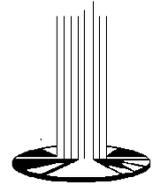




UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



INFLUÊNCIA DO HISTÓRICO DO FOGO SOBRE A ORNITOFAUNA DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS (GO/MS)

Nathália Machado e Sousa

Orientador: Dr. José Ragusa-Netto
Co-orientadora: Dra. Anamaria Achtschin
Ferreira

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Conservação.

Campo Grande – MS
Janeiro de 2009.

Aluna: Nathália Machado e Sousa

Título da Dissertação: Influência do histórico do fogo sobre a ornitofauna do Parque Nacional das Emas (GO/MS)

Orientador: José Ragusa-Netto

Co-orientadora: Anamaria Achtschin Ferreira

Entrega da Dissertação para avaliação: 29 de janeiro de 2009.

Aprovação pela banca examinadora: 16 de fevereiro de 2009.

Seminário público: 13 de março de 2009.

Membros Julgadores da Banca Examinadora

Profa. Dra. Andréa Cardoso de Araújo
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. João Batista Pinho
Universidade Federal de Mato Grosso

Prof. Dr. Rafael Dias Loyola
Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Roberto Brandão Cavalcanti
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Sérgio Roberto Posso
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Campo Grande – MS
Janeiro de 2009.

Dedico este trabalho à minha família, em especial a minha mãe, Marina Machado e Sousa e ao meu pai, Itamar de Sousa (*in memoriam*), que sempre iluminaram meus caminhos.

Agradecimentos

Muitas pessoas contribuíram direta e indiretamente para a construção deste trabalho, e por isso, também são responsáveis pela sua construção.

Agradeço ao meu orientador, José Ragusa-Netto, pela orientação, incentivo, conselhos e apoio.

À minha co-orientadora, Anamaria Achtschin Ferreira, por me mostra o magnífico mundo das aves e da ecologia, pelos conselhos, sugestões e por sempre acreditar em mim.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq - pela bolsa de mestrado.

Aos professores do programa de pós-graduação, em especial àqueles que contribuíram com sugestões ao projeto: Guilherme Mourão, Josué Raizer, Andrea C. de Araújo e Erich Fischer. Ao Gui por nos dar boas-vindas à pós-graduação. À secretária do curso, Rosilene.

À Helena França, por me disponibilizar seu banco de dados sobre o histórico de queimadas no Parna Emas e pelas sugestões ao projeto.

Aos funcionários do Parna Emas e amigos que colaboram na execução desse trabalho: Rogério Oliveira Sousa, Marcos da Silva Cunha, Flávia Batista, Simone, Maristela, Andrea, Cláudia e Renato, Seu Zé Dutra, Seu Zé Carlos, Seu Manuel, Seu Elson e à Brigada Loboguará (em especial: Steigle, Jordean e Admilson “chinchila” pela ajuda em campo).

À nossa equipe de campo (Sociedade da anilha) que nunca me deixou na mão: Ana, Sheila, Jarbas, Paulo e Abner, e aos que me ajudaram em campo: André, Talita e Gabriel. Ao “Canastra” por manter firme até o fim das coletas.

Aos amigos do mestrado: Grasiela, Liliana, Bianca, Pâmela, Luiz Gustavo, Alessandro, Mariucy e Paulinho, pelo incentivo, companhia e pela amizade. Vocês são uma grande família para mim!

Ao Luiz Gustavo R. Oliveira Santos pela ajuda com as análises dos dados e pela paciência em ensinar. Valeu Bixão!

À Grasiela Porfírio, pela ajuda com o Abstract.

Aos amigos da pós-graduação: Érica, Augusto, Rogério e Camila pelo incentivo.

Àqueles que contribuíram com sugestões, dicas e incentivo: Prof. Rafael Loyola, Prof. Leopoldo Coutinho, Fernanda Cassemiro e Alessandro Pacheco Nunes.

A todas as pessoas especiais que suportaram minhas longas ausências: Dona Dita, mãe, Camila e Luis. Obrigada pela compreensão!

Às pessoas que influenciaram a escolha dos meus caminhos: Evellyne e meus amigos da graduação. Ao professor Alberto, por me dar a oportunidade de conhecer o parque durante o colegiado.

Ao Parna Emas, que definiu minha profissão!

“O argumento de que precisamos conservar espécies porque elas podem ser úteis é um argumento ao qual falta alma. É sensato, é verdadeiro, mas não tem espírito, não tem dimensão humana. É o argumento dos tecnocratas. Nós não conservamos concertos de Mozart, pinturas de Monet e catedrais medievais por que eles são úteis. Nós os conservamos porque eles são bonitos e enriquecem nossas vidas.” (Lawton, 1991).

Índice

| | |
|-----------------------------------------------------------------------|------|
| Lista de Figuras | vii |
| Lista de Tabelas | viii |
| Resumo | ix |
| Abstract | x |
| 1-Introdução | 11 |
| 2-Material e Métodos | 21 |
| 2.1- Área de estudo | 21 |
| 2.2- Locais de amostragem | 22 |
| 2.3- Coleta de dados | 25 |
| 2.3.1- Amostragem da avifauna | 25 |
| 2.3.2- Amostragem da vegetação | 26 |
| 3-Análise dos dados | 26 |
| 4- Resultados | 29 |
| 4.1- Caracterização da comunidade de aves | 29 |
| 4.2- Influência do histórico do fogo sobre a arquitetura da vegetação | 33 |
| 4.3- Influência do histórico do fogo sobre comunidade de aves | 35 |
| 4.4- Influência da arquitetura da vegetação sobre comunidade de aves | 38 |
| 5- Discussão | 39 |
| 5.1- Caracterização da comunidade de aves | 39 |
| 5.2- Influência do histórico do fogo sobre a arquitetura da vegetação | 44 |
| 5.3- Influência do histórico do fogo sobre comunidade de aves | 46 |
| 5.4- Influência da arquitetura da vegetação sobre comunidade de aves | 51 |
| 6- Manejo do fogo e conservação no Parna Emas | 52 |
| 7- Considerações finais | 54 |
| 8- Referências bibliográficas | 57 |
| Apêndice 1 | 65 |

Lista de figuras

Figura 1: Localização da área de estudo no Brasil e nos Estados de Goiás e Mato Grosso do Sul, e limites do Parna Emas (área delimitada pela linha preta na imagem de satélite *Landsat*). As áreas indicadas pelas setas vermelhas representam os locais de amostragem. **22**

Figura 2: Histórico de queimadas no Parna Emas. As áreas em escala de cinza na imagem de satélite *Landsat* são definidas pelo período decorrido desde a última queima e os números são definidos pela frequência de queimadas desde 1995. (Fonte: França *et al.* 2007). **24**

Figura 3: Distribuição dos valores das variáveis da vegetação em relação à ordenação das amostras da vegetação (HMDS): A- quantidade média de herbáceas a 10 cm de altura; B- quantidade média de arbusto a 10 cm; C- quantidade média de gramíneas a 50 cm; D- quantidade média de gramíneas a 10 cm; E- Distribuição das amostras da vegetação em relação à idade desde a última queima, F- Distribuição das amostras da vegetação em relação à frequência de queimadas nos últimos 13 anos. **34**

Figura 4: Ordenação das amostras da comunidade de aves em relação ao período decorrido após a queima (HMDS, duas dimensões, stress= 0,18, $r^2=0,83$). Os pontos com mesmas cores representam amostras com mesma idade de queimada. **35**

Figura 5: Ordenação das amostras da comunidade de aves em relação à frequências de queimadas nos últimos 13 anos (HMDS, duas dimensões, stress= 0,18, $r^2=0,83$). Os pontos estão distribuídos de acordo com a similaridade da avifauna e representam áreas com mesma frequência de queimadas (A: uma vez, B: duas vezes, C três vezes, D: quatro vezes, E: cinco vezes). **36**

Figura 6: Distribuição da frequência relativa de avistamento das espécies com maior influência sobre a similaridade entre as amostras. Os pontos representam as áreas de amostragem e o diâmetro destes é determinado pela abundância relativa da espécie em cada área. Pontos com diâmetros semelhantes possuem abundância relativa semelhante em cada gráfico. Os pontos com mesmas cores representam amostras com mesma idade de queimada. **37**

Figura 7: Ordenação das amostras da avifauna em relação à ordenação da arquitetura da vegetação. Os pontos representam as áreas de amostragem e a localização deles é definida pela similaridade das amostras de acordo com a comunidade de aves. O diâmetro dos pontos é determinado pela similaridade da arquitetura da vegetação (pontos com mesmo diâmetro possuem maior similaridade em relação à vegetação). **38**

Figura 8: A- Distribuição da riqueza de espécies da avifauna em relação à ordenação das amostras da arquitetura da vegetação. B, C, D e E – Quantidade média das variáveis com maior influência sobre a ordenação da vegetação em relação à ordenação das amostras da vegetação. A riqueza aumenta de acordo com o aumento da quantidade de herbáceas e arbustos a 10 cm e diminui em relação ao aumento da quantidade de gramíneas a 50 e 10 cm de altura. (H10: quantidade média de herbáceas a 10 cm de altura; A10- quantidade média de arbusto a 10 cm; G50- quantidade média de gramíneas a 50 cm; G10- quantidade média de gramíneas a 10 cm). **39**

Lista de tabelas

Tabela 1: Espécies registradas e suas respectivas freqüências relativas de avistamento e valores de significância em áreas com diferentes períodos decorridos após a queima e diferentes freqüências de queimadas nos últimos treze anos no Parna Emas, GO/MS. A nomenclatura adotada segue CBRO 2008. **31**

Tabela 2: Total de registros de aves e número médio de registros de aves em áreas com diferentes períodos decorridos após a queima e diferentes freqüências de queimadas nos últimos 13 anos no Parna Emas, GO/MS. **32**

Tabela 3: Riqueza de espécies total e média das áreas com diferentes idades desde a última queima e freqüências de queimadas nos últimos 13 anos no Parque Nacional das Emas, GO/MS. **37**

RESUMO

O fogo promove mudanças na vegetação e na fauna associada e sua função ecológica pode ser extremamente complexa. É o principal processo formador de mosaicos em muitos habitats e no Cerrado, sua ocorrência data desde períodos anteriores à presença humana. No entanto, seus efeitos ecológicos ainda são pouco conhecidos principalmente em relação à fauna, uma vez que a maior parte dos estudos tem foco sobre a vegetação. O objetivo desse estudo foi de avaliar se o histórico do fogo tem influência sobre a avifauna e sobre a vegetação, e avaliar a relação entre a arquitetura da vegetação e a avifauna. O estudo foi realizado no Parque Nacional das Emas, localizado no sudoeste do Estado de Goiás e nordeste de Mato Grosso do Sul. Foram estudados 54 pontos distribuídos em áreas de fitofisionomias abertas: campo sujo e campo cerrado, considerando o histórico de queimadas dos mesmos. Nesses pontos, foi realizada a amostragem da avifauna e da arquitetura da vegetação, durante o mês de janeiro e setembro de 2008. As amostras da comunidade de aves e da vegetação foram ordenadas através da análise de escalonamento multidimensional híbrido (HMDS). A avaliação do histórico de queimadas sobre a comunidade de aves foi realizada com a utilização de uma análise multivariada de variâncias (MANOVA) e sobre a vegetação, com regressão múltipla. Foram registradas no total 14 espécies de aves e quatro destas são citadas nas listas oficiais de fauna ameaçada de extinção: *Nothura minor*, *Culicivora caudacuta*, *Alectrurus tricolor* e *Coryphaspiza melanotis*, sendo que esta última não foi registrada nas áreas queimadas há cinco ou seis anos. A abundância total foi maior nas áreas queimadas há um e dois anos e esteve relacionada com o período de tempo decorrido após a queima, mas não com a frequência do distúrbio. A avifauna e a arquitetura da vegetação variaram entre as áreas de acordo como o tempo decorrido após a última queima e de acordo com a frequência de queimadas. A riqueza de espécies de aves registrada variou conforme a idade da queimada sendo maior nas áreas queimadas de um a dois anos. Com a passagem do tempo as modificações da vegetação tornam-se menos evidentes, uma vez que o impacto do fogo é de curta duração. A quantidade de contatos com gramíneas aumenta de acordo com o decorrer do tempo após a queima e de acordo com a frequência de queimada. A composição avifauna não esteve relacionada com a arquitetura da vegetação, porém a riqueza de espécies de aves esteve, sendo que esta diminui de acordo com a recuperação da vegetação. O fogo pode estar agindo como regulador da vegetação das áreas abertas do Parna Emas e a alteração do regime de queima altera características da vegetação e conseqüentemente da avifauna associada a estas áreas. A exclusão do fogo não é a melhor solução para a conservação biológica da avifauna do Cerrado e as características do regime de queima modelam a comunidade podendo excluir espécies mais sensíveis ou favorecer espécies mais tolerantes.

Palavras-chave: aves, fogo, composição, vegetação, cerrado, conservação, Parque Nacional das Emas.

ABSTRACT

Fire promotes changes in vegetation and in associated fauna, and its ecological function can be extremely complex. It is the main factor creating mosaics in many habitats and in the *Cerrado* its occurrence dates since previous periods of human establish. However, its ecological effect is poorly known mainly about to fauna, since most of the studies have focus on the vegetation. The objective of this study was to evaluate if the fire regime has influenced on bird community and the vegetation architecture and to evaluate the relation between the vegetation architecture and bird community. The study was carried out in the Emas National Park, located in the southwest of the Goiás state and of northeast of Mato Grosso do Sul state. I surveyed 54 points distributed in open areas: *campo sujo e campo cerrado* according to fire regime. In these points, I surveyed the birds and the architecture of the vegetation during the month of January and September of 2008. The bird community sampled and vegetation were arranged through the analysis of Hybrid Multidimensional Scaling (HMDS). The relation between the fire regime and the bird community was analyzed with Analysis of multi-varied analysis variances (MANOVA). The relation between the fire regime and the vegetation was analyzed with multiple regression. I registered 14 species of birds and four of these are cited in the official lists of threatened species: *Nothura minor*, *Culicivora caudacuta*, *Alectrurus tricolor* and *Coryphas piza melanotis*. The last one was not registered in the areas with five or six years since fire occurrence. The total abundance was higher in the areas with one and two years since fire occurrence and was related with the burn age, but not with the frequency of disturb. Bird community and the architecture of the vegetation alter between the areas with different burn age and with different frequency of fire. The bird species richness varied according to the burn age and was higher in the areas burned between 1 and 2 years since last fire occurrence. Along the time, the changes in the vegetation were less evident, since the fire impact is short. The number of grass contacts increases according to burn age and in according with the increase of frequency of fire. The bird composition was not related with the architecture of the vegetation but the bird species richness was related decreasing with recovery of the vegetation. The fire can be acting on the vegetation of the open areas of the Emas National Park, and the alteration of the fire regime modifies characteristics of the vegetation, consequently, the birds associated. The fire exclusion is not the better solution for the bird community conservation of the *Cerrado*. The characteristic of the fire regime designs the community and can exclude sensible species or can favor species more tolerant.

Word-key: birds, fire, composition, vegetation, *Cerrado*, conservation, Emas National Park.

1-Introdução

Distúrbios ambientais

Distúrbios ambientais são considerados a maior fonte de heterogeneidade ambiental espacial e temporal (Brawn *et al.* 2001). Podem ser definidos como quaisquer eventos discretos que interferem na comunidade ou ecossistema por meio da alteração dos recursos ou espaço disponível, ou por mudanças no ambiente físico (Pickett & White 1985). Assim, com a ocorrência de um distúrbio as condições locais são alteradas, indivíduos são mortos ou se deslocam para outras áreas e surgem oportunidades para outros indivíduos se estabelecerem (Sousa 1984, Townsend *et al.* 2006).

Os agentes causadores de distúrbios podem ser tanto processos físicos (p.ex.: inundações, secas, vulcanismo e fogo) como biológicos (p.ex., predação e pisoteio) e sua origem pode ser natural ou antrópica (Sousa 1984). Os descritores mais comuns de um distúrbio são: 1- Extensão (tamanho da área atingida), 2- Magnitude (composta por dois fatores: Intensidade - medida da força da ação do distúrbio, e Severidade - medida do dano causado), 3- Freqüência (número de ocorrências do distúrbio por unidade de tempo) e 4- Estação (período do ano em que o distúrbio ocorre) (Sousa 1984, Whelan 1995).

Os distúrbios apresentam um padrão de mosaico, uma vez que são eventos localizados no tempo e espaço, e sua dinâmica é fonte de diversidade para a paisagem (Pickett & Thompson 1978). Essa idéia é explicitada no conceito de dinâmica de manchas, em que o hábitat é caracterizado por um mosaico ambiental, com locais sendo modificados por perturbações e recolonizados por indivíduos de áreas vizinhas (Pickett & White 1985).

