265-275.

- Blanco, D.E. 1999. Los humedales como habitat de aves acuaticas. P 208-217. *In* A.I. Malvárez (ed.). **Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados en Sudamérica**. Montevideo: UNESCO.
- Blanco, D.E.; Carbonell, M. (eds.). 2001. **El Censo Neotropical de aves acuáticas: los primeros 10 años: 1990-1999**. Buenos Aires e Memphis: Wetlands Internacional e Ducks Unlimited.
- Block, W.M. 1990. Geographic variation in foraging ecologies of breeding and nonbreeding birds in oak woodlands. P. 264-269. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Bo, N.A. 1969. Acerca de la afinidad de dos formas de *Serpophaga* (Aves, Tyrannidae). **Neotropica** 15:54-58.
- Bó, R.F.; Malvárez, A.I. 1999. Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna sivestre. P. 140-161. *In* Malvárez, A.I. (ed.). **Tópicos sobre humedales subtropicales y templados en Sudamérica**. Montevideo: UNESCO.
- Bolger, D.T.; Scott, T.A. Rotenberry, J.T. 1996. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. **Conservation Biology** 11:406-421.
- Bornschein, M.R.; Reinert, B.L. Pichorin, M. 1998. Descrição, ecologia e conservação de um novo *Scytalopus* (Rhinocryptidae) do sul do Brasil, com comentários sobre a morfologia da família. **Ararajuba** 6:3-36.
- Bornschein, M.R.; Pichorin, M.; Reinert, B.L. 2001. Novos registros de *Scytalopus iraiensis*. **Nattereria** 2:29-33.
- Brower, J.E.; Zar, J.H.; von Ende, C.N. 1998. Ecological sampling. P. 2-6. *In*: Brower, J.E.; ZAR, J.H.; von ENDE, C.N. (Eds.). **Field and laboratory methods for general ecology**. 4.ed. Boston: WCB, McGraaw-Hill.
- Brown, B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecology Letters** 6:316-325.
- Burger, J. 1978. Competition between cattle egrets and native north american herons, egrets, and ibises. **The Condor** 80:15-23.
- Burger, J.; Gochfeld, M. 1991. Human distance and birds: tolerance and response distances of resident and migrant species in Índia. **Environmental Conservation** 18:158-165.
- Burger, J.; Gochfeld, M.; Niles, L.J. 1995. Ecotourism and birds in coastal New Jersey: constrasting responses of birds, tourists, and managers. **Environmental Conservation** 22:56-65.
- Burger, M.I. [2000]. **Diagnóstico sobre a situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira**. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/workshop/costa/banhado/>>. Acesso em: 7 jul 2003, última atualização em 22 dez 2001.
- Burger, M.I. (coord.). 2002. **Mapeamento, diagnóstico e gerenciamento de ambientes de zona úmidas na bacia do Guaíba, tendo em vista sua preservação ou conservação**. Relatório Módulo I (não publicado). Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

- Burgess, N.; Ward, D.; Hobbs, R.; Bellamy, D. 1995. Reedbeds, fens and acid bogs. P. 149-196. *In*: Sutherland, W.J.; Hill, D.A. (eds.). **Managing habitats for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Burjack, M.I.A.; Marques-Toigo, M. 1980. Caracterização palinológica da turfeira da região de Águas Claras, município de Viamão, RS, Brasil. **Bol. IG** 5(11): 180-189.
- Cadernatori, C. V.; Machado, M. 2002. A fauna de vertebrados de um banhado costeiro em área periurbana no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências** 4: 31-43.
- Callegaro, V.L.M. 1988. **Diatomáceas da turfeira de Águas Claras, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**: taxonomia, aspectos ecológicos e subsídios à paleolimnologia. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geociências, UFRGS, Porto Alegre.
- Camargo, O.R. 1962. Aves sul-riograndenses do museu de caça e pesca. **Pesquisas** 6:5-67.
- Camozzato, E.; Fabrício, J.A.C.; Caye, B.R.; Wildner, W. 1982. Considerações sobre as jazidas de carvão de Chico Lomã e Santa Terezinha, RS. *In*: Congresso Brasileiro de Geologia, 32, Salvador, 1982. **Anais...** Salvador: Sociedade Brasileira de Geologia, v. 3, p. 1153-1158, 1982.
- Canevari, P.; Blanco, D.E.; Bucher, E.; Castro, G. Davidson, I. 1998a. **Los humedales de la Argentina**: clasificación, situación actual, conservación y legislación. Buenos Aires: Wetlands International. (Wetlands International Publ. 46).
- Canevari, P.; Davidson, I.; Blanco, D.; Castro, G.; Bucher, E. (eds.). 1998b. **Los humedales de América del Sur**: una agenda para la conservación de diversidad y políticas de desarrollo. Wageningen, Netherlands: Wetlands International. Disponível em: <[http://www.wetlands.org/inventory&/SAA/Intro/\\_INDEX@.htm](http://www.wetlands.org/inventory&/SAA/Intro/_INDEX@.htm)>. Acesso em: 7 jul 2003, última atualização em 5 fev 2003.
- Cavalcanti, R.B. 1990. Migrações de aves no cerrado. *In*: Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, 4, 1988, Pernambuco. **Anais...** Pernambuco: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 18 a 22 de julho de 1988, p.110-116.
- Cavalcanti, R. B.; Pimentel, T.M. 1988. Shiny cowbird parasitism in Central Brazil. **Condor** 90: 40-43.
- Chesser, R.T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. **Bird Conservation International** 4:91-107.
- Chesser, R.T. 1997. Patterns of seasonal and geographical distribution of austral migrant flycatchers (Tyrannidae) in Bolivia. **Ornithological Monographs** 48:171-204.
- Cintra, R.; Yamashita, C. 1990. Habitats, abundância e ocorrência das espécies de aves no pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia**, São Paulo 37:1-21.
- Clara, M.; Maneyro, R. 1999. Humedales del Uruguay. El ejemplo de los Humedales del Este, p. 68-80. *In* Malvárez, A.I. (ed.). **Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica**. UNESCO, Montevideo.
- Collar, N. J.; Gonzaga, L.P.; Krabbe, N. Madroño Nieto, A.; Naranjo, L.G. Parker III, T.A. Wege, D.C. 1992 **Threatened birds of the Americas**: The ICBP/IUCN Red Data Book, 3.ed., part 2. Cambridge. U.K.: International Council for Bird Preservation.
- Colwell, M.A.; Taft, O.W. 2000. Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. **Waterbirds** 23:45-55.

- Colwell, R.K.; Coddington, J.A. 1995. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. P. 101-118. *In*: Hawksworth, D.L. (ed.). **Biodiversity**: measurement and estimation. London: Chapman & Hall.
- Comin, F.A.; Romero, J.A.; Hernandez, O.; Menendez, M. 2001. Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal, and biological community and landscape diversity. *In*: van Diggelen, R.; A.P. Grootjans (eds.). International Congress on Restoration Ecology, 2, 2001. **Special issue**... Barcelona, 2001, p. 201-208.
- Cowardin, L.M.; Carter, V.; Golet, F.; La Roe, E.T. 1979. **Classifications of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Washington: Office of Biological Services, Fish and Wildlife Fund and Wildlife Service U.S. Department of Interior. (FWS/OBS-79/31).
- Crowley, P.H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 23:405-447.
- Davidson, N. 1999. **Developing a global waterbird monitoring network**. Strategies for conserving migratory waterbirds - Proceedings of Workshop 2 of the 2nd International Conference on Wetlands and development held in Dakar, Senegal, 8-14 November 1998, Wageningen, The Netherlands, Wetlands International.
- Davis, D.E. 1945. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds, and mammals in two brazilian forests. **Ecological Monographs** 15:245-295.
- De la Peña, M.R. 1985a. **Guia de aves Argentinas**. Tomo I. Santa Fé, Ed. do Autor.
- De la Peña, M.R. 1985b. **Guia de aves argentinas**. Falconiformes. Tomo II. Santo Tomé: Fundación Banco Bica.
- De la Peña, M.R. 1986. **Guia de aves argentinas**. Galliformes a Charadriiformes. Tomo III. Santa Fé: Ed. do Autor.
- De Mauro, M.M. 1993. Colonial nesting bird responses to visitor use at lake Renwick Heron Rookery, Illinois. **Natural Areas Journal** 13:4-9.
- Del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargetal (eds). 1994. **Handbook of the birds of the world**. New world Vultures to Guineafowl. Barcelona, Linx Editions.
- Delany, S.N.; Reyes, C.; Hubert, E.; Pihl, S.; Rees, E.; Haanstra, L.; van Strien, A. 1999. **Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia, 1995 and 1996**. Wetlands International Publication No. 54. Wageningen, The Netherlands: Ornithologists' Union, Washington D.C.
- Dias, R.A. 2000. **A comunidade de aves aquáticas e granívoras em dois sistemas de arroz irrigado no sul do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado em Biociências. Faculdade de Biociências PUCRS, Porto Alegre.
- Dias, R.A.; Maurício, G.N. 1997. *Certhiaxis cinnamomea* como hospedeiro de *Molothrus bonariensis* no sul do Brasil. **Atualidades Ornitológicas** 79:9.
- Dias, R. A.; Maurício, G.N. 1998. Lista preliminar da avifauna da extremidade sudoeste do saco da Mangueira e arredores, Rio Grande, Rio Grande do Sul. **Atualidades Ornitológicas** 86: 10.
- Doak, D.F.; Marino, P.C.; Kareiva, P.M. 1992. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. **Theoretical Population Biology** 41:315-336.

