

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL – UFMS

**ABUNDÂNCIA E USO DE HABITATS POR AVES FRUGÍVORAS DE
DOSSEL EM REMANESCENTES DE CERRADO, CAMPO GRANDE,
MS, BRASIL.**

BERINALDO BUENO

**CAMPO GRANDE
MATO GROSSO DO SUL**

2010

**ABUNDÂNCIA E USO DE HABITATS POR AVES FRUGÍVORAS DE
DOSSEL EM REMANESCENTES DE CERRADO, CAMPO GRANDE,
MS, BRASIL.**

BERINALDO BUENO

Biólogo

Orientador: PROF. DR. JOSÉ RAGUSA NETTO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC, para a obtenção do título de Mestre.

Campo Grande
Mato Grosso do Sul

2010

“Dedico este trabalho a minha mãe Maria Pedra Valentim Bueno, aos meus irmãos Benivaldo Bueno e Berivaldo Bueno e aos meus amigos”.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. RESUMO..... | 1 |
| 2. INTRODUÇÃO..... | 2 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 4 |
| 3.1. Áreas de estudo..... | 4 |
| 3.2. Comunidade arbórea e produção de flores e frutos..... | 6 |
| 3.3. Abundância das aves frugívoras de dossel..... | 8 |
| 3.4. Análise dos dados..... | 9 |
| 4. RESULTADOS..... | 10 |
| 4.1. Produção de flores e frutos nos habitats..... | 10 |
| 4.2. Abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats das duas áreas de estudo..... | 15 |
| 5. DISCUSSÃO..... | 20 |
| 5.1. Produção de flores e frutos..... | 20 |
| 5.2. Abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats das duas áreas de estudo..... | 22 |
| 6. AGRADECIMENTOS..... | 26 |
| 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 26 |

RESUMO

Dentre os grandes frugívoros de dossel do Cerrado, psitacídeos e ranfastídeos são as aves mais sensíveis e ameaçadas devido à perda de habitats. Este estudo teve como objetivo avaliar a abundância e o uso de habitats pelos psitacídeos e ranfastídeos em dois fragmentos de Cerrado, bem como analisar as relações entre a abundância das espécies desses grupos e os parâmetros vegetacionais e fenológicos dos habitats. Nos fragmentos foram identificados os habitats típicos de mata ciliar, interior e borda, nos quais foram estabelecidos transectos com pontos de amostragem para os parâmetros vegetacionais e fenológicos, assim como para a contagem da avifauna estudada. Tanto a ocorrência e intensidade das fenofases quanto a abundância dos psitacídeos e ranfastídeos variaram ao longo do ano nos diferentes habitats de cada fragmento. Os fatores responsáveis pelas variações na produção de recursos (flores e frutos) das plantas foram a sazonalidade climática e a composição de espécies vegetais. Já as variações na composição e abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos diferentes habitats devem-se às características do ambiente no qual os remanescentes estão inseridos, a estrutura vegetacional dos habitats e os padrões de produção e abundância dos recursos nestes habitats.

Palavras chave: Fragmentação, Psittacidae, Ramphastidae, fenologia e sazonalidade climática.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro depois da Amazônia, ocupando aproximadamente 25% do território nacional, sendo que 45% desta área encontra-se dentro dos estados da Região Centro-Oeste (Borlaug, 2002; Machado *et al.*, 2004). Entre os grandes domínios naturais brasileiros, o bioma Cerrado destaca-se por sua localização no centro do continente onde é limitado por outros biomas, que, potencialmente, lhe conferem a ocorrência de uma distinta biodiversidade (Machado *et al.*, 2004, Silva e Santos, 2005). Em termos de avifauna, o Cerrado é o terceiro bioma mais rico do país com 856 espécies e o segundo em número de espécies endêmicas ameaçadas (36 espécies) (Machado *et al.*, 2004; Marini e Garcia, 2005).

A fragmentação florestal é um processo geralmente associado à ocupação e à alteração do uso da terra como a expansão da fronteira agrícola, principalmente nas regiões tropicais (Primack e Rodrigues, 2001; Machado *et al.*, 2004). Mais da metade dos 2 milhões de Km² do Cerrado foram transformados em pastagens e/ou áreas agrícolas, pois as condições físico-ambientais dessas áreas favorecem estas atividades (Klink e Machado, 2005; Scariot e Sevilha, 2005). A presença de solos relativamente férteis e o constante incentivo federal à ocupação e à disseminação da agricultura mecanizada são os principais responsáveis pela rápida degradação das formações florestais do Cerrado (Klink e Moreira, 2002).

A constante alteração dos ambientes naturais através da fragmentação da vegetação original tem sido intensa atingindo grandes áreas numa pequena escala de tempo. Tal processo não permite que os organismos se adaptem e por consequência desapareçam, simplificando os ambientes e os processos biológicos (Macedo, 2002; Fizon *et al.*, 2003). Em paisagens altamente fragmentadas e desmatadas, em que resta menos de 20% do habitat natural, o tamanho, o grau de

isolamento e a qualidade dos fragmentos devem particularmente influenciar a persistência dos organismos (Andrén, 1994; Fahrig, 2002; Metzger, 1999). Grandes aves frugívoras, por exemplo, movimentam-se por amplas áreas e usam mosaicos de diferentes habitats que fornecem frutos para suas dietas durante a maior parte do ano, ainda que estes sejam produzidos sazonalmente (Terborgh, 1986; van Shaick *et al.*, 1993). Por não conseguirem persistir em pequenos fragmentos (Willis, 1979), esses frugívoros estão entre as aves mais sensíveis e ameaçadas no mundo pelos processos de fragmentação dos habitats (BirdLife International, 2000; Marsden e Pilgrim, 2003).

Psitacídeos e ranfastídeos são importantes frugívoros de dossel no Cerrado. Psitacídeos geralmente possuem uma dieta generalista (Janzen, 1981; Roth, 1984; Forshaw, 1989) e são classificados como importantes predadores de sementes (Galetti, 1993, 1997; Francisco *et al.*, 2002; Ragusa-Netto, 2002, 2006a). Por outro lado, ranfastídeos são considerados importantes dispersores de diásporos de muitas espécies vegetais da região neotropical, uma vez que na maioria das vezes engolem frutos e sementes inteiros que, após algum tempo, são defecados ou regurgitados intactos longe da planta mãe (Howe, 1982). Tanto psitacídeos quanto ranfastídeos, além de serem alvos de caça e tráfico de animais, são particularmente sensíveis aos distúrbios florestais (Collar e Juniper, 1992; Jordano *et al.*, 2006). No entanto, apesar da crescente fragmentação das formações típicas de Cerrado, as aves de ambos os grupos continuam utilizando os remanescentes, provavelmente em função da produção de recursos alimentares por espécies vegetais específicas (Ragusa-Netto, 2006a; França *et al.*, 2009). Assim, caso estas aves sejam extintas nessas áreas, a dispersão e a persistência de algumas espécies vegetais podem ser prejudicadas assim como alguns importantes processos ecológicos, visto que outros animais também dependem desses recursos (Silva e Tabarelli, 2000).

Assim, com vistas a fornecer informações para a formulação de planos de manejo e conservação desses grupos em remanescentes de vegetação do Cerrado, o presente estudo teve por objetivo avaliar a abundância e o uso de habitats pelos psitacídeos e ranfastídeos em dois fragmentos de Cerrado (Município de Campo Grande, MS), bem como analisar as relações entre a abundância das espécies destes grupos e os parâmetros ambientais dos habitats.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

Esse estudo foi realizado entre janeiro e dezembro do ano de 2009 em duas Unidades de Conservação de uso indireto (Parque Estadual), com remanescentes de Cerrado, localizados na área semiurbana e urbana do Município de Campo Grande, MS.

O Parque Estadual Mata do Segredo – PES ($20^{\circ}23'46''S$ e $54^{\circ}35'25''W$) possui uma área de 178 hectares onde são encontradas as nascentes do Córrego Segredo (Fig. 1). O PES está inserido em uma matriz semiurbana marcada pelo uso tradicional rural. Porém devido à grande proximidade da zona urbana, esse parque sofre grandes pressões antrópicas (p. ex. caçadores e raizeiros). O Parque Estadual do Prosa – PEP ($20^{\circ}26'34''S$ e $54^{\circ}38'47''W$) é constituído por uma área de aproximadamente 135 hectares onde são encontradas as nascentes do Córrego Prosa. O PEP está totalmente inserido na matriz urbana (Fig. 1) e também sofre pressões antrópicas, principalmente em sua borda. Circunvizinho ao parque encontram-se as edificações que compõem o “Parque dos Poderes”, ou seja, a sede administrativa do estado de Mato Grosso do Sul.