A função do distúrbio como mecanismo de manutenção da diversidade foi primeiramente proposta por Connell (1978) como a hipótese do distúrbio intermediário e corroborada posteriormente em vários trabalhos (Collins *et al.* 1998, Castaño-Meneses & Palacios-Vargas 2003, Azevedo-Ramos *et al.* 2006). Assim, de acordo

com tal hipótese, em sistemas nos quais os distúrbios ocorrem em níveis intermediários, as condições locais são alteradas diferentemente daqueles em que tais eventos ocorrem esporadicamente ou freqüentemente, favorecendo o aumento da heterogeneidade ambiental e conseqüentemente da diversidade. Assim, em locais em que os distúrbios ocorrem freqüentemente, a comunidade será composta apenas por espécies cujas populações são resistentes ou resilientes ao distúrbio, sendo as mais sensíveis extintas localmente. Por outro lado, em áreas nas quais os distúrbios ocorrem esporadicamente, as condições ambientais são pouco alteradas e, por isso, a composição da comunidade permanece praticamente a mesma, sofrendo apenas pequenas alterações.

O fogo e o regime de queima

Devido a sua ação direta nos aspectos econômicos e sociais, o fogo, dentre os vários tipos de distúrbios, começou a receber atenção destacada a partir da década de 50, quando seu uso como ferramenta de manejo no controle e proteção contra grandes queimadas foi intensificado na Austrália e Estados Unidos (Whelan 1995). Com a passagem do fogo a matéria orgânica é oxidada rapidamente, processo este denominado combustão. Esse processo geralmente requer energia de ativação de uma fonte externa para ser iniciado (Whelan 1995). As fontes que fornecem a energia de ativação, ou seja, as fontes de ignição incluem raios, atividade vulcânica e faíscas geradas por rochas durante deslizamentos. Outra importante fonte de ignição, porém não natural, é a atividade humana, sendo o fogo utilizado desde tempos remotos como ferramenta para manutenção da paisagem por povos indígenas (Posey 1987, Gill *et al.* 1999, Rodríguez 2004).

As características do regime de queimadas e seu histórico de ocorrência determinam o tipo de impacto causado no ambiente e, conseqüentemente, a resposta da fauna e da flora (Gill *et al.* 1999, Briani *et al.* 2004, Slik & Balen 2006). Apesar do fogo ser o principal processo formador de mosaicos em muitos hábitats (Brawn *et al.*

2001), o tipo de regime considerado pode reduzir a complexidade estrutural do ambiente e homogeneizar a paisagem em uma escala regional (Herrando *et al.* 2003). Ambientes com diferentes freqüências de queimada e idade desde a última queima são caracterizados por distintas modificações na composição em espécies e estrutura da vegetação, resultando na alteração da composição da fauna de invertebrados (Castaño-Menezes & Palacios-Vargas 2003), assim como de vertebrados (Vieira 1999, Slik & Balen 2006).

A resposta da comunidade à época do ano em que o fogo ocorre pode ser percebida diferentemente, considerando a escala temporal. Queimadas ocorridas durante estações secas, p. ex., podem fornecer benefício a curto-prazo para algumas espécies animais devido à remoção de barreira visuais ao forrageamento. No entanto, durante esta estação, a intensidade do fogo pode causar alta mortalidade de sementes, reduzindo futuramente os recursos para granívoros, sendo desvantajoso a longo prazo (Valentine *et al.* 2007).

Vários tipos de ambientes estão associados à ocorrência do fogo desde tempos remotos, antes mesmo da presença humana (Vicentini & Laboriau 1996, Horn *et al.* 2000): savanas africanas (Komarek 1972), florestas de coníferas (Smucker *et al.* 2005), cerrados (Vicentini & Laboriau 1996), ecossistemas mediterrâneos (Herrando *et al.* 2003) e australianos (Kutt & Woinarski 2007). O fogo possui importante função nestes ambientes alterando a estrutura do hábitat e a disponibilidade de recursos e influenciando na manutenção da diversidade de espécies (Sousa 1984, Smucker *et al.* 2005). Aproximadamente 46% das ecorregiões prioritárias para conservação no mundo (Olson & Dinerstein 2002), segundo critérios da TNC (*The Nature Conservancy*), são dominadas por ecossistemas dependentes do fogo (Hardesty *et al.* 2005).

Existe uma relação positiva entre a tendência em ocorrer queimadas e a resiliência e resistência das comunidades envolvidas nos ambientes nos quais o fogo é um evento constante (Whelan 1995). Resultados experimentais de estudos

realizados na África do Sul e no Norte da Austrália sugerem que muitos elementos de savanas tropicais são resistentes e resilientes a amplos regimes de queimadas (Parr *et al.* 2004, Mills 2004). No entanto, a despeito de sua importância, seus efeitos ecológicos ainda são pouco conhecidos (Parr & Andersen 2006) principalmente em relação à fauna, uma vez que a maior parte dos estudos tem focado os efeitos do fogo sobre a vegetação (Coutinho 1976, Haddad 1991, Moreira 2000). Além disso, sua função ecológica pode ser extremamente complexa (Gill *et al.* 1999) e, em geral, plantas e animais são estudados separadamente. Embora a maioria dos experimentos tenha foco em questões específicas, a possibilidade de interações e efeitos indiretos não deve ser descartada (Peres *et al.* 2003, Skowno & Bond 2003, Kutt & Woinarski 2007).

Ação do fogo sobre a fauna e a flora

As respostas à ação do fogo podem ser percebidas nos diferentes níveis biológicos de organização. Ao nível populacional, pode haver mudança no número de indivíduos e de classes de idade e tamanho, alterando parâmetros demográficos. Em relação à comunidade, pode ocorrer extinção local de espécies mais sensíveis e diminuição da dominância das mais competitivas, criação de oportunidade de estabelecimento ou aumento da abundância de outras espécies já estabelecidas (Apfelbaum & Haney 1981). Conseqüentemente, há alteração da riqueza, abundância e composição de espécies na comunidade. Com relação ao ecossistema, há alteração da heterogeneidade ambiental e pode haver criação de mosaico de recursos (Whelan 1995, Ramos Neto 2000).

O fogo pode ter efeito direto e indireto sobre os organismos em geral. O efeito direto está relacionado com a morte de indivíduos, de propágulos ou ninhadas, lesões ou injúrias, intoxicações por fumaça, deslocamento e alterações no comportamento de animais frente ao fogo. O efeito indireto está relacionado com perturbações em interações biológicas (predação, parasitismo, competição), na estrutura da vegetação,

alteração da complexidade ambiental e da disponibilidade de recursos (p. ex: água e nutrientes disponíveis no solo, locais para estabelecimento, nidificação, pouso e abrigo contra predadores) que por sua vez, poderão afetar a comunidade em escala local e regional (Wright & Bailey 1982, Peres *et al.* 2003, O'Reilly *et al.* 2006, Van Dyke *et al.* 2007).

As respostas da comunidade ao fogo dependem das características do regime de queimada. Desse modo, o que foi sugerido como respostas “mistas” à ocorrência do distúrbio por algumas espécies de aves (resposta positiva, neutra ou negativa em diferentes estudos) (Kotliar *et al.* 2002, Smucker *et al.* 2005) está na realidade relacionado com as características do regime de queima, tais como a estação e tamanho da área atingida, ou mesmo a pequenas diferenças ambientais regionais, locais ou ambas (Smucker *et al.* 2005).

Impacto do fogo sobre a vegetação

A ocorrência do fogo pode promover mudanças na estrutura da comunidade de plantas e arquitetura da vegetação, com aumento da taxa de mortalidade de árvores, diminuição da estratificação vertical e da densidade foliar (Peres *et al.* 2003). Em ambientes em que o fogo é freqüente a vegetação pode ser alterada para fisionomias mais abertas (Silva *et al.* 1996a, Collins *et al.* 1998, Kutt & Woinarski 2007) e espécies vegetais mais sensíveis podem tornarem-se ausentes, enquanto outras podem ser exclusivas destes ambientes (Moreira 2000, Van Dyke *et al.* 2007).

Em ambientes florestais, em geral os indivíduos de menor porte são mais danificados que aqueles maiores dos estratos superiores (Peres *et al.* 2003). Em áreas de cerrado, indivíduos lenhosos arbóreo-arbustivos com diâmetros inferiores a 4 cm são mais suscetíveis ao fogo (Fiedler *et al.* 2004). O banco de sementes pode também ser danificado ou destruído e a cobertura do dossel pode diminuir, permitindo maior entrada de luz e modificação das condições ambientais no interior da floresta.

Desse modo, outras espécies têm oportunidade de se estabelecer, resultando na alteração da composição de espécies de plantas (Peres *et al.* 2003).

Embora o fogo danifique fisicamente a vegetação, as plantas freqüentemente exibem características que aumentam sua sobrevivência após o distúrbio (Coutinho 1980, Cirne & Scarano 1996, Peres *et al.* 2003). A vegetação do cerrado, p. ex., produz folhas jovens após a ocorrência do fogo e apresenta espécies floridas nos meses subseqüentes à ocorrência de queimadas (Silva *et al.* 1996b), tendo o fogo, desse modo, efeito sincronizador da floração (Coutinho 1976). Além disso, o fogo tem efeito na abertura de frutos e infrutescências, contribuindo para a dispersão de sementes de algumas espécies, facilitando a reprodução sexuada (Coutinho 1977).

Impacto do fogo sobre a ornitofauna

Características do ambiente tais como a estrutura da vegetação, complexidade, arquitetura do ambiente e arranjo vertical são fatores primários no estabelecimento de comunidades de aves (MacArthur & MacArthur 1961) e mudanças nesses componentes do hábitat têm efeito direto sobre esta (Skowno & Bond 2003). Muitas espécies de aves estão associadas a áreas atingidas pela ação do fogo, sendo algumas até mesmo endêmicas destes locais (Dunning & Watts 1990, Brawn *et al.* 2001). Exemplos de áreas com tais características são as florestas de *Pinus* sp. (Probst & Weinrich 1993) e savanas dos EUA (Davis *et al.* 2000), savanas australianas (Kutt & Woinarski 2007) e cerrados do Brasil central (Cavalcanti & Alves 1997). As populações de tais espécies de aves podem declinar no local de acordo com o tempo decorrido após a ocorrência do fogo ou com sua supressão (Dunning & Watts 1990, Cavalcanti & Alves 1997, Brawn *et al.* 2001).

A composição, abundância relativa e a riqueza de espécies de aves apresentam variações entre áreas queimadas e não queimadas em diversos tipos de ambientes: no cerrado do Brasil central (Figueiredo 1991, Abreu 2000), em florestas setentrionais das Montanhas Rochosas, nos EUA (Hutto 1995); em savanas

temperadas (Davis *et al.* 2000) e tropicais (Valentine *et al.* 2007), e em ambiente florestal na Indonésia (Slik & Balen 2006). As respostas variam de acordo com o ambiente e regime de queima, isto é, a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos podem não ser alteradas significativamente após a passagem do fogo (Abreu 2000) ou podem aumentar significativamente (Raphael *et al.* 1987, Herrando *et al.* 2003).

Alterações na quantidade, qualidade, detectabilidade e acessibilidade a recursos alimentares devido à passagem do fogo promovem alteração na composição e frequência de ocorrência de guildas tróficas locais (Apfelbaum & Haney 1981). Em ambientes recentemente queimados, são registradas principalmente espécies insetívoras, onívoras e granívoras e, em menor número, frugívoras (Hutto 1995, Davis *et al.* 2000, Kutt & Woinarski 2007). O mesmo ocorre em função do tempo de ocorrência do distúrbio, como reflexo de impacto em curto e longo prazo (Kutt & Woinarski 2007, Valentine *et al.* 2007). Além disso, algumas espécies podem modificar o estrato utilizado para forrageamento como resposta às modificações causadas na arquitetura da vegetação (Raphael *et al.* 1987, Figueiredo 1991).

Cerrado e fogo

As fisionomias savânicas e campestres do Cerrado estão intimamente associadas ao fogo e sua vegetação está adaptada ao distúrbio (Eiten 1972). Registros em carvão fóssil indicam a presença do fogo no Cerrado em períodos anteriores à presença do homem primitivo, há 20.000 anos (Vicentini & Laboriau 1996). O gradiente vegetacional existente no Cerrado está relacionado, principalmente, com a fertilidade do solo e a umidade, mas também ao fogo (Goodland & Pollard 1973), de maneira que os primeiros naturalistas a conhecê-lo prontamente perceberam a importância do distúrbio para a vegetação (Warming 1908). No entanto, até pouco tempo, o fogo era visto como ameaça à conservação biológica. Até a década de 90, o registro de queimadas naturais foi praticamente ausente, sendo que o

único registro anterior a essa data de queimadas naturais em períodos chuvosos foi realizado por Coutinho *et al.* (1982).

A vegetação dos cerrados é em geral resiliente ao fogo e apresenta como resposta às queimadas uma rápida reposição de fitomassa e alterações fenológicas, como o sincronismo ou picos de floração (Coutinho 1976, 1980, Ramos Neto 2000). As queimadas nos cerrados são caracterizadas como queimadas de superfície, consumindo basicamente o combustível fino do estrato herbáceo (Miranda *et al.* 2004) que apresenta rápida recuperação (Rosa 1990).

No tempo evolutivo, a frequência de um distúrbio, como o fogo, pode ser hipotetizada como fonte de pressão seletiva (Southwood 1988). Em relação à avifauna de formações savânicas e campestres do Cerrado (considerando a ação conjunta de outros fatores como a sazonalidade regional e a deficiência nutricional) vários aspectos são considerados elementos de adaptação ao fogo: exploração dos recursos disponibilizados pelo fogo e das áreas limítrofes entre as áreas queimadas e não queimadas, diversidade de espécies e afinidade das espécies endêmicas aos habitats propensos às queimadas. O mineirinho *Charitospiza eucosma* (Aves: Emberezidae), p. ex., é uma espécie estritamente associada a áreas de cerrado recentemente queimadas (Figueiredo 1991, Cavalcanti & Alves 1997). Coutinho (1980) sugere também que o padrão de camuflagem de alguns mamíferos do cerrado pode ser uma adaptação às condições pós-queimada.

O fogo no Parque Nacional das Emas

O fogo no Parque Nacional das Emas (Parna Emas) foi considerado por muito tempo, uma das maiores fontes de impacto negativo (Redford 1984). Entre 1984 a 1995, grandes incêndios ocorriam no parque a cada três anos, atingindo mais de 70% de sua área (França & Stezer 1997) sendo letais para a fauna em geral, inclusive aquela de grande porte (Silveira *et al.* 1999). A ocorrência de queimadas naturais causada por raios foi registrada apenas a partir de 1995, por Ramos Neto (2000) que

também revisou o plano de manejo sugerindo algumas alterações nas ações relacionadas ao fogo (Ramos Neto 1997) uma vez que a política adotada para o manejo era de exclusão total do fogo. Após 1994, com a alteração da conduta da prevenção de grandes queimadas, um novo regime de queimadas foi estabelecido e caracterizado por baixa incidência de queimadas de origem antrópica e alta incidência de queimadas naturais durante a transição da estação seca para úmida (França *et al.* 2007).

Atualmente, o fogo de origem antrópica é menos comum no Parque por várias razões: implantação do sistema de aceiros, agricultura mecanizada nas áreas vizinhas ao parque, presença de uma equipe de combate ao fogo nos períodos de maior risco de incêndios, visita de turistas com acompanhamento de guias capacitados. Desse modo, a principal fonte de origem das queimadas no Parna Emas atualmente são os raios (Ramos Neto 2000, França *et al.* 2004, Pereira & França 2005). Porém, queimadas de origem antrópica ainda existem, uma vez que acidentes ocorrem durante a manutenção dos aceiros (Ramos Neto 2000).

Flora e fauna

As comunidades vegetais de áreas abertas do Parna Emas apresentam características que evidenciam sua história de queimadas freqüentes, com o predomínio de fisionomias abertas, presença de árvores mortas com severas marcas de queima e ausência de espécies sensíveis ao fogo, como as pertencentes à família da velozíaceas e que são freqüentes em outras áreas de Cerrado (Ramos Neto 1997). No entanto, devido à falta de registros históricos detalhados da flora do Parque, não é possível determinar, de maneira precisa, quais mudanças ocorreram.

Em relação à fauna, poucos estudos foram realizados no Parna Emas. Após um grande incêndio em 1978 foram registrados danos em ninhos e ovos de aves, principalmente de emas, *Rhea americana* (Aves: Rheidae) (IBDF 1981). Em 1994 ocorreu uma grande queimada que atingiu 100% do parque. Foi registrada, nesse

período, a morte de vários indivíduos de tamanduá-bandeira, *Mymercophaga tridactyla* (Mammalia: Mymercophagidae), sendo estimada a perda de dois terços da população original (Silveira *et al.* 1999). Desse modo, estudos sobre a relação entre o fogo com a fauna e flora são de grande relevância, principalmente em ambientes em que esse é um distúrbio freqüente, como no Cerrado.

Objetivos

Esse trabalho teve o objetivo geral de avaliar a resposta da comunidade de aves terrícolas e de estrato médio às perturbações históricas causadas pelo fogo. Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo específico responder as seguintes perguntas:

1. Qual a influência do histórico de queimadas sobre as comunidades de aves de áreas de campo-sujo e campo cerrado do Parna Emas, e como os eventos de queimadas interferem na composição e riqueza de espécies da comunidade de aves do local?
2. O histórico de queimadas influencia a arquitetura da vegetação das áreas amostradas?
3. A arquitetura da vegetação tem influencia sobre as comunidades de aves de áreas abertas (campo-sujo e campo cerrado) do Parna Emas, e como a distribuição dos elementos da vegetação interfere na composição e riqueza da comunidade de aves do local?

