

2.13 - Avifauna

Introdução

Os estudos ornitológicos inseridos no projeto PELD no ano de 2004 focaram as aves da ordem Ciconiiformes (garças, socós, cegonhas, colhereiro e tapicurus). Os Ciconiiformes são elementos conspícuos das planícies alagáveis, plenamente adaptados ao *stress* do regime cheia-seca típico ali (Kushlan *et al.*, 1985; González, 1996), mas um tanto sensíveis às alterações antrópicas, principalmente no regime hidrológico, sendo considerados, por muitos, bioindicadores para esses ambientes (Custer & Osborn, 1977; Kushlan, 1993; Hoffman, *et al.*, 1994; Erwin *et al.*, 1996; González, 1997; Young, 1998; Paillisson *et al.*, 2002).

Dentro deste contexto, dois trabalhos foram realizados até o momento, um já finalizado e o outro em processo de conclusão, sendo ambos descritos a seguir. Além disso, também está em andamento a elaboração de um livro demonstrando os resultados de um levantamento da avifauna na área abrangida pelo projeto PELD, sendo aqui apresentado uma síntese do trabalho.

Materiais e métodos

1. Influência do tamanho das lagoas e da disponibilidade de presas sobre a comunidade de Ciconiiformes

Foram abrangidas neste estudo 16 lagoas cujas áreas alcançam de 0,66 a 113,8 ha e os perímetros de 0,489 a 14,783 km. Todas são classificadas como lagoas abertas, ou seja, são constantemente conectadas aos corpos d'água lóticos (rios) ou semi-lóticos (canais). A profundidade média varia de 1,3 m a 3,6 m (Souza-Filho & Stevaux, 2002) e os níveis de declividade são tais que apenas a periferia é rasa o bastante para permitir a presença de Ciconiiformes.

As amostragens dos Ciconiiformes foram realizadas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2002. Em cada mês foram conduzidas uma amostragem e uma repetição para cada lagoa, começando sempre uma hora após o nascer do sol. O método de contagem foi a transeção com auxílio de uma lancha (conforme Bibby *et al.*, 1992), com a qual as lagoas foram contornadas e todos os indivíduos presentes identificados e registrados. A abundância média no ano em cada lagoa (número médio de indivíduos) foi obtida dividindo-se a somatória das abundâncias mensais registrada na lagoa pelo número de censos ali realizados. A diversidade em cada lagoa foi calculada empregando-se o índice de diversidade de Shannon (H'), definido como $H' = -\sum (ni/N) \cdot \log (ni/N)$, onde ni = número de indivíduos da espécie i , N = número total de indivíduos (Magurran, 1988). Posteriormente, a densidade de Ciconiiformes para cada lagoa em cada um dos quatro períodos do ano foi obtida dividindo-se o número de indivíduos ali registrados naquele período (média entre amostragem e repetição) pelo melhor prognosticador (área ou perímetro) da diversidade, do número de espécies e da abundância média no ano nas lagoas.

Informações sobre a disponibilidade de presas (somente peixes de até 30 cm) foram obtidas a partir dos levantamentos vinculados ao Programa de Ecologia de Longa Duração (PELD/CNPq/NUPÉLIA), sendo as amostragens realizadas em períodos do ano concomitantes às amostragens da avifauna. Dois métodos foram utilizados: redes de arrasto e de espera, com os resultados expressos em densidade (número de indivíduos em 100 m² de rede) e CPUE (número de indivíduos em 1000 m² de rede em 24 hs), respectivamente.

A relação da diversidade (índice de Shannon), abundância média no ano e número total de espécies de Ciconiiformes com a área e com o perímetro das lagoas foi calculada através da análise de correlação de Pearson. O mesmo teste estatístico foi utilizado para estimar a relação da diversidade, densidade e número de espécies de Ciconiiformes com os valores de CPUE e densidade de peixes em cada um dos quatro períodos do ano nas lagoas estudadas. As variáveis que não apresentavam distribuição normal foram transformadas em logaritmo ou raiz quadrada. Quando a normalização não foi atingida, usou-se a análise de correlação de Spearman. Os resultados do censo da ictiofauna obtidos através de redes de espera (CPUE) foram analisados separadamente daqueles obtidos através de redes de arrasto (densidade).

2. Estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento

Quatro categorias de habitats de forrageamento dos Ciconiiformes foram consideradas neste estudo: rios, canais (corpos d'água semi-lóticos que conectam dois rios ou dois trechos de um mesmo rio, com largura em torno de 20 a 30 m), lagoas fechadas (sem conexão com rios ou canais, exceto durante os pulsos de cheia) e lagoas abertas (permanentemente conectadas aos rios ou canais). O número de unidades amostrais em cada categoria de habitat foi 3, 4, 13 e 16, respectivamente.

Foram realizadas amostragens trimestrais dos Ciconiiformes em 2002 e 2003 (fevereiro/março, maio, agosto/setembro e novembro/dezembro). Em cada período foram conduzidas uma amostragem e uma repetição (dias diferentes) para cada unidade amostral. O método de amostragem foi o mesmo já descrito no trabalho anterior.

Para sumarizar os dados da estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento,

foram utilizadas análises de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; Gauch Jr., 1986; Jongman *et al.*, 1995). Essas análises foram realizadas com os valores da abundância (número de contatos) das espécies de Ciconiiformes nas unidades amostrais em cada um dos oito períodos de estudo e com a abundância total de cada unidade amostral. Foram retidos para interpretação os eixos com autovalor igual ou acima de 0,10. Os cálculos foram efetuados através do programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997). Foram aplicadas análises de variância (ANOVA unifatorial, F) sobre os escores dos eixos da DCA retidos para interpretação, utilizando-se as quatro categorias de habitats como fator, a fim de verificar se o posicionamento dos habitats diferiu na ordenação. O teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado quando a ANOVA foi significativa, para identificar quais habitats apresentaram médias de escores diferentes. Nos casos em que os escores da DCA não cumpriram os pressupostos da normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e da homocedasticidade (teste de Levene), foi utilizada a análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis, H), seguida pelo teste de comparações múltiplas para dados não-paramétricos de amostras com tamanhos diferentes (teste de Dunn). Em todas as análises foi adotado um nível de significância de $\alpha = 0,05$.

Foram obtidos dados sobre o nível hidrométrico do alto rio Paraná na área de estudo de janeiro de 2002 a dezembro de 2003 junto à Estação Hidrométrica de Porto São José. Informações sobre a disponibilidade de presas (peixes) nas diferentes categorias de habitats foram obtidas a partir dos levantamentos vinculados ao Programa de Ecologia de Longa Duração (PELD/CNPq/NUPÉLIA), conforme já descrito no trabalho anterior.

Resultados e discussão

1. Influência do tamanho das lagoas e da disponibilidade de presas sobre a comunidade de Ciconiiformes

Este trabalho teve como objetivo analisar a influência da área e do perímetro das lagoas como prognosticadores da diversidade, do número de espécies e da abundância de Ciconiiformes. Posteriormente, objetiva-se analisar se a diversidade, o número de espécies e a densidade destas aves estão associados à disponibilidade de presas nas lagoas. Trata-se do primeiro estudo analisando a comunidade de Ciconiiformes na região.

Foram registradas 15 espécies de ciconiiformes na região. A maria-faceira (*Syrigma sibilatrix*), a garça-real (*Pilherodius pileatus*), a garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*) e o curucaca (*Theristicus caudatus*) não foram registrados nas lagoas amostradas e não estão incluídos nas análises. O tapicuru (*Mesembrinibis cayennensis*) foi excluído por não utilizar peixes em sua dieta (Del Hoyo *et al.*, 1992; Frederick & Bildstein, 1992). As 10 espécies abrangidas neste estudo (garça-cinza, *Ardea cocoi*; garça-branca, *Egretta alba*; garcinha-branca, *Egretta thula*; socozinho, *Butorides striatus*; socó-dorminhoco, *Nycticorax nycticorax*; socó-boi, *Tigrisoma lineatum*; cabeça-seca, *Mycteria americana*; cegonha, *Ciconia maguari*; jaburu, *Jabiru mycteria*; colhereiro, *Platalea ajaja*), embora consumam outros organismos, têm os peixes como item fundamental em sua dieta (Kushlan *et al.*, 1985; Willard, 1985; González, 1997; Smith, 1997; Bryan & Gariboldi, 1998; Del Hoyo *et al.*, 1992), sendo então analisadas conjuntamente para o propósito deste trabalho.