- Dodman, T. 2002. **Waterbird population estimates in Africa**. Dakar: Wetlands International.
- DuBowuy, P.J. 1988. Waterfowl communities and seasonal environments: temporal variability in interspecific competition. **Ecology** 69:1439-1453.
- Eastman, J.R. 1999. **Guide to GIS and image processing**. V. 1. Worcester: Clark Labs.
- Erwin, R.M. 2002. Integrated management of waterbird: beyond the conventional. P. 5-12. *In*: Parsons, K.C.; Brown, S.C.; Erwin, R.M.; Czech, H.A.; Coulson, J.C. (eds.). **Managing wetlands for waterbirds: integrated approaches**. Waterbirds 25, Special Publication No. 2.
- Fagan, W.F. 1997. Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. **The American Naturalist** 150:554-567.
- Fahrig, L.; Grez, A.A. 1996. Population spatial structure, human-caused landscape changes and species survival. **Revista Chilena de Historia Natural** 69:5-13.
- Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of Fragmented populations. **Conservation Biology** 8:50-59.
- Fairbairn, S.E.; Dinsmore, J.J. 2001. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA. **Wetlands** 21:41-47.
- Fallavena, M. A. B.; SILVA, F. 1981. Itapuã: um refúgio para as aves. **Natureza em Revista** 8: 38-47.
- Ferreira, W. C. 2000. **Ecologia de aves em depressões inundadas nas APAs de Sousas e Joaquim Egídio, Campinas, SP**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, USP, São Paulo.
- Finlayson, C.M.; Davidson, N.C.; Stevenson, N.J. (eds.). 2001. **Wetland inventory, assessment and monitoring**: practical techniques and identification of major issues. Proceedings of a workshop held at the 2nd International Conference on Wetlands and Development (november 1998, Dakar, Senegal). Supervising Scientist Report 161, Supervising Scientist, Darwin.
- Fontana, C. S. 1994. **História natural de *Heteroxolmis dominicana* (Vieillot, 1823) com ênfase na relação ecológica com *Xanthopsar flavus* (Gmelin, 1788), no nordeste do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências – PUCRS, Porto Alegre.
- Fontana, C.S.; Voss, W.A. 1996. Área de uso e atividade diária de *Heteroxolmis dominicana* (Tyrannidae) em dois banhados de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul. **Acta Biologica Leopoldensia** 18:105-122.
- Ford, H.A.; Huddy, L.; Bell, H. 1990. Seasonal changes in foraging behavior of three passerines in Australian eucalyptus woodland. P. 245-253. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Forman, R.T.T. 1995. **Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fraga, R.M. 1978. The Rufous-collared Sparrow as a host of the Shiny Cowbird. **The Wilson Bulletin** 90:271-284.



- Fraga, R. 2001. The avifauna of Estancia San Juan Poriahú, Ibará Marshes, Argentina: checklist and some natural history notes. **Cotinga** 16:81-86.
- Fraga, R. 2002. Notes on new or rarely reported Shiny Cowbird hosts from Argentina. **Journal of Field Ornithology** 73:213-219.
- Galleti, M. 2001. Seasonal movements and diet of the Plumbeous Pigeon (*Columba plumbea*) in a Brazilian Atlantic forest. **Melopsittacus** 4:39-43.
- Gawler, M. (ed.). 2002. **Strategies for wise use of wetlands**: best practices in participatory management. Proceedings of a workshop held at the 2nd International Conference on Wetlands and Development (November 1998, Dakar, Senegal). Wetlands International IUCN, WWF Publication No. 56, Wageningen, The Netherlands.
- Gerzenstein, E.; Cuello, J. 1962. Las aves del Uruguay. **Comunicaciones zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo** 6 (93):1-191.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conservation Biology** 14: 314-317.
- Gibbs, J.P.; Melvin, S.M. 1997. Power to detect trends in waterbird abundance with call-response surveys. **Journal of Wildlife Management** 61:1262-1267.
- Gilissen, N.; Haanstra, L.; Delany, S.; Boere, G.; Hagemeyer, W. 2002. **Numbers and Distribution of Wintering Waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999 – Results from the International Waterbird Census**. Wetlands International Global Series No 11., Wageningen, The Netherlands. Special Publication No. 23. Slimbridge, UK.
- Gliesch, R. 1930. Lista das aves colligidas e observadas no estado do Rio Grande do Sul. **Egataea** 15:276-292.
- Gore, M.E.J.; Gepp, A.R.M. 1978. **Las aves del Uruguay**. Montevideo: Mosca, Hnos, S.A.
- Grillo, H. C. 1995. Estudo e descrição de algumas aves dos banhados do rio dos Sinos. P. 33-45. *In*: Aveline, C.C. (ed.). **Os banhados do rio dos Sinos e por que devem ser preservados**. São Leopoldo: UPAN.
- Grillo, H. C.; Bencke, G.A. 1995. Lista preliminar das aves dos banhados do rio dos Sinos. Área do Balneário Municipal de Novo Hamburgo (87 espécies). P. 45-47. *In*: Aveline, C.C. (ed.). **Os banhados do rio dos Sinos e por que devem ser preservados**. São Leopoldo: UPAN.
- Grubb Jr., T.C.; Woodrey, M.S. 1990. Sex, age, intraspecific dominance status, and the use of food by birds wintering in temperate-deciduous and cold-coniferous woodlands: a review. P. 270-279. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging**: theory, methodology, and applications. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Guadagnin, D.L.; Burger, M.I.; Vélez, E.; Menegheti, J.O.; Dotto, J.C.P.; Ramos, R.A.; Melo, M.T.Q.; CRUZ, R.C. 2000. Delineamentos metodológicos do Programa de Pesquisa e Monitoramento de Fauna Cinegética no Rio Grande do Sul, Brasil. *In*: Norbis, W., and L. Chomenko (coords.). Seminario – Taller sobre Monitoreo Ambiental, 1998, Rocha, Uruguay. **Serie Documentos de Trabajo**, 31. Rocha: PROBIDES, 2000. p. 135-146.
- Haig, S.M.; Mehlman, D.W.; Oring, L.W. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. **Conservation Biology** 12:749-758.

- Hamel, P.B.; Smith, W.P.; Twedt, D.J.; Woehr, J.R.; Morris, E.; Hamilton, R.B.; Cooper, R.J. 1996. **A land manager's guide to point counts of birds in the southeast**. USDA Forest Service General Technical Report SO-120.
- Hayes, F.E. 1995. **Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay**. American Birding Association, New York.
- Hayes, F.E.; Fox, J.A. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the bahia de Asunción, Paraguay. **Wilson Bulletin** 193:637-649.
- Hayes, F.E.; Scharf, P.A.; Ridgely, R.S. 1994. Austral bird migrants in Paraguay. **The Condor** 96:83-97.
- Hejl, S.J.; Verner, J. 1990. Within-season and yearly variations in avian foraging locations. P. 202-209. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Hess, G.R.; Fischer, R.A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and urban planning** 55:195-208.
- Hudson, W.H. 1920. **Birds of la Plata**. London: J.M. Dent & Sons.
- Huff, M.H.; Bettinger, K.A.; Ferguson, H.L.; Brown, M.J.; Altman, B. 2000. **A habitat-based point-count protocol for terrestrial birds, emphasizing Washington and Oregon**. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-501.
- Isacch, J.P.; Bo, M.S.; Maceira, N.O.; Demaría, M.R.; Peluc, S. 2003. Composition and seasonal changes of the bird community in the west pampa grasslands of Argentina. **Journal of Field Ornithology** 74:59-65.
- Jahn, A.E.; Davis, S.E.; Zankys, A.M.S. 2002. Patterns of austral bird migration in the bolivian chaco. **Journal of Field Ornithology** 73:258-267.
- Jones, Z.F.; Bock, C.E. 2002. Conservation of grasslands birds in an urbanizing landscape: a historical perspective. **The Condor** 104:643-651.
- Joseph, L. 1997. Towards a broader view of neotropical migrants: consequences of a re-examination of austral migration. **Ornitologia Neotropical** 8:31-36.
- Jost, H. 1971. **O Quaternário da região norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geociências, UFRGS, Porto Alegre.
- Karr, J.R.; Brawn, J.D. 1990. Food resources of understory birds in central Panama: quantification and effects on avian populations. P. 58-64. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Kaul, P.F.T. 1990. Geologia. P. 29-54. *In*: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil**. V.2. Rio de Janeiro: IBGE.
- Kenkel, N.C.; Juhász-Nagy, P.; Podani, J. 1989. On sampling procedures in population and community ecology. **Vegetatio** 83:195-207.
- Kirsch, E. 1999. Comparison of point count and play back survey: techniques for detecting breeding wetland Birds. **Proceedings of the marsh bird monitoring workshop**.
- Kokliar, N.b.; Wiens, J.A. 1990. Multiple scales of patchness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. **Oikos** 59:253-260.