2- Material e métodos

2.1-Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional das Emas (Parna Emas) (Fig 1)(18°15' S, 52°53' W), no qual fitofisionomias de campo limpo e campo sujo predominam nas áreas de chapadas. Outras fitofisionomias encontradas são: campo úmido, vereda, mata de galeria e floresta mesófila estacional semidecidual (Ramos Neto 2000).

O Parna Emas possui uma área de 132 mil há e a altitude em que está localizado varia de 700 a 1.000 m. O relevo nas chapadas é plano a suave ondulado, com desnível máximo de 100 m, ocupado por solos do tipo latossolo vermelho escuro e vermelho amarelo distrófico (Ramos Neto 2000). O clima é sazonal tropical quente sub-úmido, com temperatura média ente 22 e 24°C, máximas entre 36 e 38°C e mínimas entre -4 e 0°C (IBAMA, 1989). A precipitação varia de 1.500 a 1.700 mm, com período chuvoso entre outubro e abril e período seco entre junho a agosto, com precipitação inferior a 60 mm. Os meses de maio e setembro são considerados transição do período chuvoso para seco e de seco para chuvoso respectivamente (IBAMA 1989).

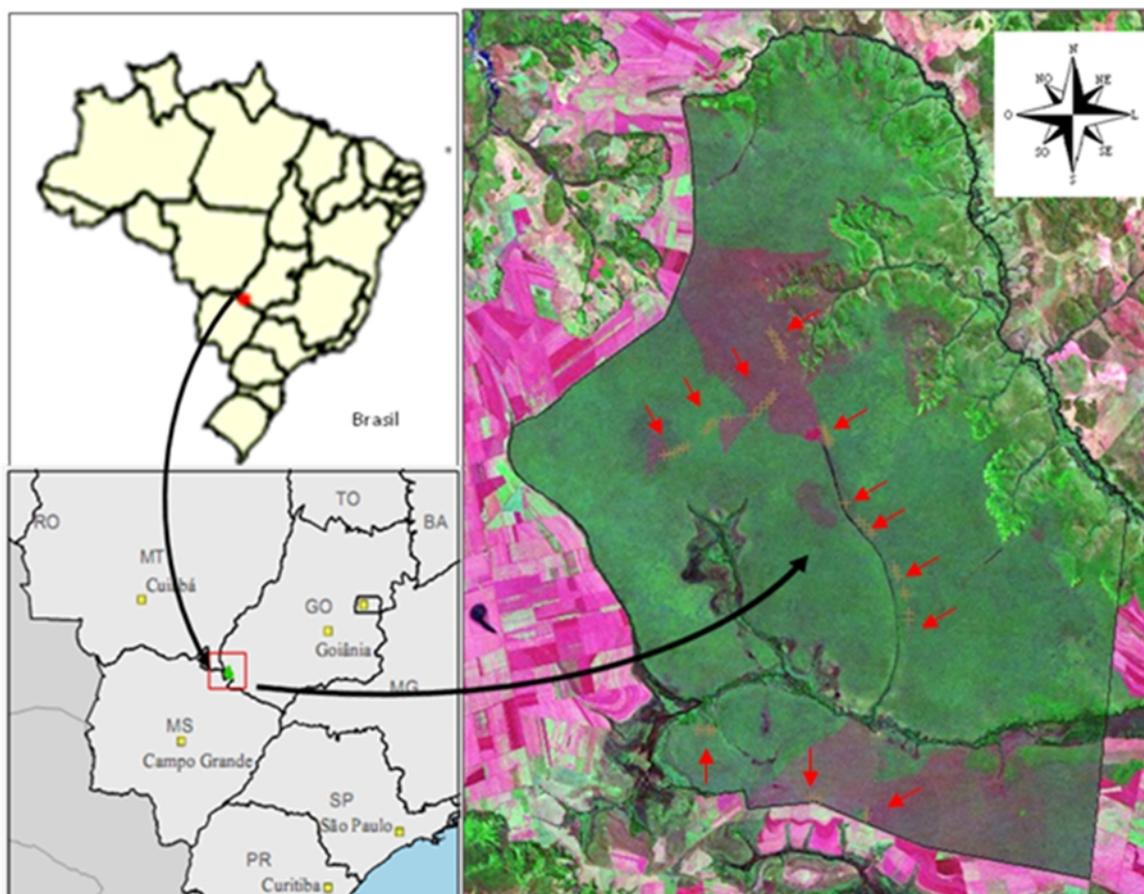


Figura 1: Localização da área de estudo no Brasil e nos Estados de Goiás e Mato Grosso do Sul, e limites do Parna Emas (área delimitada pela linha preta na imagem de satélite *Landsat*). As áreas indicadas pelas setas vermelhas representam os locais de amostragem.

2.2-Locais de amostragem

Para o presente estudo foi considerado o histórico de queimadas da área da Unidade de Conservação, uma vez que queimadas experimentais são inviáveis em Unidades de Conservação. O mapeamento histórico das queimadas foi realizado para o período de 1973 a 2008 através da identificação das marcas deixadas pelo fogo na vegetação visíveis nas imagens de satélite *Landsat* (França *et al.* 2007). Apesar do período do mapeamento ter início a partir de 1973, para este estudo foi considerado apenas o período após 1994 (de 1995 a 2008) quando o parque teve toda sua área queimada.

Desse modo, a seleção dos pontos de amostragem foi definida de acordo com o tipo de vegetação, período desde a última queima (idade da queimada) e frequência de ocorrência de queimadas nos últimos 13 anos (de 1995 a 2008) (frequência de

queimada) (Fig 2). Foram estudadas áreas com as seguintes características de queimada: de 1 a 2, 2 a 3 e 5 a 6 anos após a queima, e ainda com as seguintes freqüências de queimadas nos últimos treze anos: uma, duas, três, quatro e cinco vezes. Os pontos localizavam-se em blocos de áreas determinados pela idade e freqüência da queimada, com distância mínima entre os pontos de 350 metros visando assim evitar a sobreposição das observações da avifauna entre pontos (Fig 1). Além disso, os pontos foram localizados a 100 metros de distância (perpendicular) das vias de acesso internas para minimizar a influência do tráfego de veículos que, mesmo na principal via interna do parque, pode ser considerado baixo.

Foram amostradas fitofisionomias abertas, que compõe a maior parte da vegetação do Parna Emas: campo sujo e campo cerrado. (Apêndice 1). O campo sujo apresenta um componente herbáceo contínuo, dominado por gramíneas e ciperáceas, um componente subarbustivo. As espécies arbóreas, quando presentes, apresentam-se principalmente como arvoretas ou arbustos. Nos campos cerrados há alta densidade de arbustos e poucas árvores com altura superior a 3 m, sendo a cobertura inferior a 10% (Ramos Neto 2000).

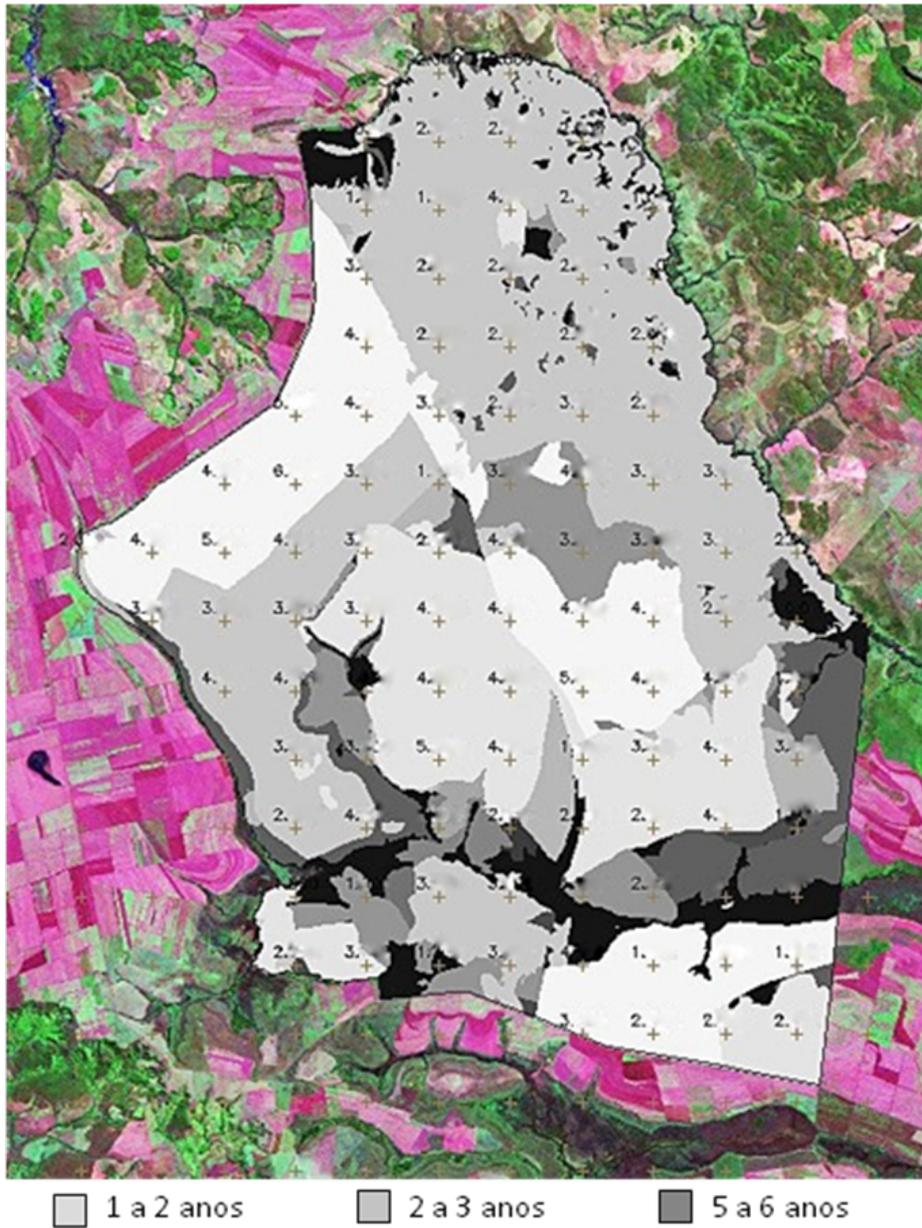


Figura 2: Histórico de queimadas no Parna Emas. As áreas em escala de cinza na imagem de satélite *Landsat* são definidas pelo período decorrido desde a última queima e os números são definidos pela freqüência de queimadas desde 1995. (Fonte: França *et al.* 2007).

2.3-Coleta de dados

2.3.1-Amostragem da Avifauna

Foram amostradas aves consideradas terrícolas e/ou de estrato médio segundo Stotz *et al.* (1996) no período matutino (aproximadamente das 6:00 as 10:00) durante as estações chuvosa e seca (janeiro e setembro respectivamente). Foi utilizado o método de ponto com raio fixo de 50 metros (Bibby *et al.* 1992), ou seja, todos os indivíduos avistados dentro do raio de 50 metros a partir do ponto de amostragem foram registrados. Esse procedimento evita a sobreposição de avistamento entre os pontos de amostragem, garantindo, desse modo, independência estatística entre os pontos (Reynolds *et al.* 1980, Bibby *et al.* 1992).

A coleta de dados iniciava-se aproximadamente 2 minutos após a chegada ao ponto, ao término do preenchimento da ficha de campo com informações referentes ao local de amostragem: local, data, número do ponto, horário de início e horário do fim da amostragem. Cada ponto foi amostrado durante 10 minutos, em três dias e horários diferentes em cada estação (totalizando 30 minutos de observação para cada ponto). Foram amostrados 54 pontos com 54 horas de amostragem da avifauna no total, sendo cada ponto visitado seis vezes (três vezes em cada estação).

Para amostragem da avifauna foi utilizado binóculo 10x40 e gravador amador digital. Os indivíduos não identificados no momento do avistamento foram identificados posteriormente com auxílio de guias de campo (Ridgely & Tudor 1989 a, b; Erize *et al.* 2006) e quando possível, por meio da comparação entre a vocalização gravada em campo e um banco de vocalizações previamente formado. A classificação e nomenclatura taxonômica seguiu o *Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos* (CBRO 2008). Foram desconsiderados indivíduos que estivessem apenas sobrevoando a área de amostragem e vocalizações com localização imprecisa. Aves com hábitos noturnos não foram consideradas no presente estudo e as amostragem não foram realizadas em dias chuvosos já que tal condição climática interfere na detecção da avifauna.

2.3.2-Amostragem da vegetação

Em cada ponto de amostragem da avifauna foi estabelecida uma área com raio de 6 metros (aproximadamente 113,04 m²) dentro da qual foi estimada a complexidade da arquitetura da vegetação (segundo August 1983). A arquitetura da vegetação pode ser definida como a distribuição espacial vertical dos elementos da vegetação e suas densidades. A avaliação da complexidade da arquitetura da vegetação foi realizada com a utilização de vara de 2 metros graduada de 10 em 10 cm. A cada intervalo de medida, indivíduos que tocavam a vara eram classificados de acordo com seu hábito (gramínea, herbáceo, arbustivo e arbóreo: definição dos hábitos da vegetação segundo Farias *et al.* 2002, Silva Junior 2005) e quantificados.

A área de amostragem foi dividida em quatro raios de acordo com as seguintes orientações: norte, sul, leste e oeste, e cada um desses raios foi subdividido a cada metro a partir do ponto central da área, com total de seis pontos dentro de cada raio (24 pontos por amostra). Em cada um desses pontos, a vara graduada foi inserida verticalmente na vegetação e os componentes da vegetação que a tocaram foram considerados para a caracterização da arquitetura da vegetação. A amostragem da vegetação foi realizada somente durante a primeira campanha (janeiro) uma vez que o pisoteio durante a coleta de dados a modificou.

3-Análises dos dados

Para análise da arquitetura da vegetação foi calculada a média da quantidade de toques de cada componente da vegetação (isto é, gramínea, herbáceo, arbustivo e arbóreo) para cada altura em relação ao solo, em cada ponto de amostragem. A partir desses dados foi construída uma matriz composta pelos componentes da vegetação e sua quantidade média por estrato em cada ponto de amostragem.

Para reduzir a dimensionalidade da comunidade de aves e da arquitetura da vegetação foi empregada uma análise multivariada. Assim, foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional híbrido (HMDS, Faith *et al.* 1987) para ordenação

das amostras de acordo com a composição e frequência relativa de avista das espécies (para a comunidade de aves) e de acordo com os componentes da vegetação em cada estrato e quantidade média de toques (para arquitetura da vegetação). Para a aplicação da análise foram construídas matrizes de associação com utilização do índice de Bray-Curtis partir das matrizes de dados originais.

A análise de escalonamento multidimensional híbrido constrói uma configuração espacial dos pontos (objetos) em um número pré-determinado de dimensões (de uma até três dimensões), com as distâncias entre os pontos refletindo suas similaridades a partir da matriz de associação. Desse modo, a HMDS foi escolhida por ser mais robusta a variações não lineares das amostras que outras técnicas de ordenação, sendo essa característica importante em análises de ordenação indiretas, isto é, nas quais não se conhece a natureza das relações *a priori* (Faith *et al.* 1987). A escolha da quantidade de dimensões e o poder da ordenação são definidos pelo *stress* (que varia de 0 a 1, sendo que quanto menor o valor, melhor é a representação das relações de similaridade entre pares de amostras) e do coeficiente de correlação (r^2) entre as distâncias originais das amostras e as distâncias após a ordenação.

Para avaliar a relação entre as variáveis externas (idade e frequência de queima), sobre a variação da arquitetura da vegetação das amostras (definida pelo eixo de ordenação da HMDS) foi aplicada uma regressão múltipla multivariada com as variáveis externas sendo usadas como variáveis independentes e o eixo da ordenação das amostras em relação à vegetação como variável dependente. Para avaliar a relação entre as variáveis externas: idade da queimada, frequência de queima e arquitetura da vegetação, sobre a variação da comunidade de aves das amostras (definida pelos eixos de ordenação da HMDS) foi aplicada uma análise multivariada de variâncias (MANOVA). Nesta análise, idade, frequência de queima e arquitetura da vegetação foram utilizadas como variáveis independentes e os eixos da ordenação das amostras da avifauna como variáveis dependentes.

A riqueza de espécies de aves e a frequência de avistamento de indivíduos nas áreas (de acordo com a idade e frequência) foram comparadas por meio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Foi utilizada ainda uma regressão linear simples para avaliação da relação entre a arquitetura da vegetação e a riqueza de espécies de aves.

Para avaliar que variáveis da vegetação (1- classe do componente da vegetação: gramínea, herbácea, arbustiva e arbórea, 2- a quantidade média de toques na vara graduada e 3- a altura em que este tocou) tiveram maior influência sobre a configuração dos eixos gerados pela HMDS, foi realizada uma correlação entre os valores de cada variável e o eixo da ordenação da vegetação. Para tanto, a significância dos coeficientes de correlação de Pearson foi testada, usando a correção de Bonferroni para comparações múltiplas. Os valores dessas variáveis com valores de correlação significativos (quantidade média de toques) foram relacionados com o eixo de ordenação da vegetação para avaliação do padrão de distribuição destas no mesmo. Ainda, a fim de avaliar quais as espécies de aves tiveram maior influência sobre a ordenação indireta das amostras da avifauna, foi realizada uma correlação das frequências de avistamento das espécies com os eixos de ordenação. Foram consideradas apenas as espécies com valores de coeficiente de correlação significativo. Suas frequências de avistamento relativas foram relacionadas com o eixo de ordenação da comunidade de aves para examinar o padrão de distribuição destas espécies nas amostras, representadas pelos pontos do eixo de ordenação da comunidade de aves.