Fig. 1 – Localização das duas áreas de estudo (Parque Estadual Mata do Segredo – PES e Parque Estadual do Prosa – PEP) no Município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Os dois parques localizam-se na zona leste da cidade de Campo Grande, apresentam altitudes médias de 600 metros e estão localizados nos domínios do Planalto da Serra de Maracaju (Lugnani *et al.*, 2007). As áreas possuem formações vegetacionais típicas de cerrado, cerradão e mata ciliar (PCBAP, 1997; Lugnani *et al.*, 2007). Apesar da cobertura vegetal original desses parques ter sido amplamente descaracterizada, restam formações secundárias em avançado estágio de regeneração (Costa e Mauro, 2008; SEMA, 2000) com habitats e flora característicos, conforme segue.

O habitat de borda das duas áreas de estudo é caracterizado por formações típicas do cerrado *sensu stricto*, ou seja, apresentam um estrato herbáceo-graminoso abundante, com árvores tortuosas baixas (entre 5 e 7,5 metros) de ramificações retorcidas e irregulares, além de arbustos e subarbustos espalhados

(PCBAP, 1997; Ribeiro e Walter, 1998; Marimon-Junior e Haridasan, 2005). Os habitats de interior e de mata ciliar das duas áreas possuem elementos característicos tanto da Savana florestada (cerradão) quanto da Floresta Ombrófila Densa Aluvial (PCBAP, 1997). Nesses locais a vegetação é tipicamente florestal com árvores em torno de 10 metros de altura no interior e acima de 15 metros na região ciliar. Em ambos os parques as plantas decíduas ocorrem nas bordas, enquanto elementos semidecíduos no interior e mata ciliar, assim como em algumas outras áreas do Cerrado (Ratter *et al.*, 1973). Plantas como *Caryocar brasiliense*, *Cecropia pachystachya*, *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea* sp., *Mabea fistulifera*, *Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Schefflera morototoni*, *Stryphnodendron adstringens*, *Tabebuia* spp. e *Xylopia aromatica* são comuns em ambos os parques, porém nem todas ocorrem em todos os habitats (Palma, 2004; Lughani *et al.*, 2007).

O clima da região é do tipo Tropical Chuvoso de Savana (Aw) (Köppen, 1948). A precipitação média anual varia de 1.400 a 1.600 mm, apresentando dois períodos distintos: um chuvoso (outubro-março) com temperatura média próximo de 20°C e outro seco (abril-setembro) com temperatura média abaixo de 18°C. A média das máximas anuais fica entre 27 e 32°C, com máximas absolutas entre 35 e 40°C, enquanto as mínimas absolutas podem chegar a 0°C. A umidade relativa do ar é baixa e raramente atinge 80% (Baptista-Maria *et al.*, 2009).

Comunidade arbórea e produção de flores e frutos

Em cada uma das áreas de estudo foram identificados três habitats típicos: borda (faixa de 100 metros de vegetação limítrofe dos parques), mata ciliar (faixa de 100 metros de vegetação do entorno dos corpos d'água) e interior (faixa de vegetação restante entre a borda e a mata ciliar). Em cada um dos habitats típicos

foi estabelecido um transecto com pontos principais e secundários de amostragem. Nos pontos principais foram levantados tanto os dados fenológicos quanto da avifauna, enquanto nos pontos secundários foram realizados levantamentos fitossociológicos complementares. Os transectos, bem como pontos foram distribuídos nas áreas de acordo com sua representatividade. Os pontos amostrais principais distanciavam-se, pelo menos, 200 metros um do outro. Já os pontos amostrais secundários foram estabelecidos entre os pontos principais nos transectos a cada 15 metros um do outro. Estes pontos secundários também se distanciavam 15 metros dos pontos principais. No PES foram estabelecidos 11 pontos principais na borda, sete no interior e cinco na mata ciliar. O número de pontos secundários neste parque foi de 88 na borda, 56 no interior e 40 na mata ciliar. No PEP foram estabelecidos sete pontos principais na borda, dois no interior e seis na mata ciliar. Os pontos secundários somaram 56 na borda, 14 no interior e 48 na mata ciliar. Trilhas pré-existentes foram usadas, porém quando estas não existiam, pequenas novas trilhas foram abertas.

Em cada ponto amostral principal e secundário foram registrados os quatro indivíduos arbóreos mais próximos com DAP (diâmetro a altura do peito, $h = 1,3$ m) igual ou superior a 15 cm – Método dos Quadrantes Centrados (Brower e Zar, 1984). Este procedimento teve por objetivo garantir a inclusão de indivíduos arbóreos sexualmente maduros. O método de quadrantes centrados, adequado a descrição da comunidade arbórea de áreas extensas, foi utilizado por ser sensível as espécies comuns (Cottam e Curtis, 1956; Martins, 1993). Todos os indivíduos arbóreos dos pontos amostrais principais foram marcados e tiveram alguns parâmetros registrados (diâmetro a altura do peito – DAP, altura total do indivíduo, altura do fuste, distância do ponto central, presença de flores e frutos). A altura total dos indivíduos e a altura do fuste, por exemplo, podem fornecer informações acerca do estágio sucessional

da vegetação, enquanto que o DAP e a distância das plantas do ponto central são úteis para análises sobre estrutura e densidade. A abundância de flores e frutos presentes na copa de cada árvore dos pontos amostrais principais foi registrada e acompanhada mensalmente. Essa abundância foi ajustada a uma escala semi-quantitativa que varia de total ausência (0) a completa capacidade da copa (4) a uma determinada fenofase. Isto permitiu estimar a intensidade da fenofase em cada indivíduo (Fournier, 1974). A soma dos escores de cada fenofase forneceu um índice mensal de abundância de flores e frutos. Análises de síndrome de dispersão não fizeram parte dos objetivos deste estudo, por isso os diásporos foram classificados apenas de acordo com a presença de partes carnosas comestíveis. Plantas cujos diásporos apresentaram polpa e arilo foram classificadas como plantas com frutos carnosos, enquanto aquelas com mesocarpo seco foram consideradas como plantas de frutos secos.

Abundância das aves frugívoras de dossel

A abundância das aves frugívoras (psitacídeos e ranfastídeos) foi amostrada através da técnica de contagem por pontos em razão de sua adequação para estudos enfocando aves frugívoras de dossel (Marsden, 1999). Nos pontos amostrais principais foram registrados todos os indivíduos dessas duas famílias avistados ou ouvidos num raio de 50 metros. As vocalizações dessas aves são conspícuas, de fácil identificação, bem como tendem a ser detectadas uniformemente a distâncias médias-curtas (Marsden, 1999). O tempo de permanência em cada ponto de contagem foi de 10 minutos. Cada ponto foi amostrado uma vez por mês nos horários de maior atividade da avifauna, ou seja, pela manhã das 06:00 as 09:00 horas e a tarde das 15:00 as 18:00 horas. As contagens não foram realizadas sob condições meteorológicas adversas como

chuva intensa, fortes nevoeiros ou ventos. O número de indivíduos, de cada espécie, registrados nos pontos de contagem em cada habitat foi usado como índice mensal de abundância. Os indivíduos detectados voando não foram registrados uma vez que não podiam ser confirmados quanto à utilização do habitat amostrado ou do respectivo remanescente. Todos os habitats amostrados exibiam vegetação arbórea, portanto, em princípio, as espécies dos grupos enfocados, potencialmente, eram igualmente detectáveis em qualquer habitat (Bibby *et al.*, 1992). As aves foram identificadas através de guias de campo, seguindo-se a ordem sistemática e nomenclatura científica contidas na lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2009). Para aleatorizar o processo de amostragem a ordem das trilhas e a direção para o início das contagens foram sorteadas.

Análise dos dados

Os índices mensais de disponibilidade de recursos (flores e frutos) e abundância das espécies de aves (psitacídeos e ranfastídeos), obtidos em cada habitat, foram usados como variáveis. Foi utilizada a correlação de Spearman para analisar as relações entre a abundância das espécies e a disponibilidade de recursos nos respectivos habitats. Essa análise testa a intensidade da relação entre variáveis ordinais e não é sensível às assimetrias na distribuição, nem à presença de outliers, não exigindo que os dados provenham de populações que apresentem distribuição estatística do tipo normal. O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar a sazonalidade quanto a produção de recursos em cada área de estudo e em cada habitat ao longo de dois períodos do ano. O primeiro período compreende a estação chuvosa (outubro-março) e o segundo a estação seca (abril-setembro). O índice mensal de abundância de recursos (soma dos escores) foi usado como variável para essas comparações. O Escalonamento

Multidimensional Não Métrico – NMDS (Kruskal, 1964) foi utilizado para avaliar a similaridade da composição avifaunística entre os habitats. O número de indivíduos de todas as espécies observadas nos diferentes habitats foi usado como medida de abundância na ordenação. O índice de Bray-Curtis (Legendre e Legendre, 1998) foi usado como medida de dissimilaridade para o escalonamento. A Análise de Correspondência (CA) foi utilizada como método de ordenação para examinar as relações entre a associação das espécies com os habitats de ambos os parques. Para esta análise foram consideradas todas as espécies de psitacídeos e ranfastídeos registradas nos habitats. Os parâmetros da comunidade arbórea foram analisados através da Análise de Componentes Principais – PCA. Esta análise teve por objetivo extrair eixos multivariados que melhor caracterizassem a estrutura das formações vegetacionais dos habitats. Através dessa análise os dados originais são simplificados, caso estejam correlacionados entre si, e extraem-se índices multivariados que representam a estrutura da vegetação, os quais correspondem aos coeficientes dos componentes principais (Manly, 1994).