Houve modesta e muito semelhante relação da diversidade de aves com a área e com o perímetro das lagoas ($r = 0,54$ e $r = 0,53$, respectivamente; $n = 16$; $P < 0,05$). A relação da abundância média no ano com a área e com o perímetro foi forte e idêntica ($r = 0,87$; $n = 16$; $P < 0,001$). Já a relação do número de espécies com a área foi modesta ($r = 0,69$; $n = 16$; $P < 0,01$), embora mais relevante do que com o perímetro ($r = 0,54$; $n = 16$; $P < 0,05$). Assim, a área foi considerada melhor prognosticador do número de espécies de Ciconiiformes do que o perímetro e foi adotada no cálculo da densidade de aves nas lagoas. Cabe ressaltar que se forem excluídas das análises *E. thula* e *B. striatus*, as duas espécies mais abundantes, o perímetro passa a ser melhor prognosticador do que a área da diversidade ($r = 0,68$ e $r = 0,61$, respectivamente; $P < 0,05$) e da abundância ($r = 0,80$ e $r = 0,76$, respectivamente; $P < 0,01$); a relação do número de espécies com o perímetro aproxima-se daquela com a área, embora não a ultrapasse ($r = 0,71$ e $r = 0,73$, respectivamente; $P < 0,05$).

À primeira vista pareceu surpreendente o perímetro não ser melhor prognosticador do que a área da diversidade, abundância e número de espécies de Ciconiiformes nas lagoas estudadas, já que a atividade de forrageamento para a maioria das espécies está limitada à região periférica das lagoas, graças a um limiar máximo de profundidade onde esta atividade é possível. Entretanto, *B. striatus* e *E. thula*, as duas espécies mais abundantes na área de estudo, foram freqüentemente observadas forrageando sobre o emaranhado de macrófitas aquáticas na superfície das lagoas, o que também já foi constatado em outros estudos (Kushlan *et al.*, 1985; Willard, 1985; Smith, 1997). Como este emaranhado de macrófitas, em muitos casos, cobre grande parte das lagoas esporadicamente, estas espécies podem explorar uma área da superfície das lagoas muito além da periferia, fortalecendo a relação com a área.

Os valores de correlação da diversidade e número de espécies de aves com a CPUE de peixes em redes de espera foram muito fracos e não significativos em todos os períodos do ano. A densidade de aves (número de indivíduos/ha) esteve forte e significativamente relacionada à ictiofauna amostrada neste tipo de rede apenas em novembro. A densidade de peixes amostrada em redes de arrasto pareceu ter maior influência sobre a comunidade de Ciconiiformes, principalmente sobre a densidade de aves, já que a relação foi forte e significativa em maio, agosto e novembro. Por sua vez, a diversidade e o número de espécies foram muito fortes e significativamente relacionados à ictiofauna de arrasto em agosto, mas modesta e não significativamente nos outros meses (Tabela 1). As redes de arrasto capturam peixes que habitam a região periférica das lagoas, enquanto que as redes de espera normalmente amostram a ictiofauna de regiões mais profundas, evidentemente menos vulneráveis à predação por aves. Conforme Gawlik (2002), ao referir-se à

disponibilidade de presas é necessário não apenas a quantificação destas, mas também conhecer a que ponto elas são vulneráveis à predação. Quando as presas são peixes, animais bastante móveis e que possuem estratégias para reduzir o risco de predação, a vulnerabilidade destes em um determinado ambiente pode ser mais importante para o predador do que a quantidade de indivíduos presentes (Erwin, 1985).

Tabela 1 - Coeficientes de correlação de Pearson da abundância de peixes amostrados em rede de espera (CPUE) e arrasto (densidade) com a diversidade (H'), densidade (DENS) e número de espécies (N SP) de Ciconiiformes em cada período do ano nas lagoas estudadas. Os valores grafados em *itálico* foram obtidos através da análise de correlação de Spearman.