As análises de HMDS foram realizadas com programa PATN (Belbin 1992) e as demais análises com o programa SYSTAT 11 (Wilkinson 2004). Em todas as análises foi considerado o nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

4-Resultados

4.1- Caracterização da comunidade de aves

Foram registradas no total 14 espécies de aves (em 662 contatos), distribuídas em três ordens e oito famílias (Tabela 1). A ordem mais representativa foi a dos Passeriformes (75%, seis famílias). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Emberezidae, com quatro espécies (29%), e Tyrannidae, com três espécies (21%). Do total de indivíduos registrados, as espécies *Emberizoides herbicola* e *Cistothorus platensis* foram as mais avistadas (24% e 23% respectivamente) (Tabela 1). Apenas *E. herbicola* foi registrada em todos os pontos de amostragem, ao passo que *Coryphas piza melanotis* não foi registrada nas áreas queimadas há cinco ou seis anos. *Pseudoleistes guirahuro*, em contrapartida, foi registrada somente nessas áreas (em dois de 12 pontos).

Emberizoides herbicola, *Ammodramus humeralis* e *Melanopareia torquata* foram as espécies mais freqüentemente avistadas nas áreas queimadas há um a dois anos (18,5%, 13,9% e 11,6 % do total de registros, respectivamente). Por outro lado, *Xolmis velatus* e *Alectrurus tricolor* foram as espécies menos avistadas nessas áreas (2,3% e 3,5% do total de registros). Nas áreas com dois a três anos desde a última queima, as espécies mais freqüentemente avistadas foram *C. platensis* e *E. herbicola* (32,7% e 23,5% do total de registros), enquanto *Nothura minor* e *X. velatus* foram as menos avistadas nessas áreas (0,5% e 0,8% do total de registros). Nas áreas em que a queima ocorreu de cinco a seis anos atrás, as espécies mais avistadas foram *E. herbicola* e *Synallaxis albescens* (36,6% e 12,9% do total de registros respectivamente) (Tabela 1).

Nas áreas em que as queimadas ocorreram apenas uma vez nos últimos treze anos, as espécies mais avistadas foram *E. herbicola* e *A. humeralis* (19,6% e 14,6% do total de registros respectivamente), sendo *X. velatus* e *A. tricolor* as menos abundantes (2,5% e 3,8% do total de registros respectivamente) e a *P. guirahuro* não foi registrada. Nas áreas em que as queimadas ocorreram duas e três vezes, a

espécie mais avistada foi *E. herbicola*, seguida por *C. platensis* (27,6% e 15,2% nas áreas queimadas duas vezes e 23,7% e 21,5% nas áreas queimadas três vezes). *Coryphasiza melanotis* foi a espécie menos avistada nas áreas queimadas duas vezes (1,4% do total de registros) e *P. guirahuro* não foi registrada. *Nothura minor* foi a espécie menos avistada nas áreas queimadas três vezes (1,1%), não obstante, *Rhynchotus rufescens*, *Sporophila plumbea* e *C. melanotis* não foram registradas nessas áreas. Nas áreas queimadas quatro e cinco vezes, *C. platensis* e *E. herbicola* foram as mais avistadas (34,4% e 25,8% nas áreas queimadas quatro vezes e 38,8% e 23,8% nas áreas queimadas cinco vezes, respectivamente). *Nothura minor* foi a espécie menos abundante nas áreas queimadas quatro vezes (0,5%) e *Micropygia schomburgkii* foi a espécie menos abundante naquelas queimadas cinco vezes (1,3%). *Rhynchotus rufescens*, *N. minor*, *A. tricolor*, *S. plumbea*, *C. melanotis* e *P. guirahuro* não foram registradas nas áreas queimadas cinco vezes (Tabela 1).

O número de indivíduos avistados variou de acordo com o período de tempo decorrido após o distúrbio (idade), sendo esta maior nas áreas recentemente queimadas (Kruskal-Wallis, $H=14,02$, $p = 0,001$), mas não variou com a frequência do distúrbio (Kruskal-Wallis, $H=8,44$, $p = 0,07$). Apesar disso, algumas espécies tiveram respostas distintas, com diferenças em suas frequências relativas de avistamento tanto em relação à idade quanto à frequência da queimada. As mais sensíveis em relação ao período decorrido desde a última queima foram *R. rufescens*, *N. minor*, *M. schomburgkii*, *M. torquata*, *Ammodramus humeralis* e *C. melanotis* que foram menos avistadas em áreas com maior período decorrido após a queima; e *C. platensis*, *E. herbicola* e *P. guirahuro*, que tiveram suas frequências de avistamento aumentadas com o aumento do período decorrido após a queima (Tabela 1). Além disso, *R. rufescens*, *M. torquata*, *S. albescens* e *C. platensis* tiveram frequência relativa de avistamento diferente em áreas com frequências distintas de ocorrência de queimadas, sendo que *C. platensis* teve sua frequência relativa aumentada com o aumento da ocorrência dos distúrbio (Tabela1).

A frequência média de indivíduos foi maior nas áreas queimadas de um a dois anos atrás (14,4 indivíduos por ponto) e menor nas áreas com cinco a seis anos desde a última queima (8,4 indivíduos por ponto). Nas áreas queimadas apenas uma vez, a frequência média de indivíduos foi maior, sendo menor naquelas queimadas duas vezes (14,4 e 10,4 indivíduos por ponto, respectivamente) (Tabela 2).

Tabela 1: Espécies registradas e suas respectivas freqüências relativas de avistamento e valores de significância em áreas com diferentes períodos decorridos após a queima e diferentes freqüências de queimadas nos últimos treze anos no Parna Emas, GO/MS. A nomenclatura adotada segue CBRO 2008.

| Táxon | Nome popular | Freqüência de avistamentos (%) | | | | | | | | | | Total |
|--------------------------------------------------------------|----------------------------|--------------------------------|-------|-------|----------------|-------------------------|------|------|------|------|----------------|-------|
| | | Idade da queimada (anos) | | | Significância* | Freqüência de queimadas | | | | | Significância* | |
| | | 1 a 2 | 2 a 3 | 5 a 6 | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | | |
| Tinamiformes Huxley, 1872 | | | | | | | | | | | | |
| Tinamidae Gray, 1840 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815) | Perdiz | 5,8 | 1,3 | 1 | 0,001 | 5 | 2,1 | 0 | 2,7 | 0 | 0,01 | 2,4 |
| <i>Nothura minor</i> (Spix, 1825) | codorna-mineira | 4 | 0,5 | 3 | 0,03 | 3 | 2,8 | 1,1 | 0,5 | 0 | 0,15 | 1,8 |
| Gruiformes Bonaparte, 1854 | | | | | | | | | | | | |
| Rallidae Rafinesque, 1815 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Micropygia schomburgkii</i> (Schomburgk, 1848) | Maxalalagá | 5,2 | 2,3 | 1 | 0,03 | 5 | 3,4 | 3,2 | 1,1 | 1,3 | 0,13 | 2,9 |
| Passeriformes Linné, 1758 | | | | | | | | | | | | |
| Melanopareiidae Irestedt, Fjeldså, Johansson & Ericson, 2002 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Melanopareia torquata</i> (Wied, 1831) | meia-do-cerrado | 11,6 | 8,2 | 2 | 0,002 | 1 | 6,9 | 12,9 | 3,8 | 6,3 | 0,02 | 8,2 |
| Furnariidae Gray, 1840 | | | | | | 2 | | | | | | |
| <i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823 | uí-pi | 6,9 | 11,9 | 12,9 | 0,18 | 7 | 14,5 | 14 | 8,1 | 12,5 | 0,05 | 10,7 |
| Tyrannidae Vigors, 1825 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Culicivora caudacuta</i> (Vieillot, 1818) | papa-moscas-do-campo | 7,5 | 5,7 | 7,9 | 0,25 | 7 | 6,9 | 8,6 | 5,4 | 3,8 | 0,44 | 6,5 |
| <i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823) | noivinha-branca | 2,3 | 0,8 | 4 | 0,15 | 2 | 2,1 | 0 | 1,1 | 2,5 | 0,4 | 1,7 |
| <i>Alectrurus tricolor</i> (Vieillot, 1816) | galito | 3,5 | 2,6 | 6,9 | 0,84 | 3 | 6,2 | 4,3 | 2,2 | 0 | 0,45 | 3,5 |
| Troglodytidae Swainson, 1831 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cistothorus platensis</i> (Latham, 1790) | corruíra-do-campo | 10,4 | 32,7 | 5 | 0,0001 | 8 | 15,2 | 21,5 | 34,4 | 38,8 | 0,0001 | 22,7 |
| Emberizidae Vigors, 1825 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792) | tico-tico-do-campo | 13,9 | 9,3 | 7,9 | 0,17 | 1 | 8,3 | 10,8 | 7,5 | 11,3 | 0,29 | 10,3 |
| <i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817) | canário-do-campo | 18,5 | 23,5 | 36,6 | 0,001 | 4 | 27,6 | 23,7 | 25,8 | 23,8 | 0,34 | 24,2 |
| <i>Sporophila plumbea</i> (Wied, 1830) | patativa | 5,2 | 0,3 | 4 | 0,006 | 9 | 2,8 | 0 | 1,1 | 0 | 0,16 | 2,1 |
| <i>Coryphasiza melanotis</i> (Temminck, 1822) | tico-tico-de-máscara-negra | 5,2 | 1 | 0 | 0,04 | 4 | 1,4 | 0 | 2,2 | 0 | 0,3 | 2 |
| Icteridae Vigors, 1825 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819) | chopim-do-brejo | 0 | 0 | 7,9 | 0,03 | 0 | 0 | 0 | 4,3 | 0 | 0,3 | 1,2 |

*: Kruskal-Wallis

Tabela 2: Total de registros de aves e número médio de registros de aves em áreas com diferentes períodos decorridos após a queima e diferentes frequências de queimadas nos últimos 13 anos no Parna Emas, GO/MS.

| | Idade desde última queima (anos) | | | Frequência de queimadas | | | | |
|-----------------------------------------|----------------------------------|-------|-------|-------------------------|------|------|------|------|
| | 1 a 2 | 2 a 3 | 5 a 6 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Total de registros | 173 | 388 | 101 | 158 | 145 | 93 | 186 | 80 |
| nº de pontos | 12 | 30 | 12 | 11 | 14 | 7 | 16 | 6 |
| nº médio de registros por pontos | 14,4 | 12,9 | 8,4 | 14,4 | 10,4 | 13,3 | 11,6 | 13,3 |

4.2-Influência do histórico do fogo sobre a arquitetura da vegetação

Os pontos foram ordenados de acordo com a similaridade das variáveis da vegetação em apenas uma dimensão (HMDS, stress= 0,21; $r^2= 0,9$). A arquitetura da vegetação, representada pelo eixo em uma dimensão da ordenação, variou entre as áreas, estando essa variação associada ao período de tempo desde a última queima (idade) bem como à frequência de ocorrência de queimadas nos últimos 13 anos (GLM, $R^2= 0,48$; $n= 54$, $p=0,00$) (Fig 3A e B). Com o tempo as modificações da vegetação tornam-se menos evidentes. Além disso, a frequência de queimadas altera a vegetação e, com exceção das áreas queimadas duas vezes, áreas queimadas com frequência semelhantes são mais similares entre si que áreas com frequências distintas.

As variáveis da vegetação que tiveram maior influência sobre a ordenação das amostras foram: presença de gramíneas a 10 cm de altura, gramíneas a 50 cm de altura, arbustos a 10 cm de altura e herbáceas a 10 cm de altura, e tais variáveis apresentaram distribuição distinta entre as áreas de acordo com a idade e frequência de queima (Fig 3). Desse modo, a quantidade de toques de herbáceas a 10 cm (Fig 3C) e de arbustos a 10 cm (Fig 3D) diminui de acordo com o período decorrido desde a última queima e de acordo com o aumento na frequência de queima. Em contrapartida, a quantidade de toques de gramíneas, tanto a 10 quanto a 50 cm, aumenta com o decorrer do tempo após a queima e de acordo com a frequência de queimada (Fig 3E e F).

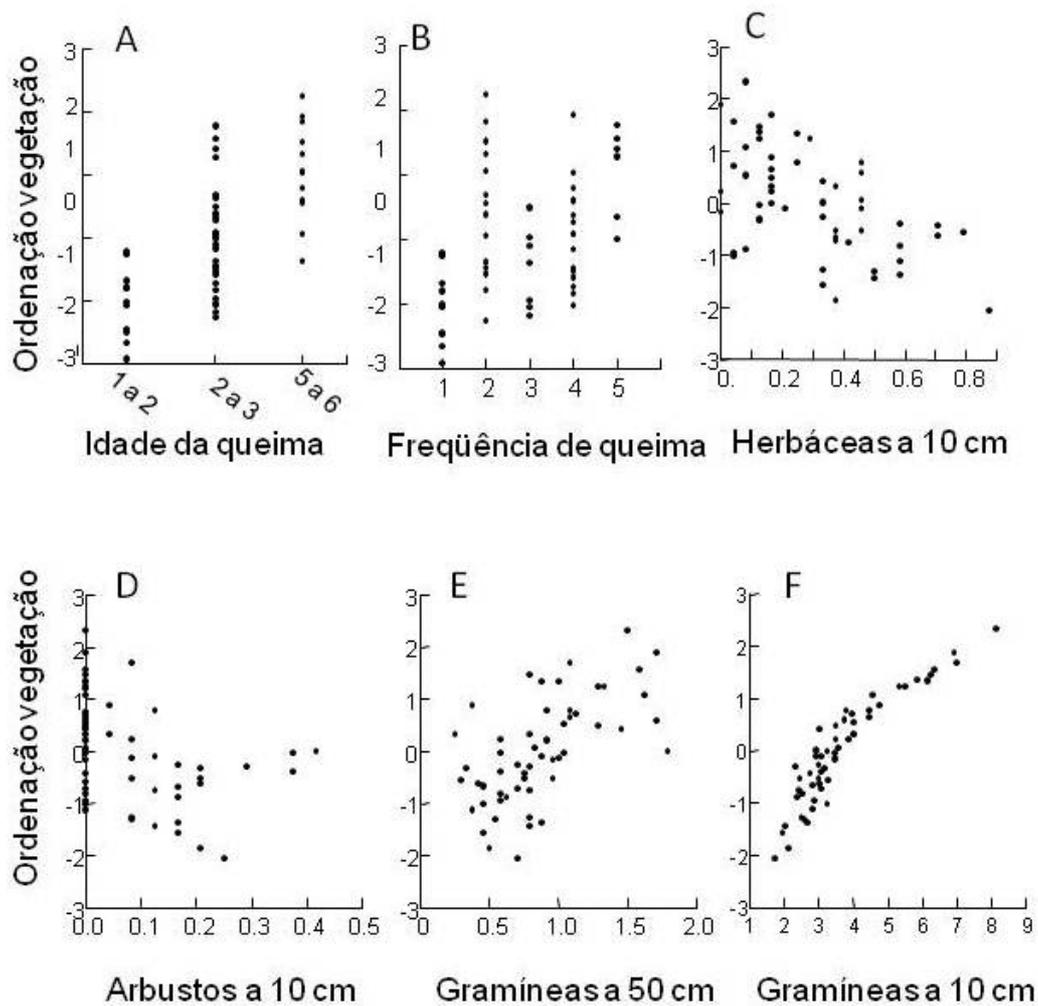


Figura 3: Distribuição dos valores das variáveis da vegetação em relação à ordenação das amostras da vegetação (HMDS): A- quantidade média de herbáceas a 10 cm de altura; B- quantidade média de arbusto a 10 cm; C- quantidade média de gramíneas a 50 cm; D- quantidade média de gramíneas a 10 cm; E- Distribuição das amostras da vegetação em relação à idade desde a última queima, F- Distribuição das amostras da vegetação em relação à frequência de queimadas nos últimos 13 anos no Parque Nacional das Emas, GO/MS.

4.3- Influência do histórico do fogo sobre comunidade de aves

Os pontos de amostragem da avifauna foram ordenados em duas dimensões de acordo com a similaridade em composição e frequência relativa de avistamento de espécies (HMDS, stress= 0,18, $r^2= 0,83$). A avifauna variou entre as áreas de acordo o tempo decorrido após a última queima (MANOVA: *Pillai Trace*= 0,25, $p= 0,001$)(Fig 4) e de acordo com a frequência de ocorrência de queimadas nos últimos 13 anos (MANOVA: *Pillai Trace*= 0,334; $p = 0$) (Fig 5). Desse modo, áreas com mesmo período decorrido após a queima e áreas com mesmas frequências de queimadas possuem comunidade de aves mais similares entre si. Além disso, áreas queimadas uma ou duas vezes abrigam avifauna mais similar entre si, assim como áreas queimadas duas e três vezes e aquelas queimadas quatro e cinco vezes. As áreas queimadas apenas uma vez possuem avifauna menos similares às áreas queimadas quatro e cinco vezes (Fig 5).