RESULTADOS

Produção de flores e frutos nos habitats

Considerando as duas áreas de estudo, foram inventariados 604 indivíduos distribuídos em 32 famílias e 57 espécies. Quando separadas as áreas, 41 espécies de 29 famílias foram registradas no PES e 21 espécies de 11 famílias no PEP. A maioria das espécies (26,31%) e indivíduos (56,30%, N=340) registrados nas duas áreas estudadas produziu frutos secos, ao passo que apenas 22,80% das espécies ou 43,70% (N=264) dos indivíduos produziram frutos carnosos. No PES as espécies mais abundantes foram *Maprounea guianensis* (Aubl.) (N=56), *Protium heptaphyllum* ((Aubl.) Marchand) (N=44), *Xylopia aromatica* ((Lam.) Mart.) (N=32) e *Annona*

coriacea (Mart.) (N=28), enquanto no PEP *Maprounea guianensis* (N=52), *Protium heptaphyllum* (N=52) e *Cecropia pachystachya* (Trécul) (N=20). No PES as espécies mais abundantes na mata ciliar foram *Protium heptaphyllum* (N=16) e *Cecropia pachystachya* (N=12), no interior foram *Maprounea guianensis* (N=20) e *Annona coriacea* (N=16) e na borda foram *Maprounea guianensis* (N=32) e *Xylopia aromatica* (N=24). Nos habitats do PEP, *Cecropia pachystachya* (N=20) e *Maprounea guianensis* (N=16) foram as espécies mais abundantes na mata ciliar, *Protium heptaphyllum* (N=12) e *Parapiptadenia rigida* ((Benth.) Brenan) (N=8) as mais abundantes no interior e *Maprounea guianensis* (N=40) e *Protium heptaphyllum* (N=32) as mais abundantes na borda.

O número e a época de ocorrência dos picos de floração e frutificação variaram nos habitats de ambas as áreas de estudo. Considerando a análise de todos os habitats do PES juntos, foram observados dois picos de floração e dois picos de frutificação não coincidentes (Fig. 2). Na mata ciliar deste parque, o primeiro pico de floração ocorreu na transição da estação chuvosa para a seca (abril), em função da floração de *Cecropia pachystachya* e *Schefflera morototoni* ((Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin) e o segundo e mais expressivo no início da estação seca (junho) por conta da floração de *Mabea fistulifera* (Mart.) e *Maprounea guianensis*. O primeiro e menor pico de frutificação ocorreu no início da estação seca (maio) e o segundo e maior pico ao final dessa estação (agosto). As plantas que contribuíram com frutos para o primeiro pico foram *Cecropia pachystachya* e *Schefflera morototoni*, enquanto para o segundo foram *Cecropia pachystachya* e *Maprounea guianensis*. No habitat de interior, o primeiro e maior pico de floração foi registrado no final da estação chuvosa (fevereiro) devido às flores de *Caryocar brasiliense* (Cambess.) e *Xylopia aromatica*. Os dois picos seguintes de menor intensidade ocorreram durante a estação seca (junho e setembro) com a floração de

Maprounea guianensis e *Copaifera langsdorffii* (Desf.), respectivamente. Neste habitat os dois principais picos de frutificação foram observados durante a estação chuvosa (dezembro-fevereiro) devido à produção de frutos de *Caryocar brasiliense*. No habitat de borda, os dois picos de floração tiveram a mesma intensidade, porém o primeiro ocorreu no final da estação chuvosa (fevereiro) por conta da produção de flores de *Caryocar brasiliense* e *Xylopia aromatica*, ao passo que o segundo ocorreu em meados da estação seca (junho) em função da floração de *Mabea fistulifera* e *Maprounea guianensis*. O primeiro pico de frutificação neste habitat ocorreu próximo ao final da estação chuvosa (janeiro) com a produção de frutos por *Caryocar brasiliense* e o segundo e mais conspícuo pico no meio da estação seca (agosto) devido à frutificação de *Mabea fistulifera* e *Maprounea guianensis*.

Considerando a análise conjunta dos habitats do PEP, foram registrados dois picos de floração e de frutificação (Fig. 2). Entretanto, no habitat de interior, as plantas amostradas não apresentaram estas fenofases (flores e frutos). No habitat de mata ciliar o primeiro e menor pico de floração ocorreu na transição da estação chuvosa para a estação seca (maio) e o segundo e mais conspícuo pico de floração durante a estação seca (agosto). A principal espécie produtora de flores nestes períodos foi *Cecropia pachystachya*. O menor pico de frutificação ocorreu em meados da estação seca (junho) com a produção de frutos por alguns indivíduos de *Cecropia pachystachya*, já o maior pico ocorreu ao final da estação seca (agosto) em função da produção de frutos por *Cecropia pachystachya* e *Maprounea guianensis*. No habitat de borda os dois picos de floração foram próximos e tiveram a mesma intensidade, ocorrendo o primeiro na transição da estação chuvosa para a estação seca (maio) por conta da floração de *Rapanea gardneriana* ((A. DC.) Mez) e o segundo no início da estação seca (julho) em função de *Maprounea guianensis*. O

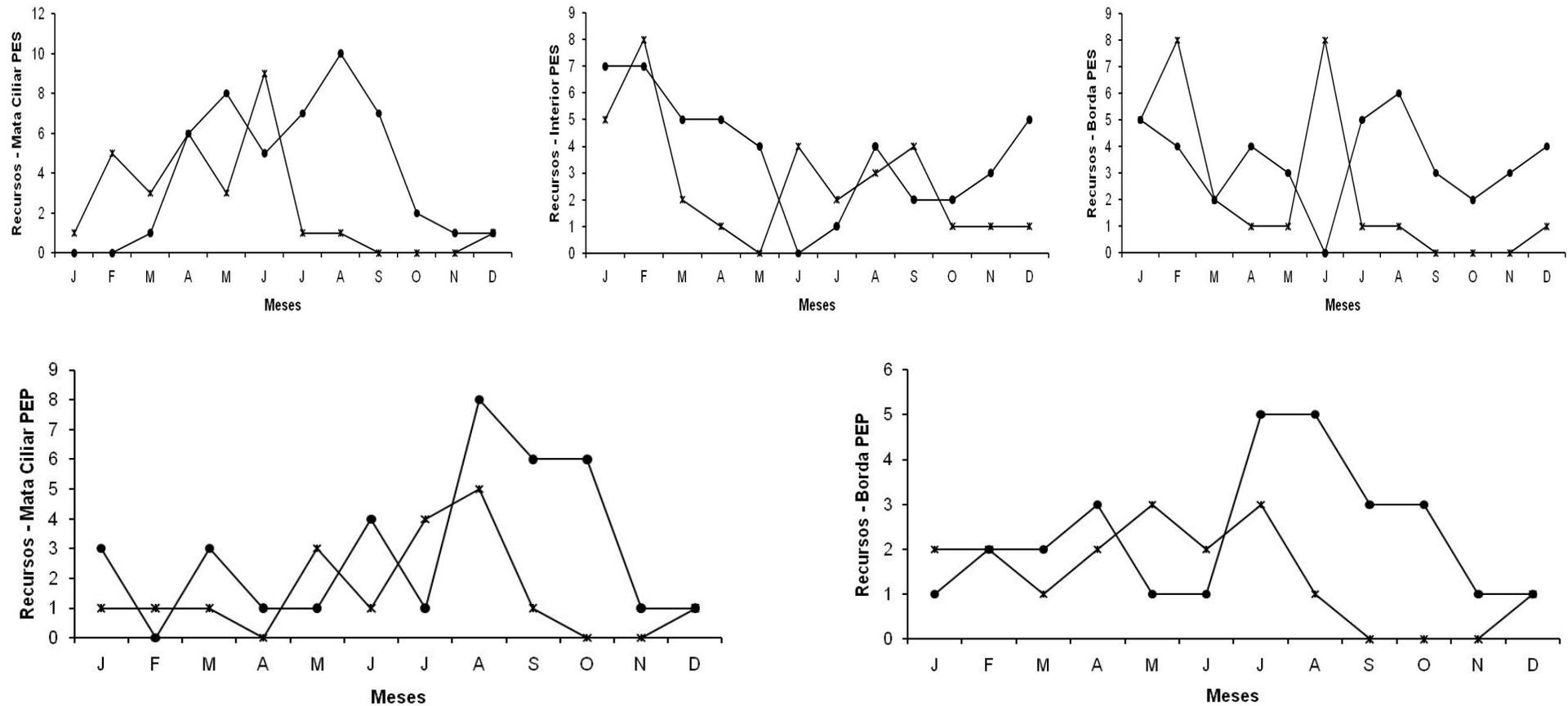


Fig. 2 – Abundância de recursos (flores: asterisco e frutos: círculos preenchidos) nos diferentes habitats do Parque Estadual Mata do Segredo (PES) e do Parque Estadual do Prosa (PEP), Campo Grande, MS.

primeiro e menor pico de frutificação ocorreu no início da estação seca (abril) devido aos frutos de *Xylopia aromatica* e o segundo e maior pico de meados para o final da estação seca (julho-agosto) com os frutos de *Maprounea guianensis* e *Rapanea gardneriana*.