	REDES DE ESPERA			ARRASTO		
	H'	DENS	N SP	H'	DENS	N SP
FEVEREIRO	-0,10	<i>-0,05</i>	0,10	0,24	0,18	0,34
MAIO	-0,09	0,33	0,13	0,43	<i>0,87**</i>	0,61
AGOSTO	0,20	0,34	<i>0,07</i>	<i>0,93**</i>	<i>0,79*</i>	<i>0,96***</i>
NOVEMBRO	0,05	<i>0,75*</i>	0,29	0,57	<i>0,81*</i>	0,63

*correlação significativa em $P < 0,05$; **correlação altamente significativa em $P < 0,01$; ***correlação muito altamente significativa em $P < 0,001$.

De maneira geral, houve muito fraca e não significativa relação da comunidade de Ciconiiformes com a quantidade de peixes em fevereiro (Tabela 1), o que provavelmente está associado ao fato deste ser o período de cheia na planície e na maioria das lagoas a região de transição com as áreas circundantes estar alagada, com níveis de profundidade acima do limiar onde o forrageamento das aves é possível. Apesar da cheia ser o período de maior produtividade da ictiofauna em planícies alagáveis (Loftus & Eklund, 1994; Vazzoler *et al.*, 1997), os peixes estão mais dispersos e menos vulneráveis às aves graças ao alto grau de conectividade entre os corpos d'água. Assim, independentemente da quantidade de peixes, a escassez de habitats adequados disponíveis e a baixa vulnerabilidade dos peixes tornaram este ambiente um tanto inóspito para os Ciconiiformes na cheia, fato amplamente verificado em áreas alagáveis (Custer & Osborn, 1978; Erwin, 1983; Powell, 1987; Smith & Breininger, 1995; Custer *et al.*, 1996; González, 1996; Strong *et al.*, 1997; Russell *et al.*, 2002).

Nos outros meses de amostragem houve forte e significativa relação entre a densidade de aves e a densidade de peixes (Tabela 1). Tem sido verificado que para a otimização do seu forrageamento, os Ciconiiformes dependem de manchas de habitat com profundidade adequada e alta densidade de presas (Kushlan, 1976; Master *et al.*, 1993; Russell *et al.*, 2002; Battley *et al.*, 2003). Como estas duas características são bastante efêmeras nos corpos d'água em planícies alagáveis, é comum registrar-se altas densidade de aves momentaneamente em manchas adequadas. Quando ali ocorre uma depressão dos recursos, as aves buscam outras manchas de alta qualidade, o que reflete o caráter oportunista dos Ciconiiformes (Kushlan, 1981; Fasola, 1994). A relação da diversidade e do número de espécies de aves com a densidade de peixes oscilou de razoável e não significativa a muito forte e significativa, possivelmente devido à presença de algumas espécies em determinada lagoa depender não apenas da densidade de peixes, mas da presença de específicos microhabitats ou tipos de presas sazonalmente.

Os resultados deste estudo demonstraram que o tamanho das lagoas e a disponibilidade de peixes são fortes prognosticadores, respectivamente, da abundância e densidade de Ciconiiformes nas lagoas estudadas. Porém, houve indícios de que variáveis ambientais aqui não analisadas atuaram fortemente na determinação da diversidade e número de espécies de aves presentes.

2. Estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento

Este trabalho tem como objetivo analisar a estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento da planície alagável do alto rio Paraná e possíveis variações sazonais na seleção destes habitats por cada espécie registrada, além de avaliar as flutuações populacionais sazonais das espécies nos habitats estudados nos anos de 2002 e 2003. O trabalho está em fase de conclusão das análises estatísticas, sendo aqui apresentado apenas resultados parciais.

Foram registradas 15 espécies de Ciconiiformes na planície alagável do alto rio Paraná. A garça-real (*Pilherodius pileatus*) não foi registrada nas unidades amostrais e não está incluída nas análises. Considerando-se a abundância de todo o período amostral, 9 das 14 espécies tiveram o maior número de contatos nas lagoas abertas, que também apresentou a maior riqueza de espécies. Os rios e lagoas fechadas apresentaram as menores riquezas de espécies e mais baixos números de contatos para a maioria das espécies (Tab. 1). Os registros de *Bubulcus ibis*, *Syrigma sibilatrix* e *Theristicus caudatus* podem ser considerados casuais, pois todos têm como habitats de forrageamento característicos áreas mais secas, raramente forrageando em corpos d'água (Kushlan *et al.*, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1992; Frederick & Bildstein, 1992). Assim, o caráter esporádico dos registros e a muito baixa abundância verificada para as três espécies (Tab. 1) talvez não reflitam seu verdadeiro status na região e, devido a essa possível falsa raridade ter forte influência nas ordenações das análises multivariadas, elas não foram ali incluídas.