- Kovach, W. 2003. Multi-variate Statistical Package Version 3.1 for Windows. Anglesey, Wales: Kovach Computing Services.
- Kratz, T.K.; Deegan, L.A.; Harmon, M.E.; Lauenroth, W.K. 2003. Ecological variability in space and time: insights gained from the US LTER program. **Bioscience** 53:57-67.
- Krebs, J.R.; Davies, N.B. 1996. **Introdução à ecologia comportamental**. São Paulo, Ed. Atheneu.
- Krzys, G.; Waite, T.A.; Stapanian, M.; Vucetich, J.A. 2002. Assessing avian richness in remnant wetlands: towards an improved methodology. **Wetlands** 22:186-190.
- Kushlan, J.A.; Steinkamp, M.J.; Parsons, K.; Capp, J.; Acosta-Cruz, M.; Coulter, M.; Davidson, I.; Dickson, L.; Edelson, N.; Elliot, R.; Erwin, R.M.; Hatch, S. Kress, S.; Milko, R.; Miller, S.; Mills, K.; Paul, R.; Phillips, R.; Saliva, J.E.; Sydeman, B.; Trapp, J.; Wheeler, J.; Wohl, K. 2002. **The North American Waterbird Conservation Plan, Version 1**. Washington: Waterbird Conservation for the Americas.
- Lachavanne, J-B. 1997. Why study biodiversity in land-inland water ecotones? P. 1-45. *In*: J-B. Lachavanne and R. Juge (eds.). **Biodiversity in land-inland water ecotones**. Unesco, Paris.
- Lara-Resende, S.; Leeuwenberg, F. 1987. **Ecological studies of Lagoa do Peixe**. Final Report to WWF-US, Washington.
- Leveau, L. M. and C. M. Leveau. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. **Hornero** 17: 9-15.
- Lichtenstein, G. 1998. Parasitism by Shiny Cowbirds of Rofous-bellied Thrushes. **The Condor** 100:680-687.
- Lindenmayer, D.B.; Nix, H.A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. **Conservation Biology** 7:627-630.
- Lobo, E.A.; Oliveira, M.A.; Neves, M.T.M.B.; Schuler, S. 1991. Caracterização de ambientes de terras úmidas no estado do Rio Grande do Sul, onde ocorrem espécies de anatídeos com valor cinegético. **Acta Biologica Leopoldensia** 13:19-60.
- Lord, J.M.; Norton, D.A. 1990. Scale and the spatial concept in fragmentation. **Conservation Biology** 4:197-202.
- Loures-Ribeiro, A. 2002. **Uma análise ecológica da assembléia de Falconiformes da planície de inundação do alto rio Paraná e noroeste paranaense, Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos. Universidade Estadual de Maringá.
- Lowther, P.; Post, W. 1999. Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*). **The Birds of North America** 399: 1-24.
- Lundquist, R.W.; Manuwal, D.A. 1990. Seasonal differences in foraging habitat of cavity-nesting birds in the Southern Washington Cascades. P. 218-225. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Lynch, J.F. 1995. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and residente bird species in Quintana Roo, Mexico. P. 1-6. *In*: Ralph, C.J.; Sauer, J.R.; Droege, S. (eds.). **Monitoring bird populations by point counts**. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.

- Macedo, I.T.; Borges, S.H.; Torres, M.F.N.M. 2000. Ecologia alimentar de duas aves granívoras (*Estrilda astrild* e *Sporophila castaneiventris*) na região de Manaus. P. 241-250. *In*: Alves, M.A.S., J.M.C. Silva, M. van Sluys, Bergallo, H.G., and C.F.D. Rocha (orgs.). **A ornitologia no Brasil**: pesquisa atual e perspectivas. Rio de Janeiro: EdUERJ.
- Machado, C.G.; Rodrigues, N.M.R. 2000. Alteração de altura de forrageamento de espécies de aves quando associadas a bandos mistos. P. 231-239. *In*: Alves, M.A.S.; Silva, J.M.C.; van Sluys, M.; Bergallo, H.G.; Rocha, C.F.D. **A ornitologia no Brasil**: pesquisa atual e perspectivas. Rio de Janeiro: EdUERJ.
- Magalhães, J.C.R. 1999. **As aves na fazenda Barreiro Rico**. São Paulo: Ed. Plêiade.
- Mähler, J.K.F. Jr.; Kindel, A.; Kindel, E.A.I. 1996. Lista comentada das espécies de aves da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul. *Acta Biologica Leopoldensia* 18: 69-103.
- Manly, B.F.J. 1991. *Randomization and Monte Carlo Methods in biology*. London: Chapman and Hall.
- Marques, A.A.B.; Fontana, C.S.; Vélez, E.; Bencke, G.A; Schneider, M.; Reis, R.E. (orgs.). 2002. **Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul**. Decreto nº 41.672, de 11 de junho de 2002. Publicações Avulsas FZB, 11. Porto Alegre: FZB/MCT-PUCRS/PANGEA.
- Matarazzo-Neuberger, W. M. 1994. **Guildas, organização e estrutura da comunidade**: análise da avifauna da Represa Billings, São Paulo. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São paulo – USP, São Paulo.
- Maurer, B.A. 1992. Biological diversity, ecological integrity, and neotropical migrants: new perspectives for wildlife management. P. 24-31. *In*: Finch, D.M., P.W. Stangel (eds.). **Status and management of neotropical migratory landbirds**. USDA Forest Service General Technical Report RM-229.
- Maurício, G.N.; Dias, R.A. 1996. Novos registros de distribuição de aves palustres e costeiras no litoral sul do Brasil. *Ararajuba* 4:47-51.
- Maurício, G.N.; Dias, R.A. 2000. New distributional information for birds in southern Rio Grande do Sul, Brazil, and the first Record of the Rufous Gnatcatcher *Conopophaga lineata* for Uruguay. **Bulletin of British Ornithologists' Club** 120:230-237.
- Maurício, G. N.; Dias, R.A. 2001. Áreas prioritárias para a conservação de espécies de aves ameaçadas de extinção no litoral sul do Rio Grande do Sul, Brasil. Simpósio de Áreas Protegidas, 1. **Anais...**, Pelotas, Educat. p. 191-195.
- Malvárez, A.I. 1999. El delta del rio Parana como mosaico de humedales. P. 32-50. *In*: Malvárez, A.I. (ed.). **Tópicos sobre humedales subtropicales y templados en Sudamérica**. Montevideo: UNESCO.
- Marks, J.S.; Cannings, R.J.; Mikkola, H. 1999. Strigidae. *In*: del Hoyo, J.; Elliot, A.; Sargatal, J. (eds.). **Handbook of the birds of the world**. V. 5. Barn-owls to Hummingbirds. Linx Edicions: Barcelona.
- Mazar-Barnett, J; Pearman, M. 2001. **Lista comentada de las aves argentinas**. Barcelona, Linx Edicions.
- Mazar-Barnett, J.; Coconier, E.G.; Velázquez, M.; Clay, R.P. 2002. Primer registro de nidificación y actualización sobre la presencia de *Botaurus pinnatus* en Paraguay. **Hornero** 17:49-51.