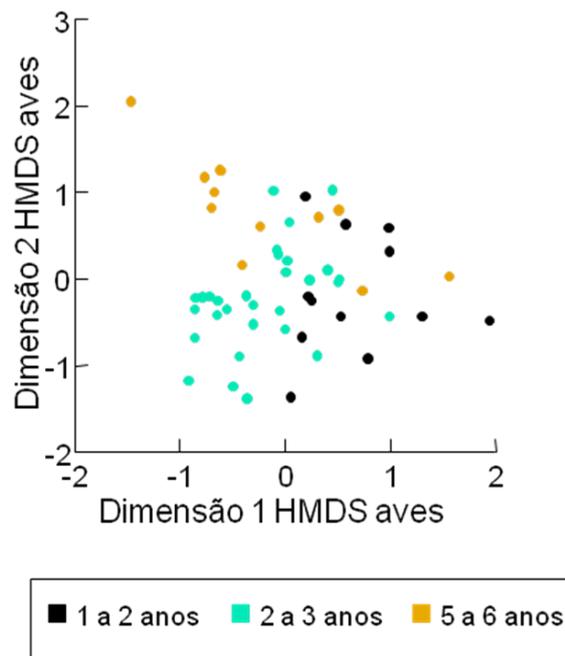


Figura 4: Ordenação das amostras da comunidade de aves em relação ao período decorrido após a queima (HMDS, duas dimensões, stress= 0,18, $r^2=0,83$). Os pontos com mesmas cores representam amostras com mesma idade de queimada.

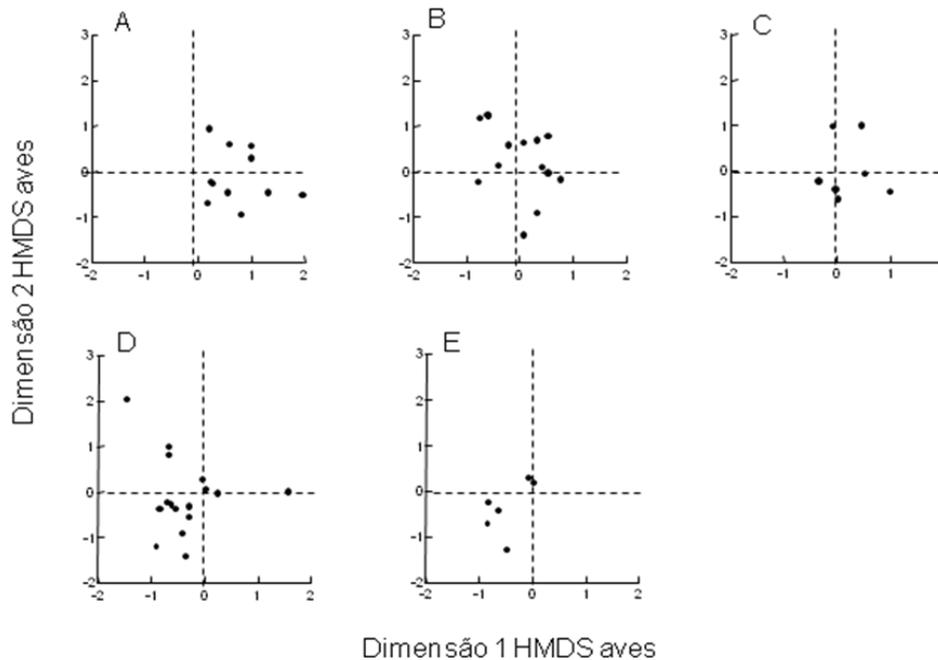


Figura 5: Ordenação das amostras da comunidade de aves em relação à freqüências de queimadas nos últimos 13 anos (HMDS, duas dimensões, stress = 0,18, $r^2=0,83$). Os pontos estão distribuídos de acordo com a similaridade da avifauna e representam áreas com mesma freqüência de queimadas (A: uma vez, B: duas vezes, C três vezes, D: quatro vezes, E: cinco vezes).

As espécies que apresentaram maior influência na ordenação das amostras foram *E. herbicola*, *C. platensis* e *M. torquata*. Estas apresentaram distribuição de freqüência relativa de avistamento distinta entre as áreas de acordo com a idade após a queima (Fig 6). Ainda, áreas com freqüência relativa semelhantes são mais similares entre si que áreas com freqüência relativa distintas.

A riqueza total de espécies registrada foi a mesma para áreas com diferentes idades de queimadas: 13 espécies. No entanto, a riqueza média por ponto foi diferente nas áreas com diferentes períodos decorridos desde a última queima (Kruskal-Wallis, $H=22,93$, $p < 0,0001$), sendo maior nas áreas com um a dois anos desde a última queima, seguida pelas áreas com dois a três anos e áreas com cinco a seis anos (Tabela 3). As áreas queimadas quatro vezes foram aquelas que apresentaram maior riqueza total (14 espécies), seguidas por aquelas queimadas uma e duas vezes (ambas com 13 espécies). No entanto, a riqueza média por ponto foi maior nas áreas

queimadas apenas uma vez e menor na área queimada duas vezes (Kruskal-Wallis, $H=16,77$, $p = 0,002$). Além disso, as áreas com maior variação da riqueza entre os pontos foram aquelas queimadas há cinco ou seis anos e aquelas queimadas quatro vezes e duas (Coeficiente de variação: 45,3%; 35,7% e 32,8% respectivamente) (Tabela 3).

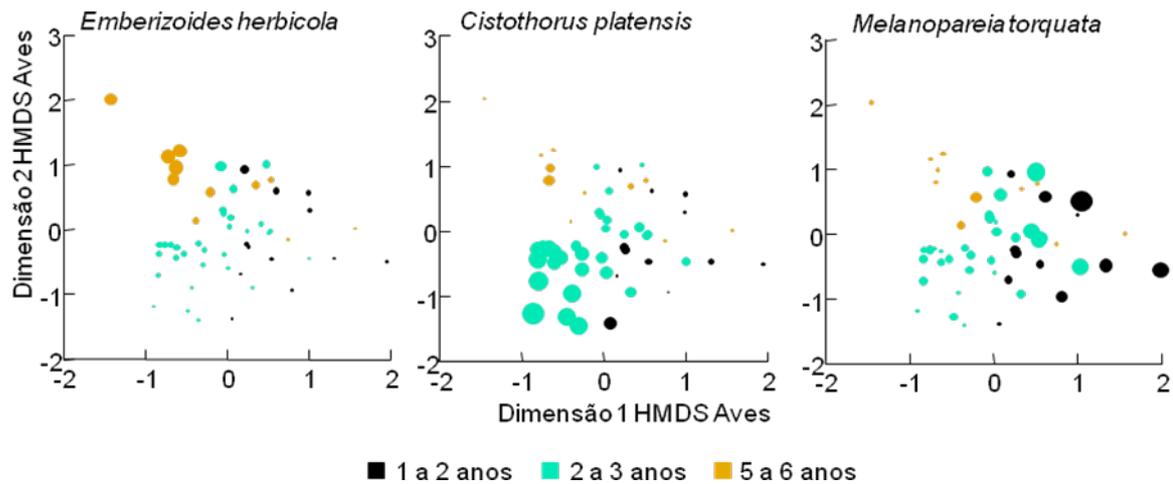


Figura 6: Distribuição da a freqüência relativa de avistamento das espécies com maior influência sobre a similaridade entre as amostras. Os pontos representam as áreas de amostragem e o diâmetro destes é determinado pela abundância relativa da espécie em cada área. Pontos com diâmetros semelhantes possuem abundância relativa semelhante em cada gráfico. Os pontos com mesmas cores representam amostras com mesma idade de queimada.

Tabela 3: Riqueza de espécies total e média das áreas com diferentes idades desde a última queima e freqüências de queimadas nos últimos treze anos no Parque Nacional das Emas, GO/MS.

| | Idade desde última queima (anos) | | | Freqüência de queimadas | | | | |
|-------------------------------------|----------------------------------|-------|-------|-------------------------|------|------|-----|-----|
| | 1 a 2 | 2 a 3 | 5 a 6 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Riqueza total | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 9 | 14 | 8 |
| Riqueza média por ponto | 8 | 5,9 | 4,6 | 7,9 | 5,6 | 6 | 5,3 | 5,8 |
| Coefficiente de variação (%) | 13 | 17,2 | 45,3 | 12,6 | 32,3 | 17,8 | 35 | 6,4 |

4.4- Influência da arquitetura da vegetação sobre comunidade de aves

A arquitetura da vegetação não teve relação com a avifauna (MANOVA: *Pillai Trace*= 0,149; $p= 0,86$), isto é, áreas mais similares quanto à arquitetura da vegetação não foram mais similares em relação à comunidade de aves (Fig 7). No entanto, a riqueza de espécies de aves das áreas foi influenciada pela arquitetura da vegetação (GLM, $n=54$; $R^2= 0,14$; $p=0,005$) (Fig 8). A riqueza de espécies de aves aumenta em relação ao aumento da quantidade de herbáceas e arbustos a 10 cm de altura (Fig 8A, B e C) e diminui em relação ao aumento da quantidade de gramíneas a 50 e 10 cm de altura (Fig 8A, D e E).

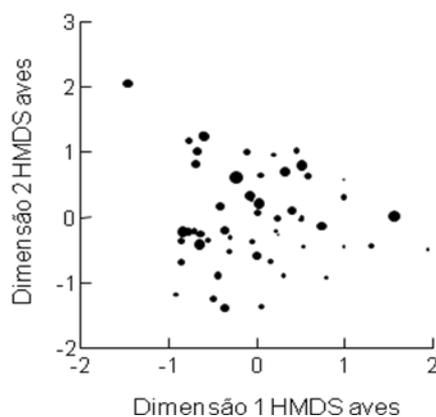


Figura 7: Ordenação das amostras da avifauna em relação à ordenação da arquitetura da vegetação. Os pontos representam as áreas de amostragem e a localização deles é definida pela similaridade das amostras de acordo com a comunidade de aves. O diâmetro dos pontos é determinado pela similaridade da arquitetura da vegetação (pontos com mesmo diâmetro possuem maior similaridade em relação à vegetação).

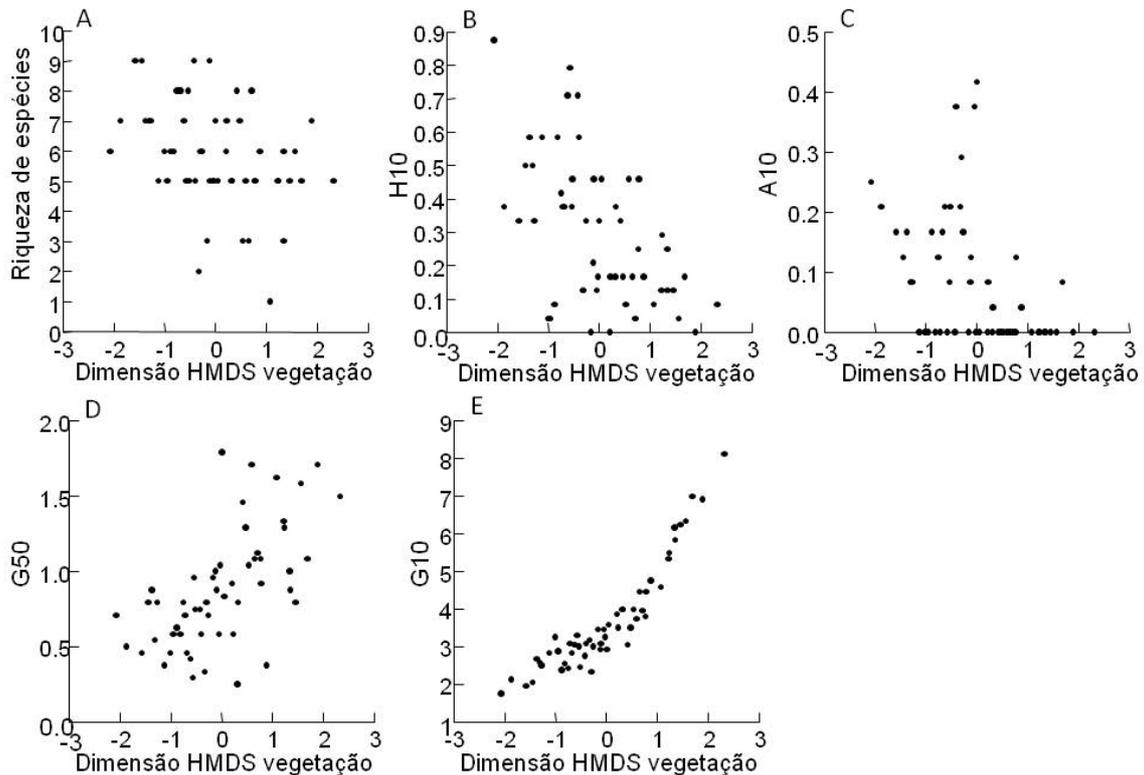


Figura 8: A- Distribuição da riqueza de espécies da avifauna em relação à ordenação das amostras da arquitetura da vegetação. B, C, D e E – Quantidade média das variáveis com maior influência sobre a ordenação da vegetação em relação à ordenação das amostras da vegetação. A riqueza aumenta de acordo com o aumento da quantidade de herbáceas e arbustos a 10 cm e diminui em relação ao aumento da quantidade de gramíneas a 50 e 10 cm de altura. (H10: quantidade média de herbáceas a 10 cm de altura; A10- quantidade média de arbusto a 10 cm; G50- quantidade média de gramíneas a 50 cm; G10- quantidade média de gramíneas a 10 cm).

5- Discussão

5.1- Caracterização da comunidade de aves

O Parna Emas possui grande importância para a conservação biológica do Cerrado, pois é composto basicamente por fisionomias campestres que estão desaparecendo em regiões em que ocorriam naturalmente (Machado *et al.* 2004), além de abrigar várias espécies ameaçadas de extinção (Hass 2003). No caso do presente estudo, das 14 espécies de aves registradas, quatro são citadas nas listas oficiais de fauna ameaçada de extinção: *N. minor*, *C. melanotis*, *C. caudacuta* e *A. tricolor* (IBAMA 2003, IUCN 2008).

As áreas de paisagens naturalmente abertas vêm sendo modificadas em todo o mundo em função da alteração dos ambientes naturais, principalmente por meio da expansão da agricultura e pecuária (Vickery *et al.* 2001). Para a maioria das espécies de áreas abertas as principais ameaças são: a perda na extensão ou qualidade do habitat, presença de gramíneas invasoras e ameaças indiretas como o uso de pesticidas e a alteração do regime de fogo (com exclusão ou aumento da frequência) (Braz 2008, IUCN 2008). A alteração do regime de queima altera características da vegetação e conseqüentemente da fauna associada a estas áreas. Portanto, a ocorrência do fogo e as características do regime modelam a comunidade podendo excluir espécies mais sensíveis ou favorecer espécies mais tolerantes (Sanaiotti & Magnusson 1995, Cavalcanti & Alves 1997).

As populações de aves típicas dessas áreas vêm apresentando declínio pronunciado em várias regiões, tornando-se restritas às Unidades de Conservação (Knopf 1988). No entanto, em áreas do bioma Cerrado, o sistema atual de Unidades de Conservação é deficiente na representação total de sua riqueza de avifauna e no potencial de manutenção de espécies em longo prazo, principalmente para as espécies endêmicas e de distribuição restrita (Braz 2003), o que pode significar uma ameaça à conservação das mesmas.

Willis & Oniki (1987) foram os primeiros a alertar sobre a alteração das comunidades de aves de áreas de Cerrado em que a exclusão do fogo ocorreu por vários anos. Em estudo realizado em paisagens campestres naturais no Estado de São Paulo desde a década de 80, a diminuição de espécies de aves típicas desses ambientes como *Micropygia schomburgkii*, *Geositta poeciloptera*, *Nothura minor* e *Charitospiza eucosma* é atribuída às modificações ambientais locais conseqüentes da exclusão das queimadas (Willis 2004, 2006).

A maioria das espécies de aves endêmicas do Cerrado é típica de fitofisionomias associadas ao fogo (Silva 1997). Apesar do fogo eliminar os sítios de descanso e proteção contra predadores, a recuperação da vegetação do Cerrado é

rápida. Assim, a supressão contínua do fogo pode comprometer a conservação de alguns grupos além de aumentar o risco de grandes incêndios.

Dentre as espécies registradas nesse estudo, apenas *C. melanotis* não foi registrada nas áreas nas quais queimadas ocorreram entre cinco a seis anos atrás, sendo a população de tal espécie, portanto, provavelmente suscetível a alterações no regime do fogo e à supressão das queimadas (Willis 2004, 2006). Apesar de umas das ameaças a esta espécie ser a destruição de habitats e a alteração dos regimes de fogo (ocorrência de queimadas anuais ou supressão do fogo) (IUCN 2008) tanto essa espécie, quanto *C. caudacuta* foram registradas em áreas de campo limpo e campo sujo que sofrem queimadas praticamente anuais (Braz 2008) e em outras áreas recentemente queimadas (Figueiredo 1991). Além disso, foi registrada a construção de ninho por *C. melanotis* em uma área queimada há dois meses (Braz 2008).