Tabela 1. Riqueza e abundância (número total de contatos) das espécies de Ciconiiformes nas quatro categorias de habitats de forrageamento. O valor entre parênteses é a abundância expressa em porcentagem em cada habitat.

ESPÉCIES	LAGOAS ABERTAS	LAGOAS FECHADAS	RIOS	CANAIIS
----------	----------------	-----------------	------	---------

<i>Ardea cocoi</i> (garça-cinza)	316 (51)	76 (12)	36 (6)	190 (31)
<i>Egretta alba</i> (garça-branca)	191 (62)	50 (16)	7 (2)	61 (20)
<i>Egretta thula</i> (garcinha-branca)	440 (76)	31 (5)	46 (8)	64 (11)
<i>Bubulcus ibis</i> (garça-vaqueira)	1 (25)	3 (75)	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i> (maria-faceira)	4 (80)	0	0	1 (20)
<i>Butorides striatus</i> (socozinho)	707 (62)	51 (5)	71 (6)	303 (27)
<i>Nycticorax nycticorax</i> (socó-dorminhoco)	60 (21)	11 (4)	47 (17)	164 (58)
<i>Tigrisoma lineatum</i> (socó-boi)	110 (38)	37 (13)	14 (5)	131 (44)
<i>Mycteria americana</i> (cabeça-seca)	16 (73)	1 (4)	0	5 (23)
<i>Ciconia maguari</i> (maguari)	4 (100)	0	0	0
<i>Jabiru mycteria</i> (jaburu)	6 (60)	0	0	4 (40)
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (tapicuru)	2 (22)	0	0	7 (78)
<i>Platalea ajaja</i> (colhereiro)	4 (89)	0	0	8 (11)
<i>Theristicus caudatus</i> (curucaca)	0	0	4 (100)	0
Número de espécies	13	8	7	11

Na DCA realizada com os valores totais da abundância de todo o período amostral, o eixo 1 apresentou autovalor de 0,24 e o eixo 2 autovalor de 0,10, sendo ambos retidos para interpretação. O eixo 1 separou a maioria das lagoas fechadas das demais unidades amostrais, havendo diferença significativa na ordenação ($H = 12,36$; $P = 0,006$). O teste de Dunn indicou que a diferença foi entre as lagoas fechadas e lagoas abertas. As espécies que mais contribuíram para a separação foram *E. thula*, *B. striatus*, *M. americana* e *P. ajaja* com abundância acentuadamente maior nas lagoas abertas e *A. cocoi*, *T. lineatum* e *E. alba*, que embora também tenham sido mais abundantes nas lagoas abertas do que nas lagoas fechadas, foram as espécies com maiores porcentagens de registros nas lagoas fechadas (Tab. 1 e Fig. 4). No eixo 2 não houve diferença significativa na ordenação ($F = 0,6$; $P = 0,61$).

Quando as DCAs foram realizadas individualmente em cada um dos oito períodos amostrais, em cinco deles não houve diferença significativa na ordenação e os gráficos não foram aqui apresentados. No período agosto/setembro de 2002 o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,37 e o eixo 2 autovalor de 0,11, sendo ambos retidos para interpretação. No eixo 1 houve diferença significativa na ordenação ($H = 11,18$; $P = 0,01$). O teste de Dunn novamente indicou diferença entre lagoas abertas e lagoas fechadas. *A. cocoi*, *T. lineatum* e *N. nycticorax* foram as principais espécies componentes das lagoas fechadas, embora só a última tenha sido mais abundante ali do que nas lagoas abertas. As lagoas abertas foram caracterizadas pela bem mais alta abundância de *E. thula* e *B. striatus*, além de *M. americana*, *J. mycteria* e *P. ajaja* só terem sido registrados ali neste período (Tab. 2 e Fig. 4). No eixo 2 não houve diferença significativa na ordenação ($H = 0,8$; $P = 0,8$).