A comparação sazonal quanto à produção de recursos (flores e frutos) pelas comunidades vegetais de ambas as áreas mostrou que a variação entre as estações seca e chuvosa foi significativa apenas para o PEP ($H = 5,39$, $p = 0,02$). Quando considerados os habitats, foram verificadas diferenças na produção de recursos entre as estações no habitat de mata ciliar do PES ($H = 8,30$, $p = 0,003$) e nos habitats de na mata ciliar ($H = 4,00$, $p = 0,04$) e borda ($H = 4,00$, $p = 0,04$) do PEP.

A Análise de Componentes Principais extraiu dois fatores que juntos responderam por 96% da variabilidade dos parâmetros da comunidade arbórea (Tab. 1).

Tab. 1 - Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros da comunidade arbórea nos habitats do Parque Estadual Mata do Segredo (PES) e do Parque Estadual do Prosa (PEP), Campo Grande, MS. Apenas os “loadings” dos fatores maiores $\geq 0,5$ são apresentados. Os sinais de positivo representam a direção de ação da variável para os fatores menores que 0,5.

| | Componente1 | Componente2 |
|----------------------------------|-------------|-------------|
| Valor Eigen | 3,5 | 0,29 |
| Porcentagem de variação | 88,5 | 7,4 |
| Distância do ponto central | + | -0,8 |
| Diâmetro a altura do peito – DAP | 0,5 | + |
| Altura total dos indivíduos | 0,5 | + |
| Altura do fuste | + | + |

O componente 1 explicou 88,5% da variabilidade e descreveu um eixo de medidas padrões tomadas da comunidade vegetal (diâmetros a altura do peito – DAP, altura total dos indivíduos e altura do fuste), ou seja, um “eixo dendrométrico”. O componente 2 identificou um eixo relacionado à densidade da comunidade vegetal inventariada (distância da planta ao ponto central). Todos os fatores (distância do ponto central, DAP, altura total e altura do fuste) apresentaram ação positiva na determinação do primeiro componente principal. Por outro lado, na determinação do segundo componente principal apenas o fator “distância do ponto central” teve relação negativa com este componente.

Abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats das duas áreas de estudo

A análise da similaridade avifaunística realizada entre os habitats por meio do NMDS revelou que as comunidades de aves são dissimilares entre os habitats (Fig. 3) (stress = 0,106). No entanto, os habitats de interior e borda do PES (IntS e BorS, respectivamente) e mata ciliar do PEP (McP) foram similares e agruparam-se entre os demais habitats, pois além de comunidades similares, a abundância das espécies destes três habitats foi relativamente parecida. *Aratinga aurea* (Gmelin, 1788), *Aratinga leucophthalma* (Statius Muller, 1776), *Brotogeris chiriri* (Vieillot, 1818), *Diopsittaca nobilis* (Linnaeus, 1758) e *Ramphastos toco* (Statius Muller, 1776) foram as espécies que ocorreram concomitantemente nestes habitats. As comunidades dos habitats de mata ciliar do PES (McS), interior e borda do PEP (IntP e BorP, respectivamente) divergiram tanto entre si quanto em relação aos outros habitats. Os habitats de mata ciliar do PES (McS) e borda do PEP (BorP) divergiram dos demais habitats por apresentarem as maiores abundâncias de *Ramphastos toco* e

Brotogeris chiriri, respectivamente. Já o habitat de interior do PEP (IntP) diferiu dos outros habitats devido à baixa riqueza de espécies (apenas os psitacídeos *Ara ararauna* (Linnaeus, 1758), *Aratinga leucophthalma* e *Brotogeris chiriri*).

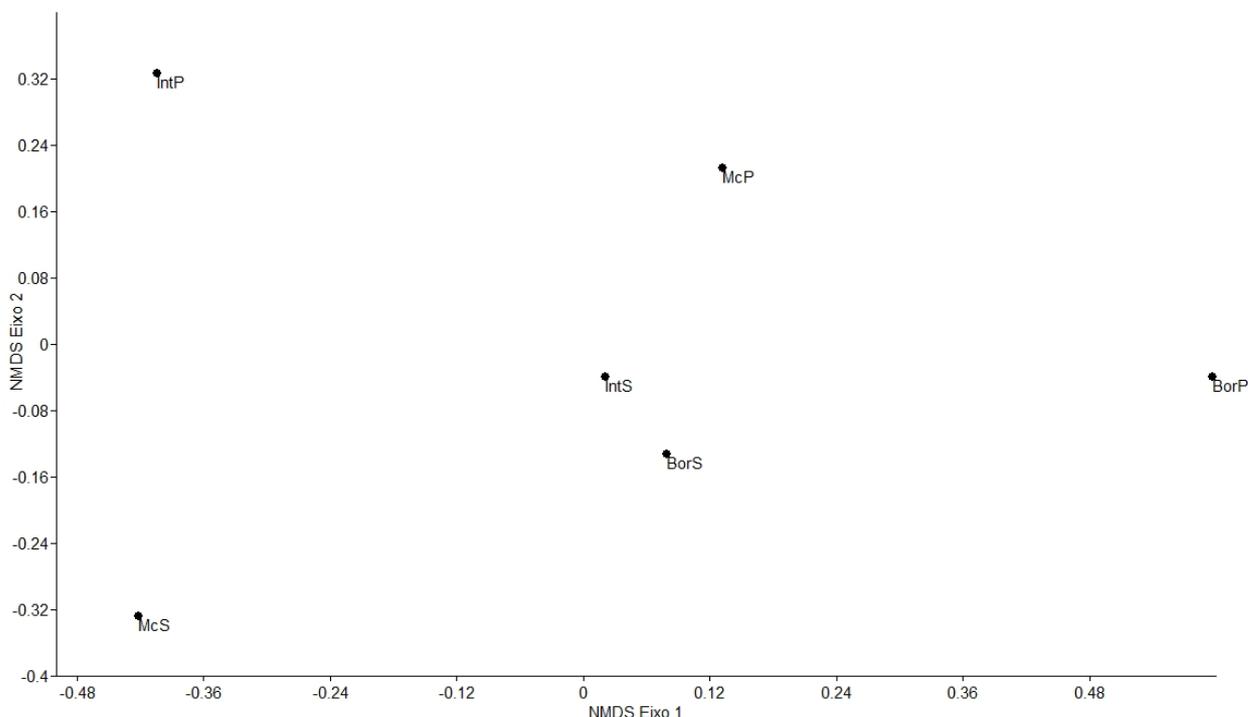


Fig. 3 – Similaridade na composição de espécies de psitacídeos e ranfastídeos nos diferentes habitats do Parque Estadual Mata do Segredo (PES) e do Parque Estadual do Prosa (PEP), Campo Grande, MS.

O exame das relações entre as espécies e os habitats efetuado através da Análise de Correspondência (CA) mostrou que tanto as espécies de psitacídeos quanto as espécies de ranfastídeos associaram-se com diferentes habitats (Porcentagem de variação = 81,05) (Fig. 4). No habitat de mata ciliar do PES (McS) predominaram os ranfastídeos *Pteroglossus castanotis* (Gould, 1834) e *Ramphastos toco*, enquanto nos habitats de borda do PES (BorS) e do PEP (BorP) ocorreram principalmente os psitacídeos *Amazona aestiva* (Linnaeus, 1758), *Aratinga aurea*, *Aratinga leucophthalma* e *Brotogeris chiriri*. *Diopsittaca nobilis* relacionou-se com o

habitat de mata ciliar do PES (McS), apesar da aparente localização intermediária entre os habitats de mata ciliar e borda do PES (McS e BorS). Já *Ara ararauna* associou-se principalmente com o habitat de interior do PEP (IntP).