- McLaughlin, J.F.; Roughgarden, J. 1993. Species interactions in space. P. 89-98. **In:** Ricklefs, R.E.; Schutler, D. (eds.). **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago and London: University of Chicago Press.
- McLeod, S.J.; Higgins, K.F. 1998. Waterfowl and habitat changes after 40 years on the Waubay study área. **South Dakota Agricultural Experimental Station Bulletin** 728. South Dakota State University, Brookings, South Dakota. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page. Version 17AUG2000. Disponível em: <<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/2000/waubay/waubay.htm>>. Acesso em 8 jul 2003.
- Mello, L.P. 1990. **Barragem da Olaria Velha, rio Gravataí: contribuições para uma avaliação de impacto ambiental**. Departamento de Geografia, Especialização em Geografia Ambiental Urbana. Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre.
- Mello, L.P. 1998. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mendonça-Lima, A.; Fontana, C.S. 2000. Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. **Ararajuba** 8:1-8.
- Menegheti, J.O. 1998. Lagunas uruguayas y sur de Brasil. *In* Canevari, P.; Davidson, I; Blanco, D.; Castro, G.; Bucher, E. (eds.). **Los humedales de América del Sur, una agenda para la conservación de biodiversidad y políticas de desarrollo**. Buenos Aires: Wetlands International.
- Mermoz, M.E.; Rebodera, J.C. 1994. Brood parasitism of the Shiny Cowbird, *Molothrus bonariensis*, on the Brow-and-yellow Marshbird, *Pseudoleistes virescens*. **The Condor** 96:716-721.
- Miles, D.B. 1990. The importante and consequences of temporal variation in avian foraging behavior. P. 210-217. *In:* Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Mills, J.N.; Ellis, B.A.; McKee, K.T.; Maiztegui, J.I.; Childs, J.E. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of Central Argentina. **Journal of Mammalogy** 72:470-479.
- Ministério do Meio Ambiente. 2003. **Lista nacional das espécies da fauna ameaçada de extinção**. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>>, acesso em 24 mai 2003.
- Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. 1986. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold Co.
- Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. **Ecological Economics** 35:25-33.
- Moermond, T.C. 1990. A functional approach to foraging: morphology, behavior, and the capacity to exploit. P. 427-430. *In:* Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. San Diego: Studies in Avian Biology 13. Cooper Ornithological Society.
- Moller. 1999. Restoration as an element of national planning for wetland conservation and wise use. Ramsar COP7 DOC. 17.4. *In:* **“People and wetlands: the vital link”**. 7<sup>th</sup> Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), San José, Costa Rica, 10-18 May 1999. Disponível em <[http://www.ramsar.org/cop7\\_doc\\_17.4\\_e.htm](http://www.ramsar.org/cop7_doc_17.4_e.htm)>. Acesso em 8 jul 2003. Última atualização em 14 mar 1999.

- Moreno, C. E.; Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. **Journal of Applied Ecology** 37: 149-158.
- Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J. 1990. Introduction. P. 1-2. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging**: theory, methodology, and applications. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Morse, D.H. 1990. Food exploitation by birds: some current problems and future goals. P. 134-143. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging**: theory, methodology, and applications. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Murton, R.K.; Bucher, E.H.; Nores, M.; Gómez, E.; Reartes, J. 1974. The ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. **The Condor** 76:80-88.
- Naka, L.N.; Rodrigues, M. 2000. **As aves da ilha de Santa Catarina**. Florianópolis: Ed. da UFSC.
- Naranjo, L.G.; Ulloa, P.C. 1997. Diversidad de insectos y aves insectívoras de sotobosque en habitats perturbados de selva lluviosa tropical. **Caldasia** 19:507-520.
- Narosky, T.; di Giacomo, A.G. 1993. **Las aves de la Provincia de Buenos Aires**: distribución y estatus. Buenos Aires: Asociación Ornitológica del Plata, Vazquez Manzini Editores, L.O.L.A.
- Nascimento, I. L. S. 1995. **As aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe**. Brasília: IBAMA.
- Nascimento, J.L.X.; Antas, P.T.Z.; Silva, F.M.B.V.; Scherer, S.B. 2000. Migração e dados demográficos do marrecão *Netta peposaca* (Anseriformes, Anatidae) no sul do Brasil, Uruguai, Paraguai e norte da Argentina. **Melospittacus** 3:143-158.
- Naugle, D.E.; Johnson, R.R.; Estey, M.E.; Higgins, K.F. 2000. A landscape approach to conserving wetland bird habitat in the prairie pothole region of eastern South Dakota. **Wetlands** 20:588-604.
- Negret, A. 1988. Fluxos migratórios na avifauna da reserva ecológica do IBGE, Brasília, D.F., Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 5:209-214.
- Negret, A.J.; Negret, R.M. 1981. **As aves migratórias do Distrito Federal**. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Boletim Técnico nº 6, Brasília, DF.
- Neiff, J.J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. P. 90-139. *In* Malvárez, A.I. (ed.). **Tópicos sobre humedales subtropicales y templados en Sudamérica**. Montevideo: UNESCO.
- Nimer, E. 1990. Clima. P. 151-187. *In*: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil**. V.2. Rio de Janeiro: IBGE.
- Norbis, W.; Chomenko, L. (coords.). 2000 **Seminário – Taller sobre Monitoreo Ambiental**. 1998, Rocha, Uruguay. Serie Documentos de Trabajo, 31. Rocha: PROBIDES.
- Nores, M. 1996. Avifauna de la provincia de Córdoba. P. 255-337. *In*: **Biodiversidad de la Provincia de Córdoba**. Fauna. V. 1.
- Oliveira, M.C.S. 2000. Economía ecológica, unidades de conservação e medidas compensatórias – o caso das bacias dos rios Caí e Gravataí/RS. *In*: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, nov. 2000, p. 583-592, v. 2: trabalhos técnicos.

- Oliveira, M.L.A.A.; Neves, M.T.M.B.; Strehl, T.; Ramos, R.L.D.; Bueno, O.L. 1988. Vegetação de macrófitos aquáticos das nascentes do rio Gravataí (banhado Grande e banhado Chico Lomã), Rio Grande do Sul, Brasil – levantamento preliminar. **Iheringia**, Série Botânica 38:67-80.
- Oliveira, N. 2002. Indicadores de sustentabilidade: experiência na comunidade de entrono do Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos. *In*: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 3, 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede nacional Pró-Unidades de conservação, Associação Caatinga, set. 2002, p. 45-55.
- Oliveira, R.G. 1980. O bico-de-lacre (*Estrilda astrild*) e sua introdução no Rio Grande do Sul. **Anais da Sociedade Sul-Riograndense de Ornitologia** 1: 25-28.
- Olmos, F.; Silva e Silva, R. 2001. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove swamp. **International Journal of Ornithology** 4: 137-207.
- Olson, D.; Dinerstein, D.; Canevari, E.; Davidson, P.; Castro, I.; Morisset, G.; Abell, V.; Toledo, E. (eds.). 1998. **Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: a conservation assessment**. Washington, D.C.: Biodiversity Support Program.
- Oren, D.C.; Smith, N.J.H. 1978. O bico-de-lacre (*Estrilda astrild*): um passarinho africano na avifauna de Manaus. **Acta Amazonica** 8: 699-701.
- Orlóci, L. 1993. **The complexities and scenarios of ecosystem analysis**. Multivariate Analysis. C. R. RAO, Elsevier Science Pub.: 421-430.
- Pacheco, J.F.; Bauer, C. [2000]. **Biogeografia e conservação da avifauna na Mata Atlântica e Campos Sulinos**: construção e nível atual do conhecimento. Disponível em <[http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/BR/rfinais/rt\\_aves](http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/BR/rfinais/rt_aves)>, acesso em 9 fev 2003.
- Pacheco, J.F.; Gonzaga, L.P. 1994. Tiranídeos do estado do Rio de Janeiro provenientes de regiões austrais da América do Sul. **Nótulas Faunísticas** 63:1-4.
- Paine, C.R. 1999. Effectiveness of marsh bird monitoring methods. *In*: **Proceedings of the marsh birds monitoring workshop**:41.
- Paglia, A.P., P. DeMarco Jr., F.M. Costa, R.F. Pereira, and G. Lessa. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12:67-79.
- Parker, T.A. III; D.F. Stotz, and J.W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases for neotropical birds. P. 113-478. *In*: Stotz, D.F., Parker, T.A. III, J.W. Fitzpatrick, and D.K. Moskovits. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press. pp. 113-478.
- Parsons, K.C.; Brown, S.C.; Erwin, R.M.; Czech, H.A.; Coulson, J.C. (eds.). 2002. **Managing wetlands for waterbirds**: integrated approaches. Waterbirds 25, Special Publication No. 2.
- Parsons, K.C.; Burger, J. 1982. Human disturbance and nestling behavior in Black-crowned Night Herons. **The Condor** 84:184-187.
- Pearman, M.; Abadie, E. 1995. Field identification, ecology and status of the Sickle-winged Nightjar *Eleothreptus anomalus*. **Cotinga** 3:12-14.
- Pendleton, G.W. 1995. Effects of sampling strategy, detection probability, and independence of counts on the use of point counts. P. 131-133. *In*: Ralph., C.J.; Sauer, J.R. (eds.).

