

Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil

Ana Maria Rodrigues dos Santos

Rua Tenente Thomáz Nunes nº 120, Jardim Monumento, 13405-175 Piracicaba, SP. E-mail: santos.ana@terra.com.br

Recebido em 19 de abril de 2004; aceito em 8 de junho de 2004.

ABSTRACT. Bird communities in remnant secondary woodlots in a country-side area in southeastern Brazil. Forest fragments are important to environmental conservation in the interior of São Paulo State, southeastern Brazil. The bird communities composition was recorded in six small secondary woodlots (5.20 to 15.37 ha) in Piracicaba County. These woodlots were different in size and degree of isolation to one another. Transects were conducted weekly between January 2001 and June 2002, recording 90 species. Between 45 and 75 bird species were recorded per fragment, and species richness was positively correlated with fragment size. The bird similarity index was related to size and distance between fragments. Most surviving species in these fragments were linked to disturbed habitats, and their richness was negatively correlated to fragment size.

KEY WORDS: Birds; fragmentation of habitats; southeastern Brazil.

RESUMO. Considerando a importância dos fragmentos para a conservação dos ambientes florestais naturais do interior do estado de São Paulo, foi estudada a composição de comunidades de aves em seis fragmentos florestais de vegetação secundária de pequeno porte (de 5,20 a 15,37 ha), numa área rural no município de Piracicaba. Os fragmentos diferiam em área e grau de isolamento uns dos outros. Foram efetuados trajetos entre janeiro de 2001 e junho de 2002, registrando-se 90 espécies. Entre 45 e 75 espécies de aves florestais e de borda de mata foram encontradas nos fragmentos estudados, estando o número de espécies de aves positivamente correlacionado com o tamanho do fragmento. O grau de similaridade na avifauna entre os fragmentos foi moderadamente alto e esteve relacionado com a área e a distância entre os mesmos. Grande parte das espécies encontradas nestes fragmentos de vegetação secundária está associada a ambientes relativamente perturbados. A riqueza de espécies destas aves apresentou uma correlação negativa com tamanho do fragmento.

PALAVRAS-CHAVE: Aves; fragmentação de habitats; sudeste do Brasil.

A conservação dos ambientes naturais do interior do estado de São Paulo e em várias outras partes do mundo depende hoje da manutenção de fragmentos dispersos. No entanto, a simples permanência destes fragmentos não garante a conservação da biota original, pois a riqueza e a abundância de espécies de um hábitat são influenciadas pela sua área e pelo seu grau de isolamento. Estes fatores afetam a colonização, a evolução e a persistência de populações de espécies no hábitat (MacArthur e Wilson 1967, Saunders *et al.* 1991, Andrén 1994, Turner 1996).

Além da diminuição na área disponível e do aumento do grau de isolamento, a fragmentação pode diminuir a heterogeneidade de habitats locais e gera a deterioração da qualidade dos habitats remanescentes ao longo do tempo (Saunders *et al.* 1991, Andrén 1994, Turner 1996, Laurance *et al.* 2002). Tais fatores, além de variarem com o tamanho da área e o grau de isolamento, variam com o formato do remanescente e o uso que é feito das áreas do entorno (Saunders *et al.* 1991, Rodewald 2003).

Especificamente em relação às aves neotropicais, de uma maneira geral, as comunidades são simplificadas em fragmentos quando comparadas às de áreas contínuas. Além de ocorrer uma diminuição na riqueza de espécies, representantes de guildas tróficas especializadas declinam ou desaparecem completamente (Willis 1979, Marini 1999, Aleixo 2001,

Anjos 2001a, b, Laurance *et al.* 2002, Lens *et al.* 2002, Sekercioglu *et al.* 2002).

Os objetivos deste estudo são: 1) registrar a riqueza e composição de espécies de aves que ocorrem em pequenos fragmentos florestais secundários, em uma área de cultivo de cana-de-açúcar no interior do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil; 2) verificar se existem semelhanças e diferenças na composição destas comunidades de aves, especificamente no que se refere à riqueza, abundância, diversidade e equitativamente de espécies e guildas tróficas; 3) verificar se tais semelhanças e diferenças estão relacionadas à área e à distância entre os fragmentos.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