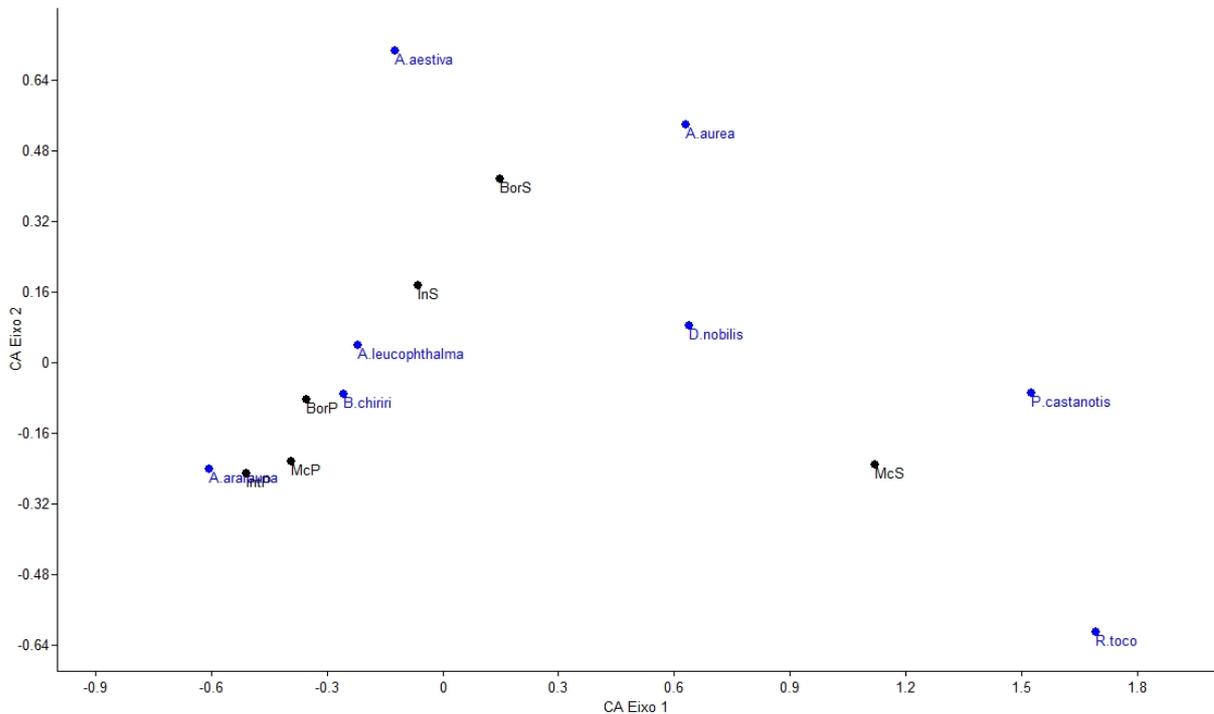


Fig. 4 – Associação entre as espécies de psitacídeos e ranfastídeos e os diferentes habitats do Parque Estadual Mata do Segredo (PES) e do Parque Estadual do Prosa (PEP), Campo Grande, MS.

Aratinga aurea, *Aratinga leucophthalma* e *Brotogeris chiriri* foram as espécies registradas com maior frequência dentre todas as espécies observadas nos habitats. *Brotogeris chiriri* foi registrada durante todos os meses do ano e seus picos de abundância nos habitats ocorreram em momentos diferentes com intensidades distintas (Fig. 5). No habitat de mata ciliar, o pico de abundância deste psitacídeo ocorreu em maio e correlacionou-se significativamente com a produção de recursos (flores e frutos) ($r_s = 0,72$, $p = 0,007$). No habitat de interior, o mais expressivo pico de abundância de *Brotogeris chiriri* ocorreu no final da estação chuvosa, porém sem

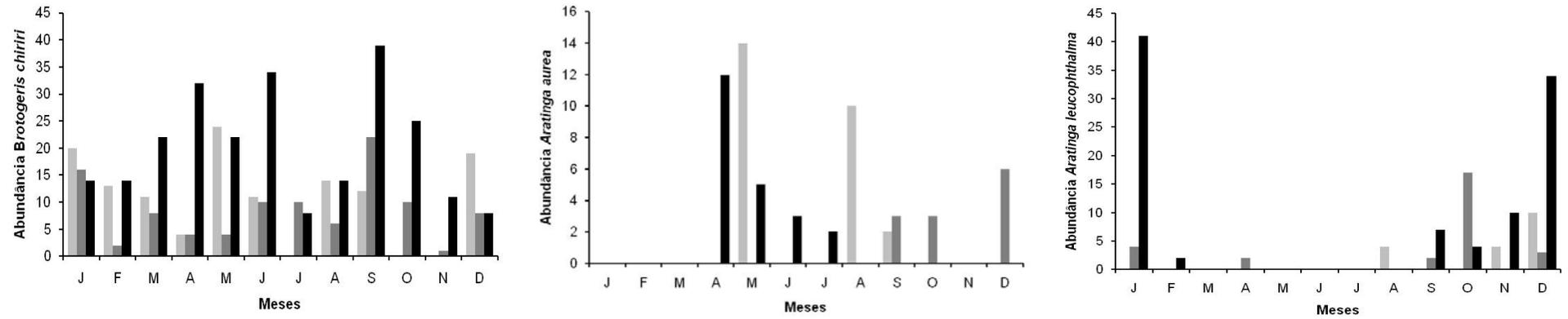


Fig. 5 – Abundância dos psitacídeos mais frequentes nos habitats de mata ciliar (barra cinza claro), interior (barra cinza) e borda (barra preta) dos Parques Estaduais Mata do Segredo (PES) e do Prosa (PEP), Campo Grande, MS.

relação com a oferta de qualquer recurso. No habitat de borda a abundância desse periquito exibiu correlação significativa tanto com a floração de *Mabea fistulifera* ($r_s = 0,73$, $p = 0,006$), quanto de *Maprounea guianensis* ($r_s = 0,58$, $p = 0,04$), além da produção de recursos (flores e frutos) neste habitat ($r_s = 0,79$, $p = 0,001$).

Os picos de abundância de *Aratinga aurea* foram esparsos ao longo do ano nos habitats (Fig. 5). No habitat de mata ciliar esta espécie exibiu o maior pico de abundância em maio, seguido de outro pico em agosto, coincidindo com os picos de produção de recursos (flores e frutos) na mata ciliar ($r_s = 0,80$, $p = 0,001$). Nos habitats de interior e borda os maiores picos de abundância ocorreram em outubro e abril, respectivamente. Porém, a maior abundância deste psitacídeo coincidiu com a maior produção de recursos (flores e frutos) que ocorreu apenas na borda ($r_s = 0,60$, $p = 0,03$).

Para *Aratinga leucophthalma* os picos de abundância nos habitats variaram ao longo do ano (Fig. 5). Nos habitats de mata ciliar e interior os picos mais conspícuos de abundância deste psitacídeo ocorreram em dezembro e outubro, respectivamente. No habitat de borda dois picos de abundância foram observados durante a estação chuvosa, sendo que o principal pico foi registrado em janeiro concomitantemente à produção de frutos por *Caryocar brasiliense* ($r_s = 0,69$, $p = 0,01$) e à produção de recursos (flores e frutos) ($r_s = 0,09$, $p < 0,0001$).

Ramphastos toco e *Pteroglossus castanotis* foram registrados apenas em alguns habitats das duas áreas de estudo. Ambas as espécies foram pouco frequentes nos habitats em que foram observadas. *Pteroglossus castanotis* foi registrado esporadicamente apenas no PES nos habitats de mata ciliar e borda. *Ramphastos toco* foi registrado em todos os habitats de ambos os parques, porém o número de indivíduos sempre foi muito baixo. Entretanto, na mata ciliar do PES, esse tucano apresentou um conspícuo pico de abundância no início da estação

seca (maio) (Fig. 6). Este pico de abundância de *Ramphastos toco* coincidiu com a frutificação em *Schefflera morototoni*, cujos indivíduos foram registrados, apenas, na mata ciliar. A abundância de *Ramphastos toco* exibiu forte correlação com a produção de recursos (flores e frutos) nesse habitat ($r_s = 0,99$, $p < 0,0001$).

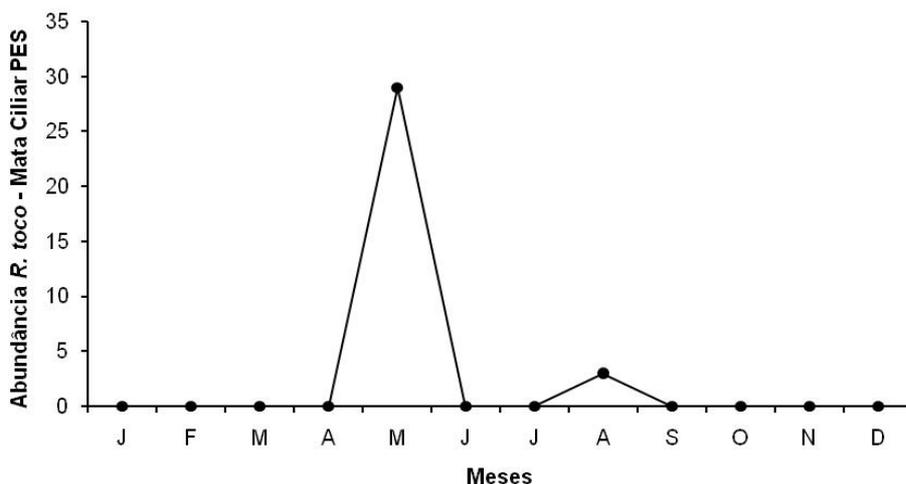


Fig. 6 – Número de indivíduos de *Ramphastos toco* no habitat de mata ciliar do Parque Estadual Mata do Segredo (PES), Campo Grande, MS.