- Monitoring bird populations by point counts.** USDA Forest Service Gen. Tch. Rep. PSW-GTR-159.
- Petit, D.R.; Petit, K.E.; Petit, L.J. 1990. Geographic variation in foraging ecology of North American insectivorous birds. P. 254-263. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging**: theory, methodology, and applications. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Picada, R.S. 1970. Contribuição ao conhecimento do sistema de falhas Coxilha das Lombas: feições morfológicas e depósitos relacionados. **Notas e Estudos** 2:51-54.
- Pillar, V.D. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. **Abstracta Botanica** 22:37-48.
- Pillar, V.D. 1999a. The bootstrapped ordination re-examined. **Journal of Vegetation Science** 10:895-902.
- Pillar, V.D. 1999b. How sharp are classifications? **Ecology** 80:2508-2516.
- Pillar, V.D. 1999c. Sampler for bootstrap resampling and sampling sufficiency evaluation, version 22/sep/00. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Pillar, V.D. 2000. Multiv. Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling. User's guide v. 2.0. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Podani, J. 1994. **Multivariate data analysis in ecology and systematics**: a methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package. Ecological Computation Series – ECS, v. 6. The Hague: SPB Academic Publishing.
- Polis, G.A.; Strong, D.E. 1996. Food web complexity and community dynamics. **The American Naturalist** 147:813-846.
- Post, W., and J.W. Wiley. 1977. The Shiny Cowbird in the West Indies. **The Condor** 79:119-121.
- Post, W., T.K. Nakamura, and A. Cruz. 1990. Patterns of Shiny Cowbird parasitism in St. Lucia and Soutwestern Puerto Rico. **The Condor** 92:461-469.
- Post, W., and J.W. Wiley. 1992. The head-down display in Shiny Cowbirds and its relation to dominance behavior. **The Condor** 94: 999-1002.
- Preston, C.R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. **The Condor** 92:107-112.
- Pulliam, H.R. 1985. Foraging efficiency, resource partitioning, and the coexistence of sparrow species. **Ecology** 66:1829-1836.
- Pulliam, H.R.; Babbitt, B. 1997. Science and the protection of endangered species. **Science** 275:499-500.
- Pyke, G.H. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 15:523-575.
- Pyke, G.H.; Pulliam, H.R.; Charnov, E.L. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. **Quarterly Review of Biology** 52:137-154.
- Ralph, C.J. 2001. The 10 biggest challenges in bird, inventory and monitoring. **Bird Conservation** 13:12.



- Ralph, C.J.; Martin, T.E.; Geupel, G.R.; DeSante, D.F.; Pyle, P. 1993. **Handbook of field methods for monitoring landbirds**. USDA Forest Service Gen. Tch. Rep. PSW-GTR-144-www.
- Ralph, C.J.; Sauer, J.R.; Droege, S. (eds.). 1995. **Monitoring bird populations by point counts**. USDA Forest Service Gen. Tch. Rep. PSW-GTR-149.
- Ramsar. 1994. **Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat**. Disponível em: <[http://www.ramsar.org/key\\_conv\\_e.htm](http://www.ramsar.org/key_conv_e.htm)>, acesso em 30/5/2003.
- Ramsar 1996. **Key documents of the Ramsar Convention**: annotated strategic plan 1997-2002 adopted by the 6th Meeting of the Conference of the Contracting Parties (Brisbane, Austrália, 19-27 March 1996). Disponível em: <[www.ramsar.org/key\\_strat\\_plan\\_e\\_anno.htm](http://www.ramsar.org/key_strat_plan_e_anno.htm)>, acesso em 8 jul 2003.
- Ramsar 1999. Resolution VII.11 – Strategic framework and guidelines for the future development of the list of wetlands of international importance. *In*: “**People and wetlands: the vital link**”. 7<sup>th</sup> Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), San José, Costa Rica, 10-18 May 1999. Disponível em <<http://www.ramsar.org/keyres711e.pdf>>. Acesso em 8 jul 2003.
- Ramsar. 2002a. Key documents of the Ramsar Convention – The Ramsar Strategic Plan 203-2008. *In*: “**Wetlands: water, life, and culture**”. 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Valencia, Spain, 18-26 November 2002. Disponível em <[http://www.ramsar.org/key\\_strat\\_plan\\_2003\\_e.htm](http://www.ramsar.org/key_strat_plan_2003_e.htm)>. Acesso em 7 jul 2003.
- Ramsar 2002b. Resolution VIII.17 on Global Action on peatlands. *In*: “**Wetlands: water, life, and culture**”. 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Valencia, Spain, 18-26 November 2002. Disponível em <[http://www.ramsar.org/key\\_res\\_viii\\_17\\_e.htm](http://www.ramsar.org/key_res_viii_17_e.htm)>. Acesso em 7 jul 2003.
- Ramsar. 2002c. Ramsar Issues and options concerning the further elaboration of the Ramsar criteria and guidelines for the future development of the list of wetlands of international importance. COP8 DOC. 31. Discussion Paper for Technical Session 4 and COP8 – DR 10. *In*: “**Wetlands: water, life, and culture**”. 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Valencia, Spain, 18-26 November 2002.
- Ramsar. 2003a. **The RAMSAR Convention on Wetlands**. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/index.html>>. Acesso em: 6 jul 2003. Última atualização em: 3 jul 2003.
- Ramsar. 2003b. **The Annotated Ramsar List: Brazil**. Disponível em : <[http://www.ramsar.org/profiles\\_brazil.htm](http://www.ramsar.org/profiles_brazil.htm)>. Acesso em 6 jul 2003. Última atualização em: 30 abr 2003.
- Rappole, J.H.; Tipton, A.R. 1992. The evolution of avian migration in the neotropics. **Ornitologia Neotropical** 3:45-55.
- Ribic, C.A.; Lewis, S.J.; Melvin, S.; Bart, J.; Peterjohn, B. 1999. **Proceedings of the marsh bird monitoring workshop**. U.S. Fish and wildlife Service, Patuxent Research Refuge, Laurel, MD, USA.
- Richardson, A.J.; Taylor, I.R.; Grown, J.E. 2001. The foraging ecology of egrets in rice fields in southern New South Wales, Australia. **Waterbirds** 24:255-264.

- Ridgely, R.S.; Tudor, G. 1994. **The birds of South America**. V. II – The Suboscine Passerines. Austin, University of Texas Press.
- Riffell, S.K.; Keas, B.E.; Burton, T.M. 2001. Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. **Wetlands** 21:492-507.
- Rivera-Milán, F.F. 1995. Spatial and temporal variation in the detectability and density of columbids in Puerto Rico and Vieques Island. **Ornitologia Neotropical** 6:1-17.
- Rodgers, J.A.; Smith, H.T. 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. **Wildlife Society Bulletin** 25:139-145.
- Rose, P.M.; Scott, D.A. 1994. **Waterfowl population estimates**. IWRB Publication 29. Slimbridge: International Waterfowl and Wetlands Research Bureau.
- Rose, P. M., and D.A. Scott (Eds.). 1997. **Waterfowl population estimates**. Wetlands International Publication. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. **Ecology** 57: 773-782.
- Ruschi, A. Algumas observações sobre a migração dos beija-flores no Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello-Leitão**, Zoologia 28:1-5.
- Saibene, C.A.; Castelino, M.A.; Rey, N.R.; Herrera, J. Calo, J. 1996. **Inventario de las aves del Parque Nacional “Iguazu”, Misiones, Argentina**. Buenos Aires: Publicación L.O.L.A. Monografía N° 9.
- Sakai, H.F.; Noon, B.R. 1990. Variation in the foraging behaviors of two flycatchers: associations with stage of the breeding cycle. P. 237-244. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- San Martin, J.C. 1963. Notes on the rare furnariid *Limnoctites rectirostris* of Uruguay. **The Condor** 65:531-533.
- Schmidt, P.; Butler, D.; Petit, D. 1999. Moving migratory bird management to the next level in North America. Strategies for conserving migratory waterbirds. *In*: Beinterma, A.; van Vessem, J. Workshop 2 of the 2nd International Conference on Wetlands and development, Dakar, Senegal. **Proceedings...** Wageningen, The Netherlands, Wetlands International, 8-14 November 1998, p. 13-16.
- Schubart, O.; Aguirre, A.C.; Sick, H. 1965. Contribuição para o conhecimento da alimentação das aves brasileiras. **Arq. Zool.** 12:95-249.
- Scott, D.A.; Carbonell, M. (eds.). 1986. **Inventario de humedales de la región Neotropical**. Slimbridge;Cambridge: IWRB/UICN.
- Sick, H. 1959. Notes on the biology of two brazilian swifts, *Chaetura Andrei* and *Chaetura cinereiventris*. **The Auk** 76:470-477.
- Sick, H. 1979. Migrações de aves no Brasil. **Brasil Florestal** 9(39): 7-10.
- Sick, H. 1983. **Migrações de aves na América do Sul continental**. Brasília: Cemave.
- Sick, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Silva, F.; Fallavena, M.A.B. 1981. Estudo da avifauna do Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul: biologia e anilhamento. **Hieringia**, Sér. Zool. 59: 89-118.