Este estudo foi realizado em seis fragmentos florestais (5,20; 6,70; 9,90; 10,06; 11,89 e 15,37 ha, denominados de 1 a 6 em ordem crescente de tamanho) de vegetação secundária tardia (dossel entre 10 e 20 m de altura) e secundária inicial, inseridos numa matriz de canavial, situados nos bairros de Santana e Santa Olímpia (22°35'00" e 22°37'30" S e 47°41'15" e 47°45'00" O), distantes aproximadamente 20 km do centro do município de Piracicaba, São Paulo. A natureza secundária da vegetação foi assumida, pois num mapa do início do século XX todas as áreas estudadas são apresentadas como cafezais. Os fragmentos estão localizados em altitudes que variam entre 530 e 560 m. O clima é do tipo CWA no sistema de Köppen, tropical com a estação chuvosa de

Tabela 1. Distância aproximada (em metros) entre os fragmentos estudados, representados por suas áreas em hectares, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

Fragmentos	5,20	6,70	9,90	10,06	11,89
6,70	700				
9,90	3200	2500			
10,06	4000	2700	4000		
11,89	4200	3700	4000	1000	
15,37	2400	1700	3000	1000	2000

setembro a março e a seca de abril a agosto. As distâncias entre os fragmentos são apresentadas na tabela 1, sendo a maior distância entre dois fragmentos mais próximos entre si de apenas dois quilômetros. Os fragmentos menores e médios possuem formato alongado, enquanto que os dois fragmentos maiores apresentam formato mais irregular.

A vegetação original do município era constituída por floresta estacional semidecidual submontana, floresta estacional decidual, florestas ripárias, florestas paludosas e cerrados (IBGE 1992, Rodrigues 1999). Entre as espécies arbóreas frequentes em todos os fragmentos estudados, estão o peito-de-pombo *Tapirira guianensis* Aubl., guaçatonga *Casearia sylvestris* Sw., pau-jacaré *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., araribá *Centrolobium tomentosum* Guillemain ex Benth., mamica-de-porca *Zanthoxylum rhoifolium* Lamarck e crindiúva *Trema micrantha* (L.) Blum., todas típicas dos estágios iniciais de sucessão da floresta estacional semidecidual (Rodrigues, 1999). Em todos os fragmentos estudados a estratificação da vegetação é simples sendo possível distinguir dois níveis, o sub-bosque e o dossel. Lianas são abundantes, cobrindo as copas das árvores em certos trechos. Todos os fragmentos apresentam pequenos córregos que drenam para o rio Corumbataí. Ao longo das margens destes corpos de água ocorrem espécies típicas de florestas ripárias como o ingá *Inga affinis* (DC.) Hook et Arn. e o guanadi *Calophyllum brasiliensis* Camb.

Coleta de dados

Percorreram-se sistemas de trilhas estabelecidos nos fragmentos procurando-se cobrir a maior área possível dos mesmos. Entre cinco a oito trilhas paralelas foram abertas acompanhando o sentido do comprimento de cada fragmento, de borda a borda. A extensão de cada uma variou entre 350 e 700 m e elas estavam distantes aproximadamente 50 m uma das outras. Foram percorridos também, estradas e pequenos cursos de água que margeiam ou cortam os fragmentos a fim de se amostrar as bordas, taquarais e ambientes ripários, eventualmente não contemplados no sistema de trilhas. Com isso, acredita-se que foi possível amostrar porções representativas destes fragmentos.

As visitas foram efetuadas semanalmente entre janeiro de 2001 e junho de 2002. O esforço amostral foi de 50 horas de observações para cada um dos dois fragmentos menores e 100 horas para cada um dos demais, totalizando, portanto, 500 horas de esforço amostral total. As trilhas foram numeradas e a cada visita foram sorteadas as trilhas a serem percorridas, bem como o sentido do início do trajeto. O trabalho de campo iniciou-se uma hora antes do nascer do sol estendendo-se até perto de 9 h e ao entardecer e início da noite, que correspondem aos períodos de maior atividade das aves (Sick 1997). Também foram realizados censos noturnos que iniciaram-se após o pôr-do-sol e estenderam-se até 22 h.

Foram registradas as espécies de aves vistas ou ouvidas e estimou-se o número de indivíduos presentes. Utilizou-se binóculos 8x30, gravador de fita de rolo Nagra E com microfone direcional Sennheiser MKH 816 T, além de gravador portátil Panasonic RQ-L319. As aves foram agrupadas nas guildas tróficas propostas por Willis (1979).

Procurou-se considerar apenas a avifauna dependente do fragmen-

to, ou seja, as espécies residentes e visitantes regulares de cada fragmento (Remsen, 1994), excluindo-se aquelas registradas apenas sobrevoando-os e as tipicamente campestres ou paludícolas. A classificação das espécies em residentes e migratórias segue Willis (1979) e Willis e Oniki (2002). Já a classificação como espécies indicadoras de áreas florestais alteradas segue Parker III *et al.* (1996).