Os efeitos, em longo prazo, de queimadas sobre as populações dessas espécies ainda são pouco conhecidos e não se sabe como parâmetros populacionais variam em áreas queimadas freqüentemente. No presente estudo, *C. melanotis* teve sua freqüência de avistamento diminuída de acordo com o aumento do período decorrido desde a última queima, mas, assim como *C. caudacuta*, não houve alteração de sua freqüência de acordo com a freqüência de queima. Assim, essa espécie pode ser beneficiada pela ocorrência de queimadas, mas a freqüência desse distúrbio registrada no parque tem pouca influência na manutenção das populações de ambas as espécies, sendo estas aparentemente pouco sensíveis a essa variação.

Ao contrário de *C. melanotis*, *P. guirahuro* foi registrada exclusivamente nas áreas queimadas há cinco ou seis anos e áreas queimadas quatro vezes nos últimos 13 anos. No entanto, a presença da espécie provavelmente está mais relacionada à fatores locais associados à proximidade a outros ambientes do que com a ocorrência do fogo. Essa espécie, apesar de ser considerada campestre, é considerada também típica de áreas de varjão (Willis 2006), sendo registrada em apenas dois pontos (de seis) próximos a áreas com corpos d'água.

Segundo Cintra (1997) e Barlow *et al.* (2002) a ocorrência do fogo pode diminuir a qualidade do ambiente assim como as oportunidades de forrageamento para espécies insetívoras que dependem da vegetação para pousar e forragear. Porém, como o fogo remove barreiras e expõe as presas, a visualização e captura pode ser facilitada. *Rhynchotus rufescens*, *N. minor*, *M. schomburgkii*, espécies onívoras, assim como *M. torquata*, *A. humeralis* e *C. melanotis*, predominantemente insetívoras, tiveram maior abundância relativa em áreas queimadas de uma a dois anos, diminuindo com o decorrer da passagem do tempo (Tabela 1). Segundo Collins *et al.* (1995) as espécies que possuem tolerância à ocorrência de distúrbios apresentam baixa habilidade de competir e aquelas com baixa tolerância possuem alta capacidade de competir sendo mais suscetíveis ao distúrbio. Então, a ocorrência do fogo poderia ter facilitado a eficiência na exploração do hábitat por estas. Por conseguinte, *C. platensis* e *E. herbicola*, espécies muito freqüentes em áreas campestres naturais (Tubelis & Cavalcanti 2000, Braz 2008), potencialmente seriam espécies com alta capacidade de competição, mas que teriam sua competitividade diminuída pela ocorrência do distúrbio. Logo, a ocorrência do fogo altera características ambientais que interferem na capacidade competitiva das espécies, com conseqüente substituição de espécies entre áreas com diferentes características de ocorrência do distúrbio.

Apesar da alteração em processos como a competição interespecífica através de distúrbios ser uns dos fatores que regulam a ocorrência e distribuição das espécies, outros fatores como a ausência de características ambientais (locais para pouso, nidificação e forrageamento, por exemplo) necessários para a presença de determinada espécie podem agir na regulação das relações interespecíficas (Collins *et al.* 1995).

Espécies que utilizam exclusivamente o estrato inferior, como *M. schomburgkii*, *R. rufescens*, *N. minor*, se deslocam e forrageiam no solo, podendo utilizar túneis formados na vegetação (Negret & Teixeira 1984). O registro dessas espécies foi

realizado principalmente por sua vocalização, portanto, o maior número de registro dessas espécies em áreas recentemente queimadas não poderia ser atribuído à melhor visualização pela pesquisadora devido à remoção de barreiras físicas. O mesmo ocorreu com *A. humeralis* que foi registrada basicamente por meio de vocalização. No entanto, a remoção de barreiras físicas pode promover melhor visualização do alimento, composto principalmente por artrópodes, no caso destas espécies, o que pode tê-las atraído para estes ambientes (Valentine *et al.* 2007).

A ocorrência do fogo promove modificações ambientais, com conseqüente alteração da abundância das espécies. O fogo, como um distúrbio, pode ainda promover o aumento da heterogeneidade ambiental (Whelan 1995), com conseqüente aumento da quantidade de nichos que ali ocorrem, dependendo da escala de estudo e da área atingida (Whelan 1995). Apesar da freqüência de ocorrência do fogo tender a homogeneizar o ambiente, o período do ano que o distúrbio ocorre influencia em sua ação (Valentine *et al.* 2007). Além disso, como as fisionomias estudadas são associadas à ocorrência de fogo há longos períodos, é provável que essas freqüências especificamente registradas na área de estudo não tenham ação sobre a quantidade de indivíduos registrados na área. No entanto, outros fatores como a quantidade de recursos alimentares podem ter sido responsáveis pela distribuição dos indivíduos entre as áreas.

Os membros da comunidade possuem diferentes graus de tolerância ao fogo (Sousa 1984, Whelan 1995). Algumas espécies de aves, mamíferos e plantas são registradas apenas em áreas queimadas recentemente e outras espécies, mais sensíveis, são prejudicadas, ocorrendo morte ou deslocamento para outros locais. (Vieira 1999, Brawn *et al.* 2001, Humple & Holmes 2006). Devido a estas características, portanto, tais espécies podem ser indicadores ecológicos da história do fogo (Sanaiotti & Magnusson 1995, O'Reilly *et al.* 2006) e sua presença pode nos fornecer informações sobre o ambiente, e sobre as interações ecológicas e, no caso

de ações de manejo que visem a conservação destas espécies, se os objetivos estão sendo atingidos.

5.2- Influência do histórico do fogo sobre a arquitetura da vegetação

O fogo, juntamente com a sazonalidade das chuvas e com os solos pobres em nutrientes, é um dos determinantes da vegetação do Cerrado, que apresenta mecanismos de proteção ou resiliência contra os efeitos do fogo (Eiten 1972). Mesmo em áreas nas quais o fogo é recorrente, a maioria das espécies vegetais permanece na área após o distúrbio (Miranda & Klink 1996) e respostas, como o rebrotamento, fazem com que a vegetação se recupere com o decorrer do tempo (Coutinho 1980, Peres *et al.* 2003). A vegetação da área de estudo foi modificada pela ocorrência do fogo e tanto o período decorrido após a queima quanto a frequência de ocorrência das queimadas tiveram ação sobre sua arquitetura (Fig 3).

O regime de queima determina as respostas da vegetação (Whelan 1995) e em ambientes do Cerrado em que o fogo é freqüente, a vegetação pode ser alterada para fisionomias mais abertas como consequência das altas taxas de mortalidade de indivíduos lenhosos, elevada porcentagem de morte do fuste principal com rebrotamentos exclusivamente basais ou subterrâneos e da alteração nas taxas de recrutamento de novos indivíduos (Sato & Miranda 1996, Henriques 1993). Foram registradas na área de estudo alterações da vegetação em função da frequência de ocorrência do fogo que pode, desse modo, agir como regulador da vegetação. O número de contatos com herbáceas e arbustos nos estratos mais baixos (até 10 cm) diminui com o aumento da frequência de queimadas, como reflexo da ação negativa do fogo sobre estes componentes da vegetação (Fig 3). No entanto, outros fatores influenciam a vegetação do Cerrado, tais como características edáficas e disponibilidade de nutrientes e água (Eiten 1972, Goodland & Pollard 1973). Assim, no presente estudo, mesmo o regime de queima tendo ação sobre a vegetação, variações locais (tais como composição da vegetação, ambientes distintos próximos)

podem ter sido responsáveis pela diferentes respostas encontradas na vegetação em áreas com frequências de queima distintas.

As queimadas em fisionomias savânicas e campestres do Cerrado são predominantemente de superfície e por isso o componente herbáceo/arbustivo é mais atingido pelo fogo (Miranda & Klink 1996). Além disso, a maior contribuição da biomassa combustível das savanas tem origem em componentes herbáceos e arbustivos, principalmente de gramíneas e ciperáceas (Miranda & Klink 1996). Assim as alterações da vegetação após a ocorrência do fogo são percebidas principalmente nos estratos inferiores, com impacto positivo na produção primária do estrato herbáceo. No entanto, esse impacto é de curta duração, sendo necessário cerca de 20 meses para que o estrato herbáceo alcance os valores equivalentes aos anteriores à queimada (Batmanian & Haridasan 1985). Dessa maneira, quantidade de contatos com herbáceas e arbustos a até 10 cm diminuiu de acordo com o decorrer do tempo após o último episódio de fogo na área, uma vez que a brotação, como resposta ao fogo, diminui. Porém, tanto herbáceas quanto arbustos podem ter atingido estratos superiores a 10 cm com o decorrer do tempo após a queima. Por esse motivo, áreas tendem a serem mais semelhantes com o decorrer do tempo, como no presente estudo (Fig 3).

Com a passagem do fogo em áreas campestres o solo torna-se mais exposto e, no caso do presente estudo, restaram principalmente touceiras das gramíneas. (Apêndice 1). Com o decorrer do tempo após a queima, há recuperação da vegetação, e conseqüentemente um acúmulo de material vegetal, principalmente devido à deposição de folhas mortas (Ramos Neto 2000). Esse material é depositado continuamente, aumentando, desse modo, a quantidade de biomassa sobre o solo. Por esse motivo, há um aumento na quantidade de contatos com gramíneas a até 10 cm do solo de acordo com o decorrer do tempo após a queima. No entanto, o acúmulo periódico da biomassa morta pode ter efeito negativo sobre o crescimento individual e populacional de gramíneas. Assim, é provável que por esse motivo as áreas mais

freqüentemente queimadas tenham maior quantidade de gramíneas nos estratos superiores (em torno de 50 cm).

Apesar de não ter sido realizada a identificação das gramíneas, o capim-flecha foi a espécie predominante na maioria dos pontos amostrados. Segundo Ramos Neto (2000), no Parna Emas, o capim-flecha, quando presente, é sempre a espécie dominante. Essa espécie possui alta densidade populacional, ampla distribuição espacial, e altera de forma significativa a estrutura do ambiente, regulando indiretamente grande parte dos recursos disponíveis, uma vez que sua presença torna o ambiente mais suscetível ao fogo além de torná-lo mais homogêneo. Além disso, após a ocorrência do fogo, o rebrotamento do capim-flecha é maior, o que levaria ao adensamento da touceira (Ramos Neto 2000) o que pode ser, portanto, a causa da presença em maior quantidade de gramíneas a até 10 cm de altura nas áreas queimadas com maior freqüência.

5.3- Influência do histórico do fogo sobre comunidade de aves

O efeito do fogo sobre a comunidade é dinâmico no tempo e no espaço e por isso estudos de longo prazo são importantes para maior compreensão das respostas em diferentes escalas (Briani *et al.* 2004, O' Reilly *et al.* 2006, Van Dyke *et al.* 2007). Além disso, os estudos de longa duração nos fornecem informações sobre a viabilidade das populações e sua permanência nos locais atingidos pelo distúrbio (Brawn *et al.* 2001). No Cerrado Amazônico, p. ex., aves com mais de 14 anos foram recapturadas em locais onde ocorreram queimadas constantes sugerindo que algumas espécies permanecem ou retornam a tais áreas mesmo após a ocorrência do distúrbio (Cintra & Sanaiotti 2005).

No entanto, muitas vezes a realização de estudos de longo prazo é inviável. Uma possível solução para este entrave é a condução de estudos sincrônicos, ou "*space-for-time-substitution*" (Pickett 1989). Ou seja, mensurações simultâneas são feitas em vários locais com diferentes períodos decorridos após o último distúrbio.

Desse modo, é possível obter indicações das mudanças que ocorrem após o fogo ao longo do tempo, levando em consideração os fatores que podem ter causado diferentes freqüências de ocorrência do distúrbio como p. ex., diferenças climáticas, topográficas e de produtividade, (Whelan 1995, Parr & Chown 2003).

A avaliação dos efeitos de longo prazo do fogo é complexa uma vez que a recolonização da avifauna depende da recuperação da vegetação e da reorganização das relações entre os organismos. Além disso, fatores ambientais locais e características biológicas das espécies envolvidas irão afetar as respostas à ocorrência de queimadas (Whelan 1995). A ocorrência do fogo promove modificações ambientais com conseqüente alteração da abundância e composição das espécies de aves (Barlow *et al.* 2002). Tanto o tempo decorrido após a queima quanto a freqüência de ocorrência do distúrbio, ou seja, o regime de queima, irão regular a comunidade de aves determinando a composição e a abundância das espécies de aves (Fig 4) (Smucker *et al.* 2005).

No presente estudo, algumas espécies foram registradas na maior parte das amostras, no entanto tiveram sua freqüência alterada em função do regime de queima. As espécies de uma comunidade possuem diferentes sensibilidades à ocorrência de distúrbios e a freqüência de ocorrência regula suas existências (Hobbs & Huenneke 1992, Van Dyke *et al.* 2007). Dessa maneira, pode haver substituição de espécies devido à alteração dos recursos como conseqüência da ocorrência do fogo. No caso da avifauna de áreas campestres e savânicas do Cerrado, há uma evidente exploração dos recursos disponibilizados pela passagem do fogo (Abreu 2000).

Emberizoides herbicola e *S.albescens* apresentaram maior freqüência de avistamento em áreas com cinco a seis anos decorridos após a queima, no entanto, *E. herbicola* foi mais freqüente em áreas queimadas duas vezes, enquanto que *S. albescens* foi mais freqüente nas áreas queimadas duas e três vezes vez. Assim, não apenas idade, mas também a freqüência de queima tem ação na distribuição das espécies no ambiente. *Synallaxis albescens* é uma espécie pouco comum em áreas

de campo limpo, sendo típica em áreas com arbustos (Tubelis & Cavalcanti 2000), e a ocorrência de queimadas em maior frequência pode diminuir esse componente da vegetação. *Emberizoides herbicola* é uma espécie que ocorre em todo o gradiente de áreas abertas, desde áreas campestres à savânicas, principalmente no estrato herbáceo (Tubelis & Cavalcanti 2000, Willis 2004). Essa espécie é predominantemente granívora e, portanto, sua distribuição provavelmente está associada à disponibilidade de seu principal recurso alimentar. Segundo Ramos Neto (2000) a produção de sementes do capim-flecha ocorre principalmente após a segunda estação úmida depois da queima, aumentando após a terceira estação, sendo afetada negativamente por queimas frequentes.

Cistothorus platensis, por outro lado, foi mais abundante nas áreas com dois a três anos desde a queima e naquelas queimadas quatro vezes. Essa espécie é, em geral, muito abundante em áreas de campo limpo (Tubelis & Cavalcanti 2001), pousa em hastes de gramíneas e se alimenta principalmente de artrópodes. A ocorrência do fogo pode ter reduzido a qualidade do ambiente e oportunidades de forrageamento dessa espécie que depende da vegetação para pousar e forragear. Ainda, apesar dos estudos da ação do fogo sobre artrópodes serem escassos (Farji-Brener *et al.* 2002, Andersen *et al.* 2006), as respostas da vegetação à ocorrência do distúrbio, tais como surgimento de novos ramos e brotos, podem atraí-los e temporariamente aumentar os recursos alimentares para aves insetívoras (Prada *et al.* 1995). Desse modo, a presença de *C. platensis* em áreas com dois a três anos decorridos após a queima e áreas frequentemente queimadas pode estar relacionada com a presença de artrópodes atraídos pela vegetação e com o fato dessas áreas serem mais abertas, porém com locais para pouso.

Tanto *S. plumbea* quanto *N. minor* foram mais abundantes nas áreas queimadas apenas uma vez, porém, *S. plumbea* foi mais abundante nas áreas queimadas há cinco e seis anos, enquanto que *N. minor*, nas áreas queimadas há um e dois anos. *S. plumbea* habita áreas de cerrado, sendo também encontrada na borda

de matas baixas intercaladas com cerrado, estando assim mais associada a áreas savânicas que à áreas de campo. E assim como *E. herbicola*, alimenta-se principalmente de sementes de gramíneas. *Nothura minor*, assim como os demais tinamídeos tem hábitos terrícolas forrageando no solo, poucas vezes alçando vôo e é considerada onívora. A ocorrência do fogo, dessa maneira, torna o solo mais exposto e com a remoção das barreiras físicas, o deslocamento fica facilitado, assim como a visualização dos alimentos. No entanto, o fogo também pode torná-las mais suscetíveis a captura por predadores.

A avifauna de áreas com maior tempo decorrido após a queima (cinco a seis anos) foi menos similar entre os pontos do aquelas queimadas mais recentemente. Essa resposta pode representar o impacto em longo prazo da ação do fogo, uma vez que as áreas possuem diferentes históricos de queimadas. O mesmo padrão foi encontrado por Figueiredo (1991) em áreas de cerrado não queimadas há quatro anos. Além disso, com o decorrer do tempo e recuperação da vegetação, provavelmente outros fatores além do fogo, como por exemplo, a composição florística ou a reorganização das relações entre os organismos vão influenciar a comunidade de aves. Ainda, as mudanças no gradiente da vegetação não são abruptas e as aves podem, portanto, utilizar vários ambientes. Ainda, áreas de interface entre áreas queimadas recentemente e não queimadas mostram-se importantes para a avifauna de áreas campestres e savânicas do Cerrado (Abreu 2000).