- Silva, W. As aves da serra do Japi. P. 238-263. *In*: Morellato, L.P.C. (Org.). **História natural da serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas, Ed. Unicamp.
- Smith, F.E. 1972. Spatial heterogeneity, stability, and diversity in ecosystems. P. 301-355. *In*: Deevey, E.S. (ed.). **Growth by intussusception: ecological essays in honor of G. Evelyn Hutchinson**. Trans. Conn. Acad. Arts. Sci. 44.
- Snyder, R.E.; Chesson, P. 2003. Local dispersal can facilitate coexistence in the presence of permanent spatial heterogeneity. **Ecology Letters** 6:301-309.
- Society of Wetland Scientists. 2000a. **Position paper on performance standards for wetland restoration and creation**. Society of Wetland Scientists. Disponível em <<http://www.sws.org>>. Acessado em 8 jul 2003. Última atualização em jan 2003.
- Society of Wetland Scientists. 2000b. **Position Paper on the Definition of Wetland Restoration**. Disponível em <<http://www.sws.org>>. Acessado em 8 jul 2003. Última atualização em jan 2003.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker III, T.A.; Moskovits, D.K. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press.
- Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr., R.O. 1993. Spatial and temporal abundance patterns of Ruddy Quail-doves (*Geotrygon montana*) near Manaus, Brazil. **The Condor** 95:896-903.
- Straneck, R.J. 1993. Aportes para la unificación de *Serpophaga subcristata* y *Serpophaga munda*, y la revalidación de *Serpophaga griseiceps* (Aves: Tyrannidae). **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales**, Zoología 16:51-63.
- Szaro, R.C.; Brawn, J.D.; Balda, R.P. 1990. Yearly variation in resource-use behavior by ponderosa pine forest birds. P. 226-336. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.
- Tauceda, K.C. 2001. **Composição e abundância da avifauna aquática da Reserva Biológica do Lami (Porto Alegre, Brasil) e sua importância biológica**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, UFRGS, Porto Alegre.
- Teixeira, D.M.; Nacinovic, J.B. 1982. O socó-boi-baio, *Botaurus pinnatus* (Wragler, 1829) no Rio de Janeiro. **Anais da Sociedade Sul-Riograndense de Ornitologia** 3:9-12.
- Teixeira, M.B.; Coura Neto, A.B.; Pastore, U.; Rangel Filho, A.R.L. 1986. Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. P. 541-620. *In*: **RADAMBRASIL**, v.33. 1986. Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: IBGE.
- Terborgh, J.; Robinson, S.K.; Parker III, T.A.; Munn, C.A.; Pierpont, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. **Ecological Monographs** 60: 213-238.
- Terril, S.B. 1990. Food availability, migration behavior, and population dynamics of terrestrial birds during the nonreproductive season. P. 438-443. *In*: Morrison, M.L.; Ralph, C.J.; Verner, J.; Jehl Jr., J.R. (eds.). **Avian foraging: theory, methodology, and applications**. Studies in Avian Biology 13. San Diego: Cooper Ornithological Society.

- Tomazelli, L.J. 1993. O regime de ventos e a taxa de migração das dunas eólicas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas** 20: 18-26.
- Tomazelli, L.J.; Dillemburg, S.R.; Villwock, J.A. 2000. Late quaternary geological history of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências** 30: 474-476.
- Tomazelli, L.J.; Villwock, J.A. 1996. Quaternary geological evolution of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. **An. Acad. Bras. Ci.** 68: 373-382.
- Tomazelli, L.J.; Villwock, J.A. 2000. O Cenozóico no Rio Grande do Sul: geologia da Planície Costeira. P. 375-406. *In*: Holz, M.; De Ross, L.F. (eds.). **Geologia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Edição CIGO/UFRGS.
- Vélez, E. 1997. **Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Vélez, E.; Menegheti, J.O.; Schwarzbald, A. 1998. Relationship between waterbirds and wetlands in the West Coastal Plain, southern Brazil: methodology of wetland sampling design. Pp. 2347-2349. *In*: W.D.Williams; Sládecková, A. (eds.). International Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. **Verhandlungen – Proceedings – Travaux**. Congress in São Paulo 1995. Vol. 26, Part 5. Stuttgart: Internat. Association of Theoretical and Applied.
- Villwock, J.A. 1972. **Contribuição à geologia do Holoceno da Província Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geociências, UFRGS, Porto Alegre.
- Villwock, J.A.; Dehnhardt, E.A.; Loss, E.L.; Hofmeister, T. 1980. Turfas da Província Costeira do Rio Grande do Sul – geologia do depósito Águas Claras. *In*: Congresso Brasileiro de geologia, 31. **Anais...** Santa Catarina: Sociedade Brasileira de geologia, v. 1, p. 500-512.
- Villwock, J.A.; Dehnhardt, E.A.; Loss, E.L.; Hofmeister, T. 1983. Turfas da Província Costeira do Rio Grande do Sul condicionamento geológico de uma fonte energética potencial. **Acta Geologica Leopoldensia** 7: 79-92.
- Voss, W. A. 1995. Breve apreciação da avifauna dos banhados de São Leopoldo. P. 8-14. *In*: Aveline, C.C. (ed.). **Os banhados do rio dos Sinos e por que devem ser preservados**. São Leopoldo, UPAN: 8-14.
- Voss, W.A.; Breyer, F.R.S.; Mattes, G.C.; Konrad, H.G. 1981. Constatação e observação de uma população residual de *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1811) (Mammalia, Cervidae). **Iheringia**, série. Zoologia 59:25-36.
- Weeber, R.C.; Vallianatos, M. (eds.). 2000. **The marsh Monitoring program 1995-1999: monitoring Great Lakes wetlands and their amphibian and bird habitats**. Bird Studies Canada, Environment Canada e U.S. Environmental Protection Agency.
- Weller, M.W. 1967. Notes on some marsh birds of cape San Antonio, Argentina. **Ibis** 109:391-411.
- Wetlands International. 2001. **Global waterbird monitoring and conservation in the new millennium**. 2<sup>nd</sup> draft (10 November 2001). Wageningen, The Netherlands: Wetlands International. Disponível em: <<http://www.wetlands.org/iwc/iwcstra.htm>>. Acesso em 8 jul 2003.

- Wetlands International. 2002. **Waterbird population estimates**. 3 ed. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International. (Global Series No. 12).
- Wiens, J. A.; Stenseth, N.C.; van Horne, B.; Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos** 66: 369-380.
- Wildner, W.; Lopes, R.C.; Camozzato, E. 1988. Turfa na província costeira do Brasil meridional, do Chuí à Laguna. *In*: Congresso Brasileiro de Geologia, 35, 1988. **Anais...** p. 2514-2527.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos Zool.** 33:1-25.
- Willis, E.O. 1988. Land-bird migration in São Paulo, southeastern Brazil. 1988. *In*: Ouelet, H. (ed.). Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici vol. I. Ottawa, 22-29.VI.1986. University of Ottawa Press.
- Willis, E.O.; Oniki, Y. 2002. Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Censuses 1982-2000.
- Yamashita, C.; Valle, M.P. 1985 Primeiro registro de concentração de Rola Azul (*Claravis pretiosa*), afins, e deslocamento pré pantanal-chaco de Asa Branca (*Columba picazuro*). **Bol. FBCN** 20:103-105.
- Yodzis, P. 1993. Environment and trophodiversity. P. 26-38. *In*: Ricklefs, R.E.; Schutler, D. (eds.). **Species diversity in ecological communities**: historical and geographical perspectives. Chicago and London: University of Chicago Press.

Anexo 1. Composição de grupos funcionais de forrageio com as espécies de aves registradas no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002.