DISCUSSÃO

Produção de flores e frutos

Os picos anuais de floração e frutificação nos habitats típicos do PES e do PEP, potencialmente, são resultado tanto da sazonalidade climática quanto da composição de espécies vegetais. Tal assincronia quanto à produção de recursos tem implicações positivas para os consumidores capazes de responder a oferta errática de recursos (van Schaik *et al.*, 1993). Nesse sentido, a variabilidade quanto à oferta dos recursos alimentares nos habitats enfocados, em princípio, sugere a persistência dos padrões fenológicos comuns aos mosaicos de habitat do cerrado (Oliveira, 1998; Batalha e Mantovani, 2000). Os habitats típicos de Cerrado são caracterizados por formações vegetacionais específicas, cuja ocorrência e

composição de espécies são determinadas pela qualidade e umidade dos solos (Oliveira-Filho *et al.*, 1990; Franco, 2005; Haridasan, 2005). Nestas formações, as fenofases das plantas são definidas principalmente pela sazonalidade climática (van Schaik *et al.*, 1993; Ribeiro e Walter, 1998; Oliveira, 1998; Biondi *et al.*, 2007). Dessa forma, em função das diferenças na composição de plantas nos habitats e a influência da sazonalidade climática sobre essas plantas, são esperadas variações nos padrões de produção de recursos alimentares nos habitats (van Schaik *et al.*, 1993; Oliveira, 1998).

Potencialmente as aves avaliadas nos remanescentes utilizam qualquer dos habitats como fonte de recursos, uma vez que a importância de cada um dos habitats variou no tempo por conta da ocorrência e a produção de recursos por espécies em particular. Nos habitats das duas áreas, os picos de floração tanto das plantas de frutos secos quanto das plantas de frutos carnosos geralmente ocorreram no início ou durante a estação seca, enquanto os picos de frutificação ocorreram geralmente no início ou durante a estação chuvosa. Para as formações vegetacionais da região tropical que são dominadas por espécies com frutos secos o pico mais conspícuo de floração ocorre durante a estação seca (Oliveira, 1998; Batalha e Mantovani, 2000), enquanto o maior pico de frutificação ocorre durante a estação chuvosa (Smallwood e Howe, 1982; Terborgh, 1986; van Schaik, 1993; Macedo 2002; Jordano *et al.*, 2006). Estes parecem ser os padrões nos quais se enquadram a floração e a frutificação das plantas registradas nos habitats de interior e borda das áreas estudadas, uma vez que estas plantas produziram grande quantidade de recursos (flores e frutos), mesmo somando poucas espécies. Já no habitat de mata ciliar, o padrão de produção de flores e frutos é típico dos ambientes tropicais úmidos, caracterizado por um pico conspícuo de frutificação das espécies de frutos carnosos durante a estação chuvosa (Smallwood e Howe, 1982; Terborgh,

1986; van Schaik, 1993). Assim, a oferta abundante de flores e frutos tanto de plantas de frutos secos quanto de plantas de frutos carnosos, bem como a variabilidade temporal por habitat sugerem que os remanescentes ainda figurem como áreas de alimentação que possam contribuir para a persistência dessas aves em uma área progressivamente dominada pela urbanização.

Abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats das duas áreas de estudo

A presença e a distribuição de psitacídeos e ranfastídeos nos remanescentes florestais geralmente se relacionam às características do ambiente (Graham, 2001; Nunes e Galetti, 2006). Ambientes inseridos numa matriz alterada pelos processos antrópicos apresentam novas condições que podem favorecer algumas espécies e desfavorecer outras (Marsden *et al.*, 2000; Laurence *et al.*, 2002; Cerqueira *et al.*, 2003). A urbanização, por exemplo, pode criar um complexo gradiente ambiental, desde uma área natural preservada que sustenta uma maior diversidade de aves até uma área de paisagem urbana altamente modificada que mantém umas poucas espécies (Blair, 1996; Crooks *et al.*, 2004). Apesar das variáveis “gradiente de urbanização” e “grau de preservação” não terem sido medidas e não serem parte dos objetivos do presente estudo, algumas considerações são possíveis devido às características gerais dos remanescentes observadas ao longo do período de estudo. O remanescente do PES parece ser o local mais preservado, pois este se localiza no limite entre a área urbana e a rural, próximo de outros fragmentos. Nele foi registrada maior riqueza de psitacídeos e ranfastídeos, além das abundâncias dessas aves serem mais homogêneas neste local. Já o remanescente do PEP está inserido na matriz urbana e as espécies registradas neste local foram pouco abundantes, exceto *Brotogeris chiriri* que parece beneficiar-se pelas novas

condições proporcionadas pelos ambientes urbanos (Paranhos *et al.*, 2007). Potencialmente, a escassez de espécies e indivíduos no PEP é coerente com a maioria dos estudos com comunidades de aves em paisagens urbanas, uma vez que a riqueza de espécies geralmente diminui com urbanização (Clergeau *et al.*, 1998; Cam *et al.*, 2000; Crooks *et al.*, 2004).

Apesar de psitacídeos e ranfastídeos deslocarem-se sobre amplas áreas visitando as mais diversas formações florestais (Terborgh *et al.* 1990; Short e Horne 2002; Renton, 2001; Galetti, 1993; Ragusa-Netto, 2005, 2006a, 2007), no presente estudo nem todas as espécies observadas foram registradas em todos os habitats. Houve dissimilaridade na composição de espécies nos habitats devido às diferenças na abundância das espécies. Os habitats de interior e borda diferenciaram-se do habitat de mata ciliar por apresentarem grande quantidade de psitacídeos. Já no habitat de mata ciliar predominou o ranfastídeo *Ramphastos toco*. Aves que utilizam remanescentes florestais normalmente possuem diferentes habilidades de dispersão e diferentes estratégias de uso de habitats e recursos (Lovejoy *et al.*, 1986). Nos fragmentos estreitos ou irregulares os habitats de interior e borda têm grande proporção de espécies pioneiras, as quais produzem grandes quantidades de flores e frutos devido à forte influência da luminosidade (Lieberman e Lieberman, 1987; Zaia e Takaki, 1998). Nestes habitats, as características resultantes da dinâmica da borda e de suas áreas vizinhas alteram a composição e abundância das espécies vegetais, dando origem a uma comunidade diferenciada de outras áreas e habitats (Murcia, 1995). Assim, é de se esperar que os psitacídeos e ranfastídeos utilizem de maneira distinta os diferentes habitats.

No presente estudo, os habitats com os quais os psitacídeos e os ranfastídeos associaram-se apresentaram características vegetacionais diferentes. O componente 1 da PCA extraiu um eixo dendrométrico que caracterizou uma

comunidade arbórea cujos indivíduos apresentaram grandes valores de DAP, de altura total e de fuste. Formações florestais com estas características geralmente estão em avançados processos de sucessão, apresentam relativas complexidades estruturais (Ratter *et al.*, 1973; Scariot e Sevilha, 2005) e muitas vezes são encontradas próximas dos corpos de água e nascentes, onde podem ser classificadas como florestas sazonais sempre verdes (Ratter *et al.*, 1973). Em outras palavras, esta formação florestal descrita corresponde ao habitat de mata ciliar encontrado em ambos os remanescentes estudados. Já o componente 2 da PCA representou um eixo que se refere a uma comunidade vegetal menos densa, onde as plantas são relativamente mais finas e baixas. Florestas decíduas da transição do Cerrado possuem estas características, as quais são determinadas tanto pela influência de fatores ligados à sazonalidade climática, quanto por fatores físico-químicos do solo (Ratter *et al.*, 1973; Franco, 2005). A formação vegetacional do habitat de borda de ambas as áreas avaliadas enquadram-se nesta descrição.