Os valores da riqueza de espécie podem esconder padrões uma vez que pode haver alteração da composição de espécies sem haver alteração da riqueza, ou seja, pode haver uma substituição de espécies. No entanto, o fogo, como um distúrbio ambiental, pode favorecer o aumento da heterogeneidade ambiental (dependendo das características do regime) ao modificar as condições locais, promovendo a manutenção da diversidade (Brawn *et al.* 2001). Desse modo, após um distúrbio, novas espécies têm a possibilidade de colonizar o ambiente com tendência de aumento da riqueza inicial, e posterior declínio devido à exclusão competitiva. De

acordo com a hipótese do distúrbio intermediário, em sistemas em que os distúrbios ocorrem em níveis intermediários as condições locais são alteradas diferentemente daqueles em que tais eventos ocorre de forma esporádica ou muito freqüentemente, favorecendo aumento da heterogeneidade ambiental e conseqüentemente da diversidade (Connell 1978). No presente estudo, se por um lado o aumento da freqüência do fogo promove homogeneização do ambiente e, por conseqüência, há diminuição da riqueza de espécies (Tabela 3), por outro, a época em que ocorreram as queimadas pode influenciar as respostas da comunidade. Queimadas ocorridas em períodos mais secos têm maior intensidade que aquelas ocorridas em períodos chuvosos e a recuperação da vegetação é mais lenta. Por conseguinte, as alterações do ambientes serão distintas (Whelan 1995).

Segundo a hipótese da heterogeneidade ambiental um aumento no número de hábitats diferentes pode levar ao aumento da diversidade de espécies (MacArthur e MacArthur 1961), uma vez que ambientes mais heterogêneos provêm uma maior quantidade de micro-hábitats, de micro-climas e maior espectro de recursos. Assim, áreas com distintas ocorrências de queimadas podem abrigar espécies distintas, resultando em maior diversidade regional. Abreu (2000) sugere que a paisagem em mosaico com diferentes históricos de queimadas permitiria o deslocamento da avifauna entre fragmentos e manutenção de diversidade.

Em estudo conduzido em áreas de Cerrado próximo à Brasília, houve alteração dos estratos utilizados pelas aves para forragearem após a passagem do fogo (Figueiredo 1991, Abreu 2000). Ainda, apesar da riqueza permanecer a mesma antes e após a queimada, a composição de espécies foi diferente uma vez que o fogo promoveu variações no arranjo das guildas tróficas (maior utilização de estratos mais baixos), variações estas associadas à disponibilidade de recursos (Abreu 2000). Em ecossistemas em mosaico a alteração na composição da fauna após distúrbios é muito freqüente, embora os reflexos na riqueza e abundância sejam raramente

perceptíveis (Loyola *et al.* 2006). Isto ocorre, pois a dinâmica local e regional de colonização e extinção é muito mais rápida nesse tipo de sistema (Loyola *et al.* 2006).

5.4- *Influência da arquitetura da vegetação sobre a comunidade de aves*

Ambientes mais complexos podem ser formados através da passagem de fogo, e por consequência podem alterar a riqueza de espécies. Alterações na arquitetura da vegetação afetam os locais disponíveis para as aves nidificarem e forragearem, no entanto, alterações na estrutura e composição da vegetação são fatores importantes para a regulação das comunidades de aves (Recher & Serventy 1991). Áreas preservadas de cerrado com a mesma estrutura da vegetação possuem espécies de aves distintas daquelas encontradas em áreas com vegetação semelhantes, porém perturbadas (Tubelis & Cavalcanti 2000). No presente estudo, apesar da composição da comunidade de aves não ter sido influenciada pela arquitetura da vegetação, a riqueza de espécie de aves registradas o foi, sendo maior em áreas nas quais a vegetação encontra-se em recuperação, como um efeito indireto da ação do fogo sobre a avifauna. Então, não apenas a arquitetura da vegetação *per se*, mas uma combinação com a composição florística e com a estrutura da vegetação deve ser um dos fatores com os quais a composição da avifauna tem relação direta. Em uma área de cerrado sentido restrito, a riqueza florística modificou-se após a ocorrência de fogo com a eliminação de algumas espécies, principalmente aquelas de baixa densidade (Fiedler *et al.* 2004) e essas modificações na vegetação podem agir também na alteração da fauna associada.

As respostas da vegetação tais como o surgimento de novos ramos e brotos, aumentam a complexidade da arquitetura e da paisagem em áreas campestres sendo um dos mais importantes elementos de manutenção da diversidade de artrópodes (Morris 2000, Loyola *et al.* 2006). Em geral, a abundância e diversidade de vários grupos de artrópodes declinam com a diminuição da altura da vegetação. Assim, a altura da vegetação de áreas abertas, alterada por distúrbios como herbivoria e fogo,

modifica a disponibilidade de recursos alimentares e influencia o comportamento de alimentação de muitas aves típicas desse ambientes, tais como as aves insetívoras que podem se ser atraídas para essas áreas (Figueiredo 1991, Abreu 2000).

A ocorrência do fogo pode causar ainda modificações na frutificação de espécies vegetais (Sanaiotti & Magnusson 1995) afetando a disponibilidade de recursos alimentares para as aves. Porém, o tipo de resposta da vegetação depende das espécies envolvidas. Assim, em áreas de cerrado na Amazônia, p. ex., frutos e sementes podem ser destruídos (Peres *et al.* 2003), a frutificação e floração podem ser reduzidas, não ser alterada ou aumentar, de acordo com a espécie, após a passagem do fogo (Sanaiotti & Magnusson 1995).

6- Manejo do fogo e Conservação no Parna Emas

Apesar do fogo ser freqüente em área de Cerrado, nem todas as queimadas são benéficas (Whelan 1995) e esse distúrbio é uma das principais fontes de ameaças ao Cerrado (Duringan *et al.* 2007). As ações de manejo do fogo no Parna Emas esbarram na carência de informações sobre as alterações causadas na flora, mas principalmente na carência de informações sobre as respostas da fauna ao distúrbio. Em todo o Cerrado, estudo sobre a ação do fogo sobre a fauna são escassos e sua heterogeneidade ambiental aumenta o risco de extrapolação dos resultados sendo, portanto, os estudos locais de grande relevância.

Hass (2003) cita as pesquisas sobre a ação do fogo sobre a avifauna como umas das prioridades de estudos a serem desenvolvidos no Parna Emas. Ainda segundo a autora, as grandes queimadas podem ser maléficas à avifauna em geral, sendo proposto o manejo do fogo, visando a formação de mosaicos de ambientes com diferentes históricos de queimadas. As áreas com diferentes históricos teriam disponibilidade de recursos distintas beneficiando, assim, vários grupos, como o bacurau-do-rabo-branco *Eleothreptus candicans* (Aves: Caprimulgidae). Essa espécie, considerada ameaçada de extinção e com ocorrência restrita, no Brasil, ao Parna

Emas, utiliza áreas recentemente queimadas para se exibirem durante a estação reprodutiva. Além dessa, outras espécies respondem à ocorrência do fogo, tais como *C. melanotis* (espécies consideradas ameaçadas) e *C. Caucacuta* (espécie endêmica), sendo aparentemente beneficiadas pela ocorrência do distúrbio. *Charitospiza euscoma* também é uma espécie encontrada no Parna Emas e beneficiada pela ocorrência do fogo, se deslocando para áreas recentemente atingidas pelo distúrbio, e sendo por isso considerada uma espécie especialista em áreas queimadas (Cavalcanti & Alves 1997). Ainda, a maior riqueza de espécies foi registrada nas áreas recentemente queimadas, sugerindo que a ocorrência do fogo representa um benefício para a comunidade de aves em geral.

Mudanças na vegetação e manejo ineficiente têm reduzido seriamente a capacidade de unidades de conservação de suportarem a fauna nativa. A alteração das práticas de manejo, principalmente para a conservação da vegetação nativa e controle de gramíneas invasoras, é necessária para prevenir a perda de espécies e atingir um dos objetivos de uma unidade de conservação (Vickery *et al.* 2001). As relações entre a flora e fauna precisam ser bem compreendidas para manutenção da diversidade biológica (Lewinsohn *et al.* 2006a, b). As respostas da vegetação também devem ser consideradas no planejamento de ações de manejo da fauna. Áreas preservadas de cerrado com a mesma estrutura da vegetação possuem espécies de aves distintas de áreas semelhantes, porém perturbadas (Tubelis & Cavalcanti 2000). Desse modo, os programas de conservação e manejo devem considerar não apenas a complexidade e estrutura da vegetação, mas também a composição florística das áreas.

Desse modo, as ações de manejo do fogo no Parna Emas necessitam de embasamento teórico sobre a ecologia do fogo. O foco principal de uma Unidade de Conservação como o Parna Emas, que abriga uma biota inexistente em outros locais e espécies ameaçadas de extinção, é a conservação. Apesar de espécies ameaçadas terem sido registradas em áreas queimadas, tais como *C. melanotis* e *N. minor*, a

dinâmica e viabilidade de suas populações ainda são desconhecidas. Portanto, apenas com o monitoramento dessas espécies e com mais informações sobre sua biologia teremos informações claras sobre a relação dessas espécies com o regime de queima. Além disso, o regime de queima não deve ser único para todas as áreas e para a determinação do regime mais adequado, diferenças climáticas, topográficas e fisionômicas devem ser consideradas.

Além disso, é necessário levar em consideração o fato de que as espécies de aves mais vulneráveis e ameaçadas são sensíveis às diferentes características do fogo. Em Unidades de Conservação o manejo, tal como a aplicação de queimadas prescritas, é necessário para a manutenção do habitat. Assim, a aplicação de queimadas em anos diferentes e frequências distintas criariam um mosaico ambiental e, portanto um ambiente mais heterogêneo, capaz de abrigar mais espécies. Ainda, como a reconstrução do regime de queima natural, anterior à ocupação humana é inviável, é de total importância a implantação de áreas experimentais com diferentes regimes e monitoramento das populações para compreensão de como essas respondem ao distúrbio e qual seria o regime ideal.

7-Considerações finais

Apesar do fogo ser um fenômeno comum no Parna Emas, somente há poucos anos seus efeitos sobre a flora e principalmente sobre a fauna têm sido estudados. Estudos sobre o impacto do fogo sobre a fauna do Cerrado são principalmente focados nos efeitos diretos ou de queimadas recentes, não se levando em consideração o regime de queimadas. No entanto, o histórico destas queimadas, como discutido aqui, é fundamental pra compreensão do comportamento e uso do habitat por diferentes espécies, principalmente em áreas associadas a esse distúrbio como o Cerrado.

Algumas espécies de aves são dependentes da ocorrência do fogo, mostrando-se associadas a áreas recentemente queimadas, e por isso sua

conservação depende do manejo adequado do mesmo. No presente estudo, algumas espécies (endêmicas ou ameaçadas de extinção) responderam positivamente à ocorrência do fogo, *C. caudacuta* e *C. melanotis*. Além disso, outras espécies registradas responderam positivamente à ocorrência do fogo. Neste caso particular, a exclusão do fogo não é a melhor solução para a conservação biológica da avifauna de áreas abertas do Cerrado. As queimadas propiciam uma alteração no hábitat e por conseguinte, maior disponibilidade de nichos, refletindo na riqueza de espécies.

Ainda assim é importante observar que o período do ano de ocorrência do fogo não foi considerado nesse estudo, e queimadas ocorridas durante o período seco não são, em geral naturais, e podem comprometer a conservação das espécies. Além disso, queimadas no período seco são em geral muito intensas e podem comprometer a flora e fauna por longos períodos.

A manutenção da heterogeneidade ambiental pode ser obtida por meio do correto manejo do fogo em áreas associadas a esse distúrbio, como o Parna Emas, garantindo assim, maior diversidade e prevenindo incêndios catastróficos. Mosaicos ou modelos de manejo de áreas abertas que visem a manutenção da heterogeneidade espacial da vegetação podem ser empregados em sistemas (Loyola *et al.* 2006), tais como o Parna Emas .

Apesar da frequência de ocorrência do fogo não ter relação com algumas espécies e alguns elementos da comunidade no presente estudo, não se pode inferir quais seriam as consequências da ocorrência de queimadas anuais sobre a biota. O Cerrado está associado ao fogo e as frequências registradas no presente estudo podem ter ação distinta de outros valores maiores de frequência. Além disso, as respostas podem ser influenciadas por outros componentes do regime de queima, como período e extensão da área atingida.

Com relação à arquitetura da vegetação, apesar desta não ter influenciado a composição da comunidade de aves no presente estudo, ela influenciou a riqueza de espécies. Além disso, os efeitos do fogo sobre a fauna em geral, são principalmente

indiretos, devido à sua mobilidade. Por esse motivo, os efeitos do fogo sobre a vegetação estão relacionados com as respostas da fauna. A composição florística a disponibilidade de locais para pouso, forrageamento, abrigo contra predadores são elementos que definem a distribuição da fauna e são também influenciados pelo fogo.

Finalmente, é importante destacar que esse estudo fornece informações importantes para a aplicação do manejo do fogo no Parna Emas, porém, mais estudos devem ser realizados para que se obtenha uma visão mais abrangente da ação do fogo sobre outros elementos da fauna e flora e de suas relações na área estudada. Além disso, o monitoramento das populações de aves deve ser prioridade para o entendimento da ação do fogo sobre sua dinâmica de colonização e extinção, assim como sua persistência na área em longo prazo.

8-Referências Bibliográficas

- ABREU, T. L. S., 2000. *Efeitos de queimadas sobre a comunidade de aves do cerrado*. Dissertação de mestrado – Universidade de Brasília, Brasília.
- ANDERSEN, A. N., HERTOOG, T. & WOINARSKI, J. C. Z., 2006. Long-term fire exclusion an ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation sucesion. *Journal of Biogeography* 33:823-832.
- APFELBAUM, S. & HANEY, A., 1981. Bird populations before and after wildfire in a Great Lakes Pine Forest. *Condor* 83: 347-354
- AUGUST, P., 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- AZEVEDO-RAMOS, C., CARVALHO JR., O., & AMARAL, B. D., 2006. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* 232:26-35.
- BARLOW, J., HAUGAASEN, T. & PERES, C. A., 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105: 157-169.
- BATMANIAN, G. J. & HARIDASAN, M., 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the grounds layer community of cerrado vegetation of central Brazil. *Plant and Soil, The Hague* 88(3) 437-440.
- BELBIN, L., 1992. PATN: *Pattern Analysis Package*. Commonwealth Scientific Industrial Research Organization (CSI-RO), Canberra, Australia.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N, D. & HILL, D. A., 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BRAWN, J. D., SCOTT K. R. & THOMPSON III, F. R., 2001. The role disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:251–76
- BRAZ, V. S., 2003. *A representatividade das unidades de conservação do cerrado na preservação da avifauna*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- BRAZ, V. S., 2008. *Ecologia e Conservação das Aves campestres do bioma Cerrado*. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. Brasília.
- BRIANI, D. C., PALMA, A. R. T., VIEIRA, E. M., & HENRIQUES, R. P. B., 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 1023–1037.
- CASTAÑO-MENESES., G. & PALACIOS-VARGAS, J. G., 2003. Effects of fire and agricultural practices on neotropical ant communities. *Biodiversity and Conservation* 12: 1913–1919
- CAVALCANTI, R. B. & ALVES, M. A. S., 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 8:85-87.