Onívoros palustres	<i>Saltator similis</i>
<i>Podilymbus podiceps</i>	<i>Trichothraupis melanops</i>
<i>Mycteria americana</i>	<i>Hemithraupis guira</i>
<i>Ciconia maguari</i>	<i>Tachyphonus coronatus</i>
<i>Phimosus infuscatus</i>	<i>Thraupis sayaca</i>
<i>Platalea ajaja</i>	<i>Euphonia chlorotica</i>
<i>Dendrocygna bicolor</i>	<i>Vireo olivaceus</i>
<i>Dendrocygna viduata</i>	<i>Icterus cayanensis</i>
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Onívoros aerícolas
<i>Anas flavirostris</i>	<i>Empidonomus varius</i>
<i>Anas versicolor</i>	<i>Tyrannus melancholicus</i>
<i>Chauna torquata</i>	<i>Tyrannus savana</i>
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Onívoros generalistas
<i>Pardirallus nigricans</i>	<i>Myiopsitta monachus</i>
<i>Pardirallus maculatus</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>
<i>Aramides ypecaha</i>	<i>Turdus rufigiventris</i>
<i>Aramides saracura</i>	<i>Turdus amaurochalinus</i>
<i>Porzana albicollis</i>	<i>Molothrus bonariensis</i>
<i>Laterallus melanophaius</i>	Carnívoros palustres
<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	<i>Ardea cocoi</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Casmerodius albus</i>
<i>Jacana jacana</i>	<i>Egretta thula</i>
<i>Gallinago paraguaiiae</i>	<i>Butorides striatus</i>
<i>Gallinago undulata</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>
<i>Phaetusa simplex</i>	<i>Tigrisoma lineatum</i>
<i>Xanthopsar flavus</i>	<i>Botaurus pinnatus</i>
<i>Agelaius thilius</i>	<i>Plegadis chihi</i>
<i>Agelaius cyanopus</i>	<i>Theristicus caerulescens</i>
<i>Agelaius ruficapillus</i>	<i>Rostrhamus sociabilis</i>
<i>Sturnella superciliaris</i>	<i>Circus cinereus</i>
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	<i>Circus buffoni</i>
<i>Amblyramphus holosericeus</i>	<i>Buteogallus urubitinga</i>
Onívoros campestres	<i>Buteo albicaudatus</i>
<i>Rhea americana</i>	<i>Aramus guarauna</i>
<i>Nothura maculosa</i>	<i>Himantopus himantopus</i>
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Carnívoros campestres
<i>Theristicus caudatus</i>	<i>Elanus leucurus</i>
<i>Vanellus chilensis</i>	<i>Heterospizias meridionalis</i>
<i>Guira guira</i>	<i>Caracara plancus</i>
<i>Mimus saturninus</i>	<i>Milvago chimachima</i>
<i>Mimus triurus</i>	<i>Milvago chimango</i>
<i>Embernagra platensis</i>	<i>Falco sparverius</i>
<i>Paroaria coronata</i>	<i>Falco femoralis</i>
<i>Pseudoleistes virescens</i>	<i>Speotyto cunicularia</i>
<i>Oreopsar badius</i>	<i>Asio flammeus</i>
Onívoros florestais	Carnívoros florestais
<i>Crypturellus obsoletus</i>	<i>Buteo magnirostris</i>
<i>Aramides cajanea</i>	<i>Tyto alba</i>
<i>Ortalis guttata</i>	<i>Bubo virginianus</i>
<i>Camptostoma obsoletum</i>	<i>Mackenziaena leachii</i>
<i>Megarynchus pitangua</i>	Insetívoros palustres
<i>Myiodynastes maculatus</i>	<i>Certhiaxis cinnamomea</i>
<i>Pachyramphus viridis</i>	<i>Limnornis curvirostris</i>
<i>Chiroxiphia caudata</i>	<i>Limnortites rectirostris</i>
<i>Turdus albicollis</i>	<i>Scytalopus iraiensis</i>

*Serpophaga nigricans*  
*Pseudocolopteryx sclateri*  
*Pseudocolopteryx flaviventris*  
*Hymenops perspicillatus*  
*Arundinicola leucocephala*  


---

Insetívoros campestres  


---

*Bubulcus ibis*  
*Nyctidromus albicollis*  
*Hydropsalis torquata*  
*Eleothreptus anomalus*  
*Furnarius rufus*  
*Anumbius annumbi*  
*Xolmis cinerea*  
*Xolmis irupero*  
*Heteroxolmis dominicana*  
*Anthus lutescens*  
*Troglodytes musculus*  
*Emberizoides herbicola*  
*Emberizoides ypiranganus*  


---

Insetívoros florestais  


---

*Coccyzus melacoryphus*  
*Piaya cayana*  
*Otus choliba*  
*Otus sanctaecatarinae*  
*Nyctibius griseus*  
*Melanerpes candidus*  
*Veniliornis spilogaster*  
*Celeus flavescens*  
*Sittasomus griseicapillus*  
*Lepidocolaptes falcinellus*  
*Cranioleuca obsoleta*  
*Schoeniophylax phryganophila*  
*Synallaxis ruficapilla*  
*Synallaxis spixi*  
*Synallaxis cinerascens*  
*Phacellodomus erythrophthalmus*  
*Syndactyla rufosuperciliata*  
*Thamnophilus caerulescens*  
*Thamnophilus ruficapillus*  
*Conopophaga lineata*  
*Myiopagis viridicata*  
*Serpophaga subcristata*  
*Phylloscartes ventralis*  
*Tolmomyias sulphurescens*  
*Satrapa icterophrys*  
*Myiarchus swainsoni*  
*Pachyramphus polychopterus*  
*Platyrrinchus mystaceus*  
*Todirostrum plumbeiceps*  
*Myiophobus fasciatus*  
*Lathrotriccus euleri*  
*Cnemotriccus fuscatus*  
*Parula pitiaiyumi*  
*Basileuterus culicivorus*  
*Basileuterus leucoblepharus*  
*Geothlypis aequinoctialis*  
*Cyclarhis gujanensis*  


---

Insetívoros aerícolas  


---

*Podager nacunda*  
*Streptoprocne zonaris*

*Chaetura meridionalis*  
*Tachycineta leucorrhoa*  
*Progne tapera*  
*Progne chalybea*  
*Notiochelidon cyanoleuca*  
*Alopochelidon fucata*  
*Hirundo rustica*  
*Petrochelidon pyrrhonota*  


---

Insetívoros generalistas  


---

*Crotophaga ani*  
*Tapera naevia*  
*Colaptes melanochloros*  
*Colaptes campestris*  
*Knipolegus cyanirostris*  
*Machetornis rixosus*  
*Polioptila dumicola*  


---

Detritívoros palustres  


---

*Cathartes burrovianus*  


---

Detritívoros campestres  


---

*Coragyps atratus*  
*Cathartes aura*  


---

Piscívoros florestais  


---

*Ceryle torquata*  
*Chloroceryle amazona*  
*Chloroceryle americana*  


---

Piscívoros palustres  


---

*Phalacrocorax brasilianus*  


---

Frugívoros florestais  


---

*Elaenia flavogaster*  
*Elaenia parvirostris*  
*Elaenia obscura*  


---

Granívoros palustres  


---

*Donacospiza albifrons*  
*Sporophila collaris*  


---

Granívoros campestres  


---

*Zenaida auriculata*  
*Columbina talpacoti*  
*Columbina picui*  
*Leptotila verreauxi*  
*Leptotila rufaxilla*  
*Ammodramus humeralis*  
*Sicalis luteola*  
*Volatinia jacarina*  
*Estrilda astrild*  


---

Granívoros florestais  


---

*Columba picazuro*  
*Zonotrichia capensis*  
*Poospiza nigrorufa*  
*Poospiza lateralis*  
*Sicalis flaveola*  
*Sporophila caerulescens*  
*Oryzoborus angolensis*  
*Coryphospingus cucullatus*  
*Cyanoloxia glaucocaeerulea*  
*Cyanocompsa brissonii*  
*Euphonia pectoralis*  


---

Granívoros generalistas  


---

*Stephanophorus diadematus*

---

Nectarívoros florestais

---

*Hylocharis chrysur*

*Stephanoxis lalandi*

Anexo 2. Composição de grupos funcionais de nidificação com as espécies registradas no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002.