Os padrões de produção e abundância de recursos alimentares nos diferentes habitats também devem ser levados em consideração, uma vez que psitacídeos e ranfastídeos são aves essencialmente frugívoras da região neotropical que se movimentam entre os mosaicos de vegetação de acordo com a disponibilidade de recursos (Galetti *et al.*, 2000; Graham, 2001; Renton, 2001; Ragusa-Netto, 2006a, 2007, 2008). Nas florestas neotropicais o padrão de produção de recursos (flores e frutos) apresenta picos sazonais (Terborgh, 1986; Ragusa-Netto, 2006b; França *et al.*, 2009) devido à influência da sazonalidade climática (van Schaik *et al.*, 1993; Alencar, 1994; Ribeiro e Walter, 1998; Oliveira, 1998; Biondi *et al.*, 2007). Com isso, espera-se que a abundância dessas aves flutue de acordo com os picos de produção de recursos (van Schaik *et al.*, 1993, Renton, 2001; Wirminghaus *et al.*, 2002; Ragusa-Netto 2006a, 2006b, 2007, 2008). Nos habitats de ambas as áreas de

estudo, a ocorrência dos psitacídeos e ranfastídeos mais abundantes foi bastante variável ao longo do ano, alternando desde a completa ausência em certos períodos até meses com grande número de indivíduos de algumas espécies. A flutuação da abundância dessas aves nos diferentes habitats geralmente correlacionou-se com a produção de recursos (flores e frutos) em um dado habitat. Os picos de abundância dos psitacídeos, por exemplo, geralmente coincidiram com a produção de recursos (flores e frutos) nos habitats de mata ciliar e borda ou com os períodos de floração e/ou frutificação de certas plantas. No entanto, no habitat de interior não foi registrada correlação entre a abundância destas aves e a produção de recursos. Na borda geralmente a diversidade de plantas é menor que no interior (Laurence *et al.*, 2002), porém as poucas espécies existentes tendem a ser mais abundantes e produzem grandes quantidades de flores e frutos todos os anos (Lieberman e Lieberman, 1987; Zaia e Takaki, 1998). Por outro lado, durante algumas estações, em alguns anos, a produção de recurso de algumas espécies vegetais em certos habitats pode falhar ou ser baixa e potencialmente não atrair consumidores (Ribeiro e Brown, 2002; Ragusa-Netto, 2006b, 2007, 2008). Dessa forma, os padrões de produção e abundância de recursos alimentares nos diferentes habitats parecem ser realmente fatores de forte influência para a determinação da ocorrência e abundância dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats avaliados.

Diferentemente da maioria dos psitacídeos, *Ramphastos toco*, no período estudado, apresentou apenas um pico conspícuo de abundância. Este pico de abundância coincidiu com a frutificação de *Schefflera morototoni* no início da estação seca. Esta planta foi registrada apenas na mata ciliar do PES, e produziu grande quantidade de frutos. Outra espécie que frutificou substancialmente foi *Cecropia pachystachya*. Neste habitat em certas ocasiões durante a locomoção entre um ponto e outro, vários tucanos foram avistados consumindo frutos dessas

duas espécies, bem como de outras plantas. Tanto *Schefflera morototoni* quanto *Cecropia pachystachya* estão entre os frutos extensivamente consumidos por *R. toco* (Ragusa-Netto, 2006b, 2010; França *et al.*, 2009). Dessa maneira, a sincronia entre a oferta de frutos e a abundância dos tucanos na mata ciliar é consistente com a exploração de frutos de grande valor na dieta de *Ramphastos toco* e enfatiza a importância das matas ciliares para essa espécie (Ragusa-Netto, 2006b, 2008; França *et al.*, 2009).

Portanto, as características do ambiente no qual os remanescentes estão inseridos, a estrutura vegetacional dos habitats e os padrões de produção e abundância dos recursos nos diferentes habitats devem ter sido os fatores mais importantes para a presença e distribuição dos psitacídeos e ranfastídeos nos habitats de ambas as áreas de estudo.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece à CAPES pela bolsa de mestrado concedida; aos colegas de mestrado e estagiários que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização deste trabalho; aos amigos Cláudia Márcia Marily Ferreira (“Claudião”), Kelly Regina Ibarrola Vieira (“Péssima”), Rafael Cezar Cavaretto (“Migaço”), Wagner Vicentin (“Migão”) e os ausentes (Eliane, Flávio, Izabel, Humberto e Maiby) pela indispensável confiança e companheirismo de todas as horas; aos membros da banca pelas críticas, correções e sugestões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, J.C. 1994. Fenologia de cinco espécies arbóreas tropicais de Sapotaceae correlacionada a variáveis climáticas na Reserva Ducke, Manaus, AM. *Acta Amazonica*, vol. 24, no. 3/4. p. 161-182.

ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*. vol. 71, p. 355-366.

BAPTISTA-MARIA, V.R.B., RODRIGUES, R.R., DAMASCENO-JUNIOR, G., MARIA F.S. e SOUZA, V.C. 2009. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas em Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*. vol. 23, no. 2, p. 535-548.

BATALHA, M.A. e MANTOVANI, W. 2000. Reproductive phenological patterns of Cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*. vol. 60, p. 129-145.

BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. e HILL, D.A., 1992. *Bird census techniques*. London, Academic Press.

BIONDI, D., LEAL, L. e BATISTA, A.C. 2007. Fenologia do florescimento e frutificação de espécies nativas dos Campos. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, vol. 29, no. 3, p. 269-276.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. The world list of threatened birds. Lynx Editions and Bird Life International, Barcelona, Spain and Cambridge, England.

BLAIR, R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*. vol. 6, no. 2, p. 506-519.

BORLAUG, N.E., 2002. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. In: BAILEY, R., *Global warming and other eco-myths*. Competitive Enterprise Institute, Roseville, California. p. 29-60.

BROWER, J.E. e ZAR, J.H. 1984. Field & laboratory methods for general ecology. W. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa, p. 226.

CAM, E., NICHOLS, J.D., SAUER, J.R., HINES, J.E. e FLATHER, C.H., 2000. Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the mid-Atlantic states. *Ecological Applications*. vol. 10, p. 1196-1210.

CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2009. *Lista de aves do Brasil*. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/index.htm>.

CERQUEIRA, R., BRANT, A., NASCIMENTO, M.T. e PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D.M. e OLIVEIRA, D.A.S.O. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF. p. 23-40.

CLERGEAU, P., SAVARD, J.L., MENNECHEZ, G. e FALARDEAU, G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*. vol. 100, p. 413-425.

COLLAR, N.J. e JUNIPER, A.T. 1992. Dimensions and causes of the parrot conservation crisis. In: BEISSINGER, S.R. e SNYDER, N.F.R. *New World Parrots in Crisis: Solutions from Conservation Biology*. Smithsonian Institute Press, Washington DC. p. 1-24.

COSTA, E.M.J. e MAURO, R.A. 2008. Dispersão secundária em fezes de quatis *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) Mammalia: Procyonidae em um fragmento de Cerrado, Mato Grosso do Sul. *Neotropical Biology and Conservation*. vol. 2, p. 66-72.

CROOKS, K.R., SUAREZ, A.V. e BOLGER, D.T. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, vol. 115, p. 451-462.

COTTAM, G. E. CURTIS, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*. vol. 37, no. 3, p. 451-460.

FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*. vol. 12, p. 346-353.

FIZON, J.T., MARCHIORO, N.P.X, BRITZ, R.M., CABRAL, D.C., CAMELY, N.C., CANAVESI, V., CASTELLA, P.R., CASTRO, E.B.V., JUNIOR, L.C., CUNHA, M.B.S., FIGUEIREDO, E.O., FRANKE, I.L., GOMES, H., GOMES, L.J., HREISEMNOU, V.H.V., LANDAU, E.C., LIMA, S.M.F., LOPES, A.T.L., NETO, E.M., MELLO, A.L., OLIVEIRA, L.C., ONO, K.Y., PEREIRA, N.W.V., RODRIGUES, A.S., RODRIGUES, A.A.F., RUIZ, C.R., SANTOS, L.F.G.L., SMITH, W.S. e SOUZA, C.R. 2003. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D.M. e OLIVEIRA, D.A.S.O. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF. p. 65-99.

FORSYTH, J. M. 1989. *Parrots of the world*. Austrália: Lansdowne, Willoughby. p. 450.

FOURNIER, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*. vol. 24, p. 422-423.

FRANÇA, L.F., RAGUSA-NETTO, J. e PAIVA, L.V. 2009. Consumo de frutos e abundância de Tucano Toco (*Ramphastos toco*) em dois habitats do Pantanal Sul. *Biota Neotropica*. vol. 9, no. 2, p. 125-130.

FRANCISCO, M.R., LUNARDI, V.O. e GALETTI, M. 2002. Massive seed predation of *Pseudobombax grandiflorum* (Bombacaceae) by parakeets *Brotogeris versicolurus* (Psittacidae) in a forest fragment in Brazil. *Biotropica*. vol. 34, p. 613-615.

FRANCO, A.C. 2005. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de águas e luz em plantas lenhosas do

Cerrado. In: SCARIOT, A., SOUZA-SILVA, J.C. e FELFILI, J.M. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 401-413.

GALETTI, M. 1993. Diet of scaly-headed parrot (*Pionus maximiliani*) in a semi-deciduous forest in southeastern Brazil. *Biotropica*. vol. 25, p. 419-425.

GALETTI, M. 1997. Seasonal abundance and feeding ecology of parrots and parakeets in a lowland Atlantic Forest Brazil. *Ararajuba*. vol. 5, p. 115-126.

GALETTI, M., LAPS, R. e PIZO, M.A. 2000. Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. *Biotropica*. vol. 32, no. 4, p. 842-850.

GRAHAM, C.H. 2001. Factor influencing movement patterns of Kell-billed Toucans in fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology*. vol. 15, no. 6, p. 1789-1798.

HARIDASAN, M. 2005. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do Cerrado. In: SCARIOT, A., SOUZA-SILVA, J.C. e FELFILI, J.M. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 198-219.

HOWE, H.F. 1982. Fruit production and animal activity in two tropical trees. In: LEINH-JR., E. G., RAND, A.S. e WINDSOR, D. M. *The ecology of a tropical forest*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. p. 189-199.