No período novembro/dezembro de 2002 o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,18 e o eixo 2 autovalor de 0,11, sendo ambos retidos para interpretação. No eixo 1 não houve diferença significativa na ordenação ($H = 4,46$; $P = 0,21$). No eixo 2 houve diferença significativa ($H = 21,16$; $P = 0,0001$), com o teste de Dunn indicando diferença das lagoas fechadas com as lagoas abertas e rios. Nas lagoas fechadas foram registradas apenas 4 espécies, todas com abundância muito baixa, sendo *A. cocoi*, *E. alba* e *T. lineatum* os principais componentes. As lagoas abertas foram caracterizadas pela abundância bem mais alta do que os outros habitats de *E. thula*, *B. striatus* e *P. ajaja* e pela presença exclusiva de *M. americana* e *C. maguari*. Os principais componentes dos rios foram *B. striatus* e *N. nycticorax* (Tab. 2 e Fig. 4).

Em agosto/setembro de 2003, o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,35 e o eixo 2 autovalor de 0,14, sendo ambos retidos para interpretação. No eixo 1 não houve diferença significativa na ordenação ($H = 5,87$; $P = 0,11$). No eixo 2 houve diferença significativa ($F = 6,32$; $P = 0,0027$), com o teste de Tukey indicando diferença das lagoas fechadas com as lagoas abertas e canais. A principal espécie componente das lagoas fechadas foi *T. lineatum*. *E. thula* novamente teve bem mais alta abundância nas lagoas abertas e *A. cocoi* foi o principal componente dos canais (Tab. 2 e Fig. 4).

Devido a não conclusão das análises até o momento, não é ainda possível uma interpretação dos resultados.

3) Levantamento da Avifauna

Baseado em estudos recentes (Gimenes & Anjos, 2004; Loures-Ribeiro & Anjos, em preparação; Mendonça & Anjos, em preparação) e em uma expedição realizada entre 24/10 e 05/11 de 2003, está sendo preparado um livro que apresenta uma relação de 241 espécies de aves registradas na planície de inundação do alto rio Paraná após a grande perda de habitat devido ao alagamento em Porto Primavera. Estes levantamentos abrangem o trecho entre o lago da usina e a foz superior do rio Ivinheima, adentrando a planície na região do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinheima e na região do rio Baía.