---

Espécies generalistas

---

*Theristicus caudatus*

*Coragyps atratus*

*Cathartes aura*

*Milvago chimachima*

*Milvago chimango*

*Falco sparverius*

*Anas flavirostris*

*Ortalis guttata*

*Columbina picui*

*Crotophaga ani*

*Guira guira*

*Tyto alba*

*Otus choliba*

*Otus sanctaecatarinae*

*Bubo virginianus*

*Asio flammeus*

*Chaetura meridionalis*

*Furnarius rufus*

*Anumbius annumbi*

*Serpophaga nigricans*

*Cnemotriccus fuscatus*

*Xolmis cinerea*

*Xolmis irupero*

*Machetornis rixosus*

*Pitangus sulphuratus*

*Myiodynastes maculatus*

*Tachycineta leucorrhoa*

*Progne tapera*

*Progne chalybea*

*Notiochelidon cyanoleuca*

*Troglodytes musculus*

*Turdus rufiventris*

*Turdus amaurochalinus*

*Zonotrichia capensis*

*Sicalis flaveola*

*Sporophila caerulea*

*Coereba flaveola*

*Basileuterus culicivorus*

---

Espécies que nidificam em ambientes palustres

---

*Podilymbus podiceps*

*Botaurus pinnatus*

*Ciconia maguari*

*Phimosus infuscatus*

*Plegadis chihi*

*Rostrhamus sociabilis*

*Circus cinereus*

*Circus buffoni*

*Dendrocygna bicolor*

*Anas versicolor*

*Aramus guarauna*

*Pardirallus sanguinolentus*

*Pardirallus nigricans*

*Pardirallus maculatus*

*Porzana albicollis*

---

*Coereba flaveola*

---

*Laterallus melanophaius*

*Laterallus leucopyrrhus*

*Gallinula chloropus*

*Jacana jacana*

*Gallinago paraguayae*

*Gallinago undulata*

*Eleothreptus anomalus*

*Certhiaxis cinnamomea*

*Limnornis curvirostris*

*Limnortyx rectirostris*

*Scytalopus iraiensis*

*Pseudocolopteryx flaviventris*

*Heteroxolmis dominicana*

*Arundinicola leucocephala*

*Sporophila collaris*

*Xanthopsar flavus*

*Agelaius thilius*

*Agelaius cyanopus*

*Agelaius ruficapillus*

*Pseudoleistes guirahuro*

*Pseudoleistes virescens*

*Amblyramphus holosericeus*

---

Espécies que nidificam em ambientes campestres

---

*Rhea americana*

*Nothura maculosa*

*Dendrocygna viduata*

*Amazonetta brasiliensis*

*Aramides cajanea*

*Aramides ypecaha*

*Himantopus himantopus*

*Vanellus chilensis*

*Phaetusa simplex*

*Speotyto cunicularia*

*Podager nacunda*

*Nyctidromus albicollis*

*Hydropsalis torquata*

*Pseudocolopteryx sclateri*

*Hymenops perspicillatus*

*Anthus lutescens*

*Ammodramus humeralis*

*Donacospiza albifrons*

*Poospiza nigrorufa*

*Sicalis luteola*

*Emberizoides herbicola*

*Emberizoides ypiranganus*

*Embernagra platensis*

*Volatinia jacarina*

*Oryzoborus angolensis*

*Paroaria coronata*

*Cyanoloxia glaucocaerulea*

*Sturnella superciliaris*

*Oreopsar badius*

---

Espécies que nidificam em ambientes florestais

---

*Crypturellus obsoletus*

*Phalacrocorax brasilianus*



*Syrigma sibilatrix*  
*Ardea cocoi*  
*Casmerodius albus*  
*Bubulcus ibis*  
*Egretta thula*  
*Butorides striatus*  
*Nycticorax nycticorax*  
*Tigrisoma lineatum*  
*Mycteria americana*  
*Theristicus caerulescens*  
*Platalea ajaja*  
*Cathartes burrovianus*  
*Elanus leucurus*  
*Buteogallus urubitinga*  
*Heterospizias meridionalis*  
*Buteo magnirostris*  
*Buteo albicaudatus*  
*Caracara plancus*  
*Falco femoralis*  
*Aramides saracura*  
*Columba picazuro*  
*Zenaida auriculata*  
*Columbina talpacoti*  
*Leptotila verreauxi*  
*Leptotila rufaxilla*  
*Myiopsitta monachus*  
*Coccyzus melacoryphus*  
*Piaya cayana*  
*Nyctibius griseus*  
*Stephanoxis lalandi*  
*Hylocharis chrysura*  
*Melanerpes candidus*  
*Veniliornis spilogaster*  
*Colaptes melanochloros*  
*Colaptes campestris*  
*Celeus flavescens*  
*Sittasomus griseicapillus*  
*Lepidocolaptes falcinellus*  
*Schoeniophylax phryganophila*  
*Synallaxis ruficapilla*  
*Synallaxis spixi*  
*Synallaxis cinerascens*  
*Cranioleuca obsoleta*  
*Phacellodomus erythrophthalmus*  
*Syndactyla rufosuperciliata*  
*Mackenziaena leachii*  
*Thamnophilus caerulescens*  
*Thamnophilus ruficapillus*  
*Conopophaga lineata*  
*Camptostoma obsoletum*  
*Myiopagis viridicata*  
*Elaenia flavogaster*  
*Elaenia parvirostris*  
*Elaenia obscura*  
*Serpophaga subcristata*  
*Phylloscartes ventralis*  
*Todirostrum plumbeiceps*  
*Tolmomyias sulphurescens*  
*Platyrrinchus mystaceus*  
*Myiophobus fasciatus*

*Knipolegus cyanirostris*  
*Satrapa icterophrys*  
*Lathrotriccus eulerei*  
*Myiarchus swainsoni*  
*Megarynchus pitangua*  
*Empidonomus varius*  
*Tyrannus melancholicus*  
*Tyrannus savana*  
*Pachyramphus viridis*  
*Pachyramphus polychopterus*  
*Chiroxiphia caudata*  
*Mimus saturninus*  
*Turdus albicollis*  
*Polioptila dumicola*  
*Poospiza lateralis*  
*Coryphospingus cucullatus*  
*Saltator similis*  
*Cyanocompsa brissonii*  
*Hemithraupis guira*  
*Tachyphonus coronatus*  
*Trichothraupis melanops*  
*Thraupis sayaca*  
*Stephanophorus diadematus*  
*Euphonia chlorotica*  
*Euphonia pectoralis*  
*Parula pitayumi*  
*Basileuterus leucoblepharus*  
*Geothlypis aequinoctialis*  
*Cyclarhis gujanensis*  
*Vireo olivaceus*  
*Icterus cayanensis*


---

 Espécies que nidificam em paredão rochoso
 

---

*Streptoprocne zonaris*


---

 Espécies que nidificam em barranco
 

---

*Ceryle torquata*  
*Chloroceryle amazona*  
*Chloroceryle americana*  
*Alopochelidon fucata*


---

 Espécies nidoparasitas
 

---

*Molothrus bonariensis*  
*Tapera naevia*

Anexo 3. Espécies de aves aquáticas (ecologicamente dependentes de áreas úmidas, conforme Ramsar 1994) registradas no banhado dos Pachecos entre dezembro de 2001 e dezembro de 2002..

---

<i>Podilymbus podiceps</i>	<i>Aramides ypecaha</i>
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	<i>Porzana albicollis</i>
<i>Ardea cocoi</i>	<i>Laterallus melanophaius</i>
<i>Casmerodius albus</i>	<i>Laterallus leucopyrrhus</i>
<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Gallinula chloropus</i>
<i>Egretta thula</i>	<i>Jacana jacana</i>
<i>Butorides striatus</i>	<i>Himantopus himantopus</i>
<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Gallinago paraguaiiae</i>
<i>Tigrisoma lineatum</i>	<i>Phaetusa simplex</i>
<i>Botaurus pinnatus</i>	<i>Ceryle torquata</i>
<i>Mycteria americana</i>	<i>Chloroceryle amazona</i>
<i>Ciconia maguari</i>	<i>Chloroceryle americana</i>
<i>Phimosus infuscatus</i>	<i>Certhiaxis cinnamomea</i>
<i>Plegadis chihi</i>	<i>Limnornis curvirostris</i>
<i>Theristicus caerulescens</i>	<i>Limnoctites rectirostris</i>
<i>Platalea ajaja</i>	<i>Scytalopus iraiensis</i>
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	<i>Serpophaga nigricans</i>
<i>Circus cinereus</i>	<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>
<i>Circus buffoni</i>	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>
<i>Buteogallus urubitinga</i>	<i>Heteroxolmis dominicana</i>
<i>Dendrocygna bicolor</i>	<i>Hymenops perspicillatus</i>
<i>Dendrocygna viduata</i>	<i>Arundinicola leucocephala</i>
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	<i>Sporophila collaris</i>
<i>Anas flavirostris</i>	<i>Xanthopsar flavus</i>
<i>Anas versicolor</i>	<i>Agelaius thilius</i>
<i>Chauna torquata</i>	<i>Agelaius cyanopus</i>
<i>Aramus guarauna</i>	<i>Agelaius ruficapillus</i>
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>
<i>Pardirallus nigricans</i>	<i>Pseudoleistes virescens</i>
<i>Pardirallus maculatus</i>	<i>Amblyramphus holosericeus</i>

---