JANZEN, D. 1981, *Ficus ovalis* seed predation by Orange-parakeet (*Brotogeris jugularis*) in Costa Rica. *Auk*. vol. 98, p. 841-844.

JORDANO, P., GALETTI, M., PIZO, M.A. e SILVA, W.R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação. In: DUARTE, C.F., BERGALLO, H.G., SANTOS, M.A. e VAN SLUYS M.M. *Biologia da conservação: essências*. Rima editora. São Paulo. p. 411-436.

KLINK, C.A. e MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, vol. 19, no. 3, p. 707-713.

KLINK, C.A. e MOREIRA, A. G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, M.S. e MARQUIS, R.J. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, Nova York, EUA. p. 69-88.

KÖPPEN, W. 1948. *Climatología*. Buenos Aires, Fondo de Cultura. p. 152-192.

KRUSKAL, J.B. 1964. Multidimensional Scaling by Optimizing Goodness of Fit to a Nonmetric Hypothesis. *Psychometrika*. vol. 29, p. 1-27.

LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O. LAURANCE, S.G. e SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. vol. 16, no. 3, p. 605-618.

LEGENDRE, P. E LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2. ed. Elsevier, Amsterdam. p. 853.

LIEBERMAN, D. e LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*. vol. 3, p. 347-358.

LOVEJOY, T.E., BIERREGARD Jr., R.O., RYLANDS, A.B., MALCOLM J.R., QUINTELA, C.E., HARPER, L.H., BROWN Jr., K.S., POWELL, G.V.N., SCHUBART, H.O.R. e HAY, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. *Conservation biology*. Sinauer Press, Massachusetts, p. 257-285.

LUGNANI, J.S.; RESENDE, U.M. e BUENO, M.L. 2007. Comparação entre duas formações vegetacionais arbóreas do Parque Estadual do Prosa-PEP, Campo Grande, MS. *Revista Brasileira de Biociências*. vol. 5, supl. 2, p. 453-455.

MACEDO, R.H.F. 2002. The Avifauna: Ecology, Biogeography, and Behavior. In: OLIVEIRA, P.S. e MARQUIS, R.J. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York. p. 242-265.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E.F., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. e STEININGER, M., 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. *Conservação Internacional*, Brasília, DF. p. 23.

MANLY, B.F.J. 1994. *Multivariate statistical methods*. London. Chapman & Hall. p. 215.

MARINI, M.A. e GARCIA, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, vol. 1, no. 1, p. 95-102.

MARIMON-JÚNIOR, B.H. e HARIDASAN, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso. *Acta Botanica Brasílica*. vol. 19, no. 4, p. 913-926.

MARSDEN, S.J. 1999. Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis*. vol. 141, p. 377–390.

MARSDEN, S.J. e PILGRIM, J.D. 2003. Factors influencing the abundance of parrots and hornbills in pristine and disturbed forests on New Britain, PNG. *Ibis*. vol. 145, p. 45-53.

MARSDEN, S.J., WHIFFIN, M., SADGROVE, L. e GUIMARÃES, P.R. 2000. Parrot populations and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation*. vol. 96, p. 209–217.

MARTINS, F.R. 1993. Estrutura de uma floresta mesófila. 2.ed. Campinas: UNICAMP, p. 246.

METZGER, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. vol. 71, p. 445-463.

MURCIA, C. 1995. Edges effects in fragmented forest: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. vol. 10, p. 58-62.

NUNES, M.F.C. e GALETTI, M. 2006. Use of forest fragments by blue-winged macaws (*Primolius maracana*) within a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*. vol. 16, no. 4, p. 953-967.

OLIVEIRA, P.E. 1998. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In: SANO, S.M., e ALMEIDA, S.P. *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, Brasília, Brasil. p. 169-192.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., SHEPHERD, G.J., MARTINS, F.R. e STUBBLEBINE, W.H. 1990. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. vol. 5, p. 413-451.

PALMA, L. T. 2004. *Implementação do Parque Estadual Matas do Segredo como oportunidade de desenvolvimento local para as comunidades circunvizinhas*. Universidade Católica Dom Bosco, MS. [Dissertação de mestrado].

PARANHOS, S.J., ARAÚJO, C.B. e MARCONDES-MACHADO, L.O. 2007. Comportamento alimentar do periquito-de-encontro-amarelo (*Brotogeris chiriri*) no interior do estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ornitologia*. vol. 15, p. 95-81.

PCBAP – Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. 1997. Programa Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Subcomponente Pantanal. Análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA. vol.3, p. 370.

PRIMACK, R.B., e RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina. Editora Vida. p. 328.

RAGUSA-NETTO, J. 2002. Exploitation of *Erythrina dominguezii* Hassl. (Fabaceae) nectar by perching birds in a dry forest in Western Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. vol. 62, p. 877-883.

RAGUSA-NETTO, J. 2005. Extensive consumption of *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. (Bignoniaceae) néctar by parrots in a tecoma savanna in the Southern Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. vol. 65, no. 2, p. 1-8.

RAGUSA-NETTO, J. 2006a. Dry fruits and the abundance of the Blue-and-Yellow Macaw (*Ara ararauna*) at a Cerrado remnant in Central Brazil. *Ornitología Neotropical*. vol. 17, p. 1-9.

RAGUSA-NETTO, J. 2006b. Abundance and frugivory of the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in a gallery forest in the Brazil's southern Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*. vol. 66, p. 133-142.

RAGUSA-NETTO, J. 2007. Feeding ecology of the Green-Cheeked Parakeet (*Pyrrhura molinae*) in dry forests in the Western Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. vol. 67, no. 2, p. 243-249.

RAGUSA-NETTO, J. 2008. Yellow-chevroned parakeet (*Brotogeris chiriri*) abundance and canopy foraging at a dry forest in western Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. vol. 42, p. 99-105.

RAGUSA-NETTO, J. 2010. Figs and the persistence of Toco toucan (*Ramphastos toco*) at dry forests from Western Brazil. *Ornitología Neotropical*. vol. 21, p. 59-70.

RATTER, J.A., RICHARDS, P.W., ARGENT, G. e GIFFORD, D.R. 1973. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso 1. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo expedition area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. vol. 266, p. 449-492.

RENTON, K. 2001. Lilac-crowned Parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator. *Condor*. vol. 103, p. 62–69.

RIBEIRO, J.F. e WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do cerrado. In: SANO S.M. e ALMEIDA, S.P. *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, Brasil. p. 89-166.

RIBEIRO, S.P. e BROWN, V.K. 2002. Tree species monodominance or species-rich savannas: the influence of abiotic factors in designing plant communities of the Brazilian Cerrado and the Pantanal matogrossense – a review. *Ecotropica*. vol. 8, p. 31-45.

ROTH, P. 1984. Repartição do habitat entre psitacídeos simpátricos no sul da Amazônia. *Acta Amazônica*. vol. 14, p. 175–221.

SCARIOT A. e SEVILHA, A.C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: SCARIOT, A., SOUZA-SILVA, J.C. e FELFILI, J.M. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 198-219.

SEMA – Secretaria do Meio Ambiente. 2000. Plano de Manejo para a Reserva Ecológica do Parque dos Poderes. Estado do Mato Grosso do Sul. p. 127.

SHORT, L.L. e HORNE, J.F.M. 2002. Family Ramphastidae (toucans). In: DEL HOYO, J., ELLIOT, A. e SARGATAL, J. *Handbook of the birds of the world*. Volume 7: Jacamars to woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. p. 220-272.

SILVA, J.M.C. e TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*. vol. 404, p. 72-74.

SILVA, J.M.C. e SANTOS, M.P.D. 2005. A importância dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A., SOUZA-SILVA, J.C. e FELFILI, J.M. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 198-219.

SMALLWOOD, J. e HOWE, H.F. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Reviews Ecology*. vol. 13, p. 201-228.

TERBORGH J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: ESTRADA, A. e FLEMING, T.H. *Frugivores and seed dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. p. 371–384.

TERBORGH, J., ROBINSON, S.K., PARKER III, T.A., MUNN, C. e PIERPOINT, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*. vol. 60, p. 213-238.

VAN SCHAIK, C.P., TERBORGH, J.W. e WRIGHT, S.J. 1993. The phenology of tropical forests, adaptive significance, and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematics*. vol. 24, p. 353–377.

WILLIS, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*. vol. 33, p. 1–25.

WIRMINGHAUS, J.O., DOWNS, C.T. SYMES, C.T. e PERRIN, M.R. 2002. Diet of the Cape Parrot, *Poicephalus robustus*, in Afromontane forests in Kwazulu-Natal, South Africa. *Ostrich*. vol. 73, p. 20-25.

ZAIA, J.E. e TAKAKI, M. 1998. Estudo da germinação de sementes de espécies arbóreas pioneiras: *Tibouchina pulchra* COGN. e *Tibouchina granulosa* COGN. (Melastomataceae). *Acta Botanica Brasilica*, vol. 12, no. 3, p. 221-229.