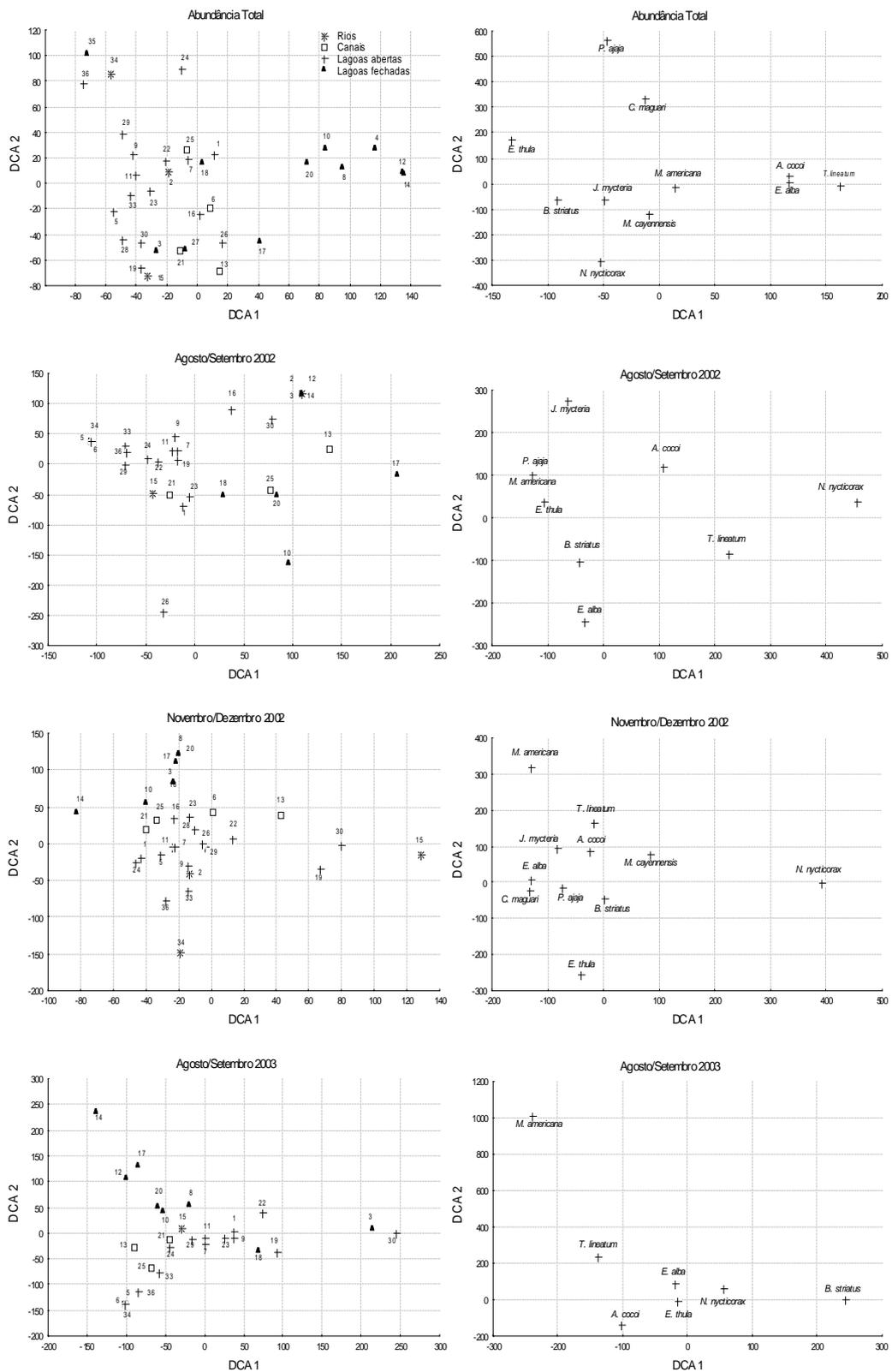


Figura 4. Ordenações resultantes das análises de correspondência com remoção do efeito de arco realizadas com os valores totais da abundância das espécies de Ciconiiformes de todo o período amostral e de cada período separadamente (códigos dos locais conforme Fig. 2).

Das 241 espécies, 27 até então não haviam sido registradas no trecho da planície estudado e, dentre estas, 11 não haviam sido registradas nem em áreas adjacentes ao trecho estudado, como o Parque Nacional de Ilha Grande, o Parque Estadual

do Morro do Diabo, a Estação Ecológica do Arenito Caiuá e o noroeste paranaense (Themag *et al.*, 1994; Straube *et al.*, 1996). Destacam-se entre as espécies registradas a águia-cinzenta (*Harpyhaliaetus coronatus*), presente na lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção (Portaria do Ibama nº 03/03), além da maracanã-de-cara-amarela (*Ara manilata*) e do joão-pinto (*Icterus icterus*), cujas ocorrências não constam para o território paranaense e adjacências (Scherer-Neto & Straube, 1995) e o registro nesta área marginal abre uma possibilidade de ocorrência.

Por outro lado, 115 espécies já registradas nos levantamentos precedentes no trecho estudado e na área que seria alagada em Porto Primavera (Themag *et al.*, 1994; Straube *et al.*, 1996) não foram agora registradas. A presença atual destas espécies na região, após a grande perda de hábitat devido ao alagamento, precisa ser confirmada. Outras 115 espécies foram registradas nestes levantamentos anteriores em áreas adjacentes ao trecho estudado e, potencialmente, várias delas talvez possam ali ser registradas.

É importante salientar que este livro será o resultado de um esforço inicial para o conhecimento da avifauna que atualmente ocorre na planície de inundação do alto rio Paraná. A possibilidade de ocorrência de diversas outras espécies deve estimular a realização de novos levantamentos na região, abrangendo a maior área possível na planície e a análise da avifauna em diferentes períodos do ano.