- CINTRA, R., 1997. Spatial distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 32:17-27.
- CINTRA, R. & SANAIOTTI, T. M., 2005. Fire effects on the composition of a bird community in an amazonian savanna (Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 65 (4): 683-695.
- CIRNE, P. & SCARANO, F. R., 1996. Rebrotamento após o Fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. In: *Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (MIRANDA, H. S., SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. orgs). UnB, Brasília. 128-136.
- COLLINS, S. L., GLENN, S.M. & GIBSON, D.J., 1995. Experimental Analysis of Intermediate Disturbance and Initial Floristic Composition: Decoupling Cause and Effect. *Ecology* 76(2): 486-492.
- COLLINS, S. L., KNAPP, A. K., BRIGGS, J. M., BLAIR, J. M. & STEINAUER, E. M. 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280 (5364): 745-747.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, 2008. Listas das aves do Brasil. Versão 05/10/2008. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: [10 de janeiro de 2009].
- CONNEL, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rainforest and Coral Reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- COUTINHO, L.M., 1976. *Contribuição ao Conhecimento do Papel Ecológico das Queimadas na Floração de Espécies do Cerrado*. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- COUTINHO, L. M., 1977. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado II – As queimadas e dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. *Boletim de Botânica*, 5:57-64.
- COUTINHO, L.M., 1980. As queimadas e seu papel ecológico. *Brasil Florestal* 44, 77-23.
- COUTINHO, L. M., 1981. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. Nota sobre a ocorrência e datação de carvões vegetais encontrados no interior do solo, em Emas, Pirassununga, SP. *Revista brasileira de Botânica*, 4: 115-117.
- COUTINHO, L. M.; DE VUONO, Y. S. & LOUSA, J. S., 1982. Aspectos Ecológicos do Fogo no Cerrado: A Época de Queimada e a Produtividade Primária Líquida Epigéia do Estrato Herbáceo Subarbustivo. *Revista Brasileira de Botânica* 5(1):37-41.
- DAVIS, M. A., PETERSON, D. W., REICH, P. B, CROZIER, M. & QUERY, T., 2000. Restoring savanna using fire: impact on the breeding bird community. *Restoration Ecology* 8:30–40
- DUNNING, J. B. & WATTS, B. D., 1990. Regional differences in habitat occupancy by bachman's sparrow. *Auk* 107:463–72

- DURINGAN, G., SIQUEIRA, M. F. & FRANCO, G. A. D. C., 2007. Threats to the cerrados remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64(4):355-363.
- EITEN, G., 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38(2): 201-341.
- ERIZE, F., MATA, J. R. R. & RUMBOLL, M., 2006. *Birds of South America: Non-passerines: Rheas to Woodpeckers*. Princeton University Press, New Jersey. 384p.
- FAITH, D. P., MINCHIN, P. R. & BELBIN, L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69:57-68.
- FARIAS, R., ALVES, E. R., MARTINS, R. C., BARBOSA, M. A., ZANENGA-GODOY, R., SILVA, J. B. & RODRIGUES-DA-SILVA, R. R., 2002. *Caminhando pelo Cerrado: plantas herbáceo-arbustivas: caracteres vegetativos e organolépticos*. Editora Universidade de Brasília, Brasília, 94p.
- FARJI-BRENER, A. G., CORLEY, J. C., BETTINELLI, J., 2002. The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Diversity and Distribution*. 8: 235-243.
- FIEDLER, N. C., AZEVEDO, I. N. C., REZENDE, A. V., MEDEIROS, M. B., & VENTUROILI, F., 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* DF. *Revista Árvore*, 28: 129-138.
- FIGUEIREDO, S. V., 1991. *Efeito do fogo sobre o comportamento e sobre a estrutura da avifauna de cerrado*. Tese de mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- FRANÇA, H. & SETZER, A., 1997. Regime de Queimadas no Parque Nacional das Emas, GO: 1973-1995. Relatório de Pesquisa FAPESP processo nº95/2674-9.
- FRANÇA, H., PEREIRA, A., PINTO JR., O., FERNANDES, W. A., & GÓMEZ, R.P.S., 2004. Ocorrências de raios e queimadas naturais no Parque Nacional das Emas, GO, na estação chuvosa de 2002-2003. *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba.
- FRANÇA, H., RAMOS-NETO, M. B. & SETZER, A., 2007. *O fogo no Parque Nacional das Emas*. MMA, Brasília. 140p.
- GILL, A. M., WOINARSKI, J. C. Z. & YORK, A., 1999. *Australia's biodiversity: response to fire*. Biodiversity Technical Paper No. 1. Environment Australia, Canberra. 266 p.
- GOODLAND, R. & POLLARD, R., 1973. The Brazilian Cerrado Vegetation: A Fertility Gradient. *The Journal of Ecology*, 61(1):219-224.
- HADDAD, C. R. B., 1991. *Efeito do fogo na floração de Lantana montevidensis Briq., uma planta de cerrado*. Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.
- HARDESTY, J., R. L. MYERS & W. FULKS., 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22:78-87.

HASS, A., 2003. *Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas, Goiás. Relatório do grupo temático AVES*. IBAMA.

HENRIQUES, R. P., 1993. *Organização e estrutura das comunidades vegetais de cerrado em um gradiente topográfico no Brasil Central*. Tese de doutorado. Universidade de Campinas, São Paulo.

HERRANDO, S., BROTONS, L. & LLACUNA, S., 2003. Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes? *Ibis* 145, 307–317

HOBBS, R.J. & HUENNEKE, L.F., 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* 6 (3):324-337.

HORN, S. P., ORVIS, K. H.; KENNEDY, L. M. & CLARK, G. M., 2000. Prehistoric fires in the highlands of the Dominican Republic: Evidences from Charcoal in Soils and Sediments. *Caribbean Journal of Science* 36 (1-2):10-18.

HUMPLE, D. L. & HOLMES, A. L., 2006. Effects of a fire on a breeding population of Loggerhead Shrikes in sagebrush steppe hábitat. *Journal of Field Ornithology* 77(1):21–28.

HUTTO, R. L., 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (U.S.A.) conifer forests. *Conservation Biology* 9:1041–58.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). *Unidades de Conservação do Brasil*. Brasília: IBAMA, 1989.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) 2003. Lista das espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Instrução Normativa nº03, de 27 de maio de 2003. IBAMA, Ministério do Meio Ambiente. Brasília

IBDF/FBCN, 1981. *Plano de Manejo: Parque Nacional das Emas*, IBDF, Brasília.

IUCN 2008. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. Acessado em 11 de dezembro de 2008.

KNOFF, F. L., 1988. Conservation of steppe birds in the North America. Ecology and Conservation of Grasslands Birds. In *Ecology and conservation of grassland birds* (P. D. GORIUP ed.) International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 7. 27-41.

KOMAREK, E. V., 1972. Lightning and fire ecology in Africa. *Proc. Tall Timbers Fire Ecology Conference*, 11: 473-509.

KOTLIAR, N. B., S. J. HEIJL, R. L. HUTTO, V. A. SAAB, C. P. MELCHER, & M. MCFADZEN., 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology* 25:49–64.

KUTT, A. S. & WOINARSKI, J. C. Z., 2007. The effects of grazing and fire on vegetation and the vertebrate assemblage in a tropical savanna woodland in north-eastern Australia. *Journal of Tropical Ecology* 23:95–106.

- LEWINSOHN T. M., LOYOLA, R. D. & PRADO, P. I., 2006 a. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estruturas em comunidades interativas. *Oecologia Brasiliensis* 10: 90-104.
- LEWINSOHN, T. M., PRADO, P. I., JORDANO, P., BASCOMPTE, J. & OLESEN, J., 2006 b. Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113: 174-184.
- LOYOLA, R. D., BRITO, S. L. & FERREIRA, R. L., 2006. Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. *Biodiversity and Conservation* 15:25-42.
- MACHADO, R. B., RAMOS NETO, M. B., PEREIRA, CALDAS, E., GONÇALVES, D. A., SANTOS, N. S., TABOR, K. & STEININGER, M., 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF.
- MACARTHUR, J. & MACARTHUR, W., 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42 (3):594-598.
- MILLS, M. S. L., 2004. Bird community responses to savanna fires: should managers be concerned? *South African Journal of Wildlife Research* 34:1-11.
- MIRANDA, M. I. & KLINK, C. A., 1996. Influência do fogo na alocação de biomassa de *Echinolaena inflexa* em duas áreas de campo sujo de cerrado. In: *Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (H. S., SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. orgs). UnB, Brasília. 37-46.
- MIRANDA, H. S., SATO, M. N., ANDRADE, S. M. A., HARIDASAN, M., MORAIS, H. C., 2004. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: *Cerrado: ecologia e caracterização* (AGUIAR, L. M. S. & CAMARGO, A. J. A. eds). Planaltina, Embrapa Cerrados. 69-123.
- MOREIRA, A. G., 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27, 1021-1029.
- MORRIS, M.G., 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95, 129-142.
- NEGRET, A. & TEIXEIRA. D. M., 1984. The ocellated crane (*Micropygia schomburgkii*) of Central Brazil. *The Condor* 86:220.
- OLSON, D. M. & DINERSTEIN, E. D., 2002. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(2):199-224.
- O'REILLY, L., OGADA, D., PALMER, T. M. & KEESING, F., 2006. Effects of fire on bird diversity and abundance in an East African savanna. *African Journal of Ecology* 44:165-170.
- PARR, C. L. & CHOWN, S. L., 2003. Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecology* 28:384-395.
- PARR, C. L., ROBERTSON, H. G., BIGGS, H. C. & CHOWN, S. L., 2004. Response of African savanna ants to long-term fire regimes. *Journal of Applied Ecology* 41:630-642.

- PARR, C. L. & ANDERSEN, A. N., 2006. Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. *Conservation Biology* 20(6):1610-1619.
- PEREIRA, A. & FRANÇA, H., 2005. Identificação de queimadas naturais ocorridas no período chuvoso de 2003-2004 no Parque Nacional das Emas, Brasil, por meio de imagens dos sensores do satélite CBERS-2. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. 3245-3252.
- PERES, C. A., BARLOW, J. & HAUGAASEN, T., 2003. Vertebrate response to wildfires in a central Amazonian Forest. *Oryx* 37(1): 97-109.
- PICKETT, S. T. A. & THOMPSON, J. N., 1978. Patch Dynamics and the Design of Nature Reserves. *Biological Conservation*, 13:27-37.
- PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S. (eds.), 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. San Diego: Academic. 472 p.
- PICKETT, S. T. A., 1989. Space-for-time Substitution as an Alternative to Long-term Studies. In: *Long-term Studies in Ecology* (LIKENS, G.E. ed.). Springer-Verlag, New York. 110-135
- POSEY, D., 1987. Manejo da floresta secundária, capoeiras, campos e cerrados. In: *Suma Etnológica Brasileira* (RIBEIRO, B. org.). t. 1.Vozes, Petrópolis.
- PRADA M., MARINI-FILHO O. J. & PRICE P. W., 1995. Insects in flower heads of *Aspilia foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: evidence for the plant-vigor hypothesis. *Biotropica* 27:513–58.
- PROBST, J.R., WEINRICH, J., 1993. Relating Kirtland's Warbler populations to changing landscape composition and structure. *Landscape Ecology* 8:257–71
- RAMOS NETO, M. B., 1997. Avaliação do Manejo do Fogo no Parque Nacional das Emas. *Resumos do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba.
- RAMOS NETO, M. B., 2000. *O Parque nacional das Emas (GO) e o fogo: Implicações para a conservação Biológica*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- RAPHAEL, M. G., MORRISON, M. L. & YODER-WILLIAMS, M. P., 1987. Breeding bird populations during twenty-five years of postfire succession in the Sierra Nevada. *The condor* 89:614-626.
- RECHER, H. F. & SERVENTY, D. L., 1991. Long term changes in the relative abundances of birds in Kings Park, Perth, Western Australia. *Conservation Biology* 5(1):90-102.
- REDFORD, K. H., 1985. Emas National Park and the plight of the Brazilian Cerrados. *Oryx*, 19:210-214.
- REYNOLDS, R. T., SCOTT, J. M. & NUSSBAUM, R. A., 1980. A variable circular plot method for estimating bird numbers. *The Condor* 82(3): 309-313.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G., 1989a. *The birds of South America, v.1, The Oscine Passerines*. University of Texas Press, Austin.

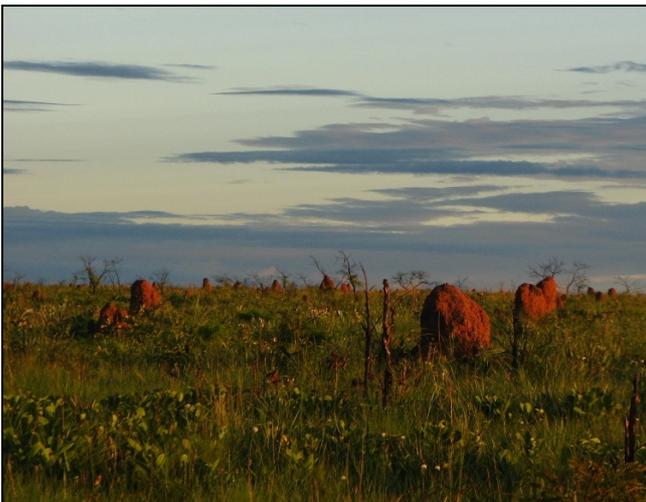
- RIDGELEY, R. S. & TUDOR, G., 1989b. *The birds of South America, v.2, The Suboscine Passerines*. University of Texas Press, Austin.
- RODRÍGUEZ, I., 2004. Conocimiento indígena vs científico: El conflicto por el uso del fuego en el Parque Nacional Canaima, Venezuela. *Interciencia* 29:121-129.
- ROSA, C. M. M., 1990. *Recuperação pós-fogo do estrato rasteiro de um campo sujo de cerrado*. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- SANAIOTTI, T. M. & MAGNUSSON, W. E., 1995. Effects of annual fire on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology* 11: 53-65.
- SATO, M. N. & MIRANDA H. S., 1996. Mortalidade de plantas lenhosas de diferentes regimes de queima. In: *Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (MIRANDA, H. S., SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. orgs). UnB, Brasília. 102- 111.
- SILVA , G. T., SATO, M. N. & H. S. MIRANDA, 1996a. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. In: *Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (MIRANDA, H. S., SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. orgs). UnB, Brasília. 93-101.
- SILVA, D. M. S., J. D. HAY & MORAIS, H. C., 1996b. Sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Malpighiaceae) após uma queimada em um cerrado de Brasília – DF. In: *Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (MIRANDA, H. S., SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. orgs). UnB, Brasília. 122-127.
- SILVA, J. M. C., 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation* 6:435-450.
- SILVA JUNIOR, M. C., 2005. *100 Árvores do Cerrado: guia de campo*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília. 278 p.
- SILVEIRA, L. RODRIGUES, F. H. G., JÁCOMO, A. T. A. & DINIZ FILHO, J. A. F., 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33(2):108-114.
- SKOWNO, A. L. & BOND, W. J., 2003. Bird community in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodiversity and Conservation* 12: 2279-2294.
- SLIK, J.W.F. & BALEN, S. VAN., 2006. Bird community changes in response to single and repeated fires in a lowland tropical rainforest of eastern Borneo. *Biodiversity and Conservation*. 15: 4425–4451.
- SMUCKER, K. M., HUTTO, R. L. & STEELE, B. M., 2005. Changes in bird abundance after wildfire: Importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications* 15(5):1535–1549.
- SOUSA, W. P., 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review in Ecology and Systematics* 15:353-91.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1988. Tactics, strategies, and templets. *Oikos* 52:3–18

- STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, T. A. & MOSKOVITS, D. K., 1996. *Neotropical birds: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. 481p.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M. & JOHN, L. H., 2006. *Fundamentos em Ecologia*. 2ª ed., Artmed, Porto Alegre. 592 p.
- TUBELIS, D. P. & CAVALCANTI, R. B., 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10:331–350.
- TUBELIS, D. P. & CAVALCANTI, R. B., 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian cerrado. *Ornitologia Neotropical* 12: 57–73.
- VALENTINE, L. E., SCHWARZKOPF, L., JOHNSON, C. N. & GRICE, A. C., 2007. Burning season influences the response of bird assemblages to fire in tropical savannas. *Biological Conservation* 137: 90-101.
- VAN DYKE, F., SCHMELING, J. D., STARKENBURG, S., YOO, S. H. & STEWART, P. W., 2007. Responses of plant and bird communities to prescribed burning in tallgrass prairies. *Biodiversity and Conservation* 16:827-839.
- VICENTINI, K. R. F., LABORIAU, M. L. S., 1996. Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. *Journal of South America Earth Science* 9(3-4): 209-219.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. & BROWN, V. K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38:647–664.
- VIEIRA, E. M., 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian cerrado. *Journal of Zoology* 249(1):75-81.
- WARMING, E. 1908. Lagoa Santa - Contribuição para a Geographia Phytobiologica. Belo Horizonte, 284 p. Reproduzido em: *Lagoa Santa e a Vegetação dos Cerrados Brasileiros* (WARMING, E. & FERRI, M.G.). 1973. EDUSP, São Paulo, 386 p.
- WHELAN, R. J., 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILLIS, E. O., 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). *Brazilian Journal of Biology* 64(4): 901-910.
- WILLIS, E. O., 2006. Protected cerrado fragments grow up and lose even metapopulational birds in central São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(3): 829-837.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y., 1987. Invasion of deforested regions of São Paulo state by the picazuro pigeon, *Columba picazuro* Temminck, 1813. *Ciência e Cultura* 39:1064-1065.
- WILKINSON, L., 2004. *SYSTAT 11*. Systat software Inc. San José, California.
- WRIGHT, H. A. & BAILEY, A. W., 1982. Wildlife. In: *Fire Ecology* (WRIGHT, H. A. & BAILEY, A. W.) USA. 49-79.

APÊNDICE 1



A. A. Ferreira



N. M. Sousa



P. H. Pinheiro

Foto 1: Aspecto da vegetação logo após queimada em área de campo-sujo.

Foto 2: Aspecto da vegetação um ano após a queima

Foto 3: Aspecto da vegetação em dois a três anos após a queima



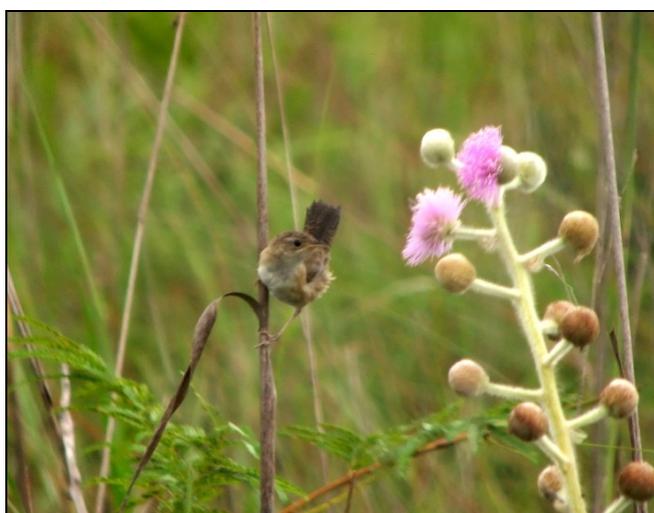
P. H. Pinheiro

Foto 4: Aspecto da vegetação em cinco a seis anos após a queima



N. M. Sousa

Foto5: Papa-moscas-do-campo *Culicivora caudacuta* utilizando capim-flecha como ponto de pouso



N. M. Sousa

Foto 6: Corruíra-do-campo *Cistothorus platensis* utilizando capim como ponto de pouso em área queima há dois a três anos.