Análise dos dados

Utilizou-se o teste χ^2 para verificar as diferenças entre os fragmentos quanto ao número de espécies e indivíduos de aves registrados, ao número de espécies e indivíduos de aves por guildas tróficas e à abundância relativa das espécies de aves que ocorreram em todos os fragmentos. O teste G foi utilizado para comparar todos os fragmentos em relação ao número de espécies por guilda trófica, para todas as guildas tróficas conjuntamente, numa tabela de contingência.

Foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Spearman (r_s) para testar correlações entre: o número de espécies de aves e o tamanho dos fragmentos, o total de indivíduos registrados a cada 100 horas de observação e o tamanho do fragmento, o número de espécies de aves por guilda e por fragmento e as proporções de espécies indicadoras e não-indicadoras de áreas florestais alteradas e o tamanho do fragmento. Para testar a influência conjunta do tamanho dos fragmentos e da distância entre eles em relação à similaridade na avifauna, utilizou-se o teste de Mantel-Haenszel (M^2). São apresentadas equações de regressão para a relação entre o número de espécies e a área do fragmento e para o total de indivíduos registrados a cada 100 horas de observação e a área do fragmento, sendo que, *a priori*, estes dados sofreram transformação logarítmica.

A diversidade para espécies de aves foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H' ; Magurran 1988). As diferenças nos valores de H' obtidos foram avaliadas com o teste t seguindo os procedimentos descritos em Magurran (1988).

A equitatividade foi calculada através da fórmula $E = H' / \ln S$, onde S é o número total de espécies. O grau de similaridade na avifauna entre os fragmentos foi determinado utilizando-se o índice de Jaccard (Magurran 1988).

A equação apresentada por Brooks *et al.* (1999) foi adaptada para se comparar os números de espécies obtidos aos números esperados com a diminuição da área dos fragmentos em relação à área do maior fragmento estudado (15,37 ha): $S_{ix} = (A_{ix} / A_{im})^z \cdot S_{im}$; onde S_{ix} é o número de espécies esperado no fragmento x, A_{ix} é a área do fragmento x, A_{im} é a área do maior fragmento estudado, z é uma constante que para aves é de 0,25 e S_{im} é o número de espécies encontradas no maior fragmento.

RESULTADOS

Foram registradas entre 45 e 75 espécies de aves florestais e de borda de mata nos fragmentos estudados (tabela 2, figura 1). Para todos os fragmentos em conjunto encontrou-se 90 espécies, agrupadas em 18 guildas tróficas (tabela 2). Os dois fragmentos menores apresentaram números de espécies encontradas abaixo do esperado (tabela 2).

Não houve diferença significativa no número de espécies de aves, quando comparado entre os fragmentos em conjunto ($\chi^2 = 10,85$; $P > 0,05$; n.s.). Quando os fragmentos foram analisados separadamente, houve diferença significativa no número de espécies de aves apenas em combinações envolvendo os fragmentos maiores com os menores (fragmentos 1 e 5: $\chi^2 = 5,06$ $P < 0,05$; fragmentos 1 e 6: $\chi^2 = 7,5$ $P < 0,01$; fragmentos 2 e 6: $\chi^2 = 5$ $P < 0,05$). O número de espécies de aves esteve positivamente correlacionado com o tamanho do fragmento ($r_s = 0,986$; $P < 0,02$; figura 2).

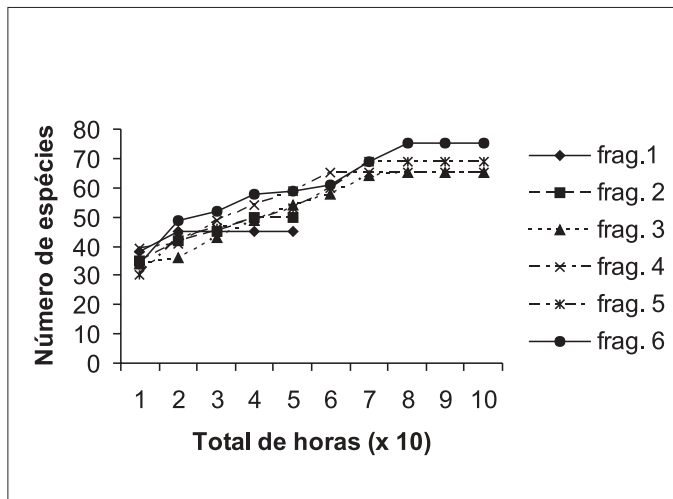


Figura 1. Curvas acumulativas do número de espécies de aves registradas para o total de horas de observação, para cada fragmento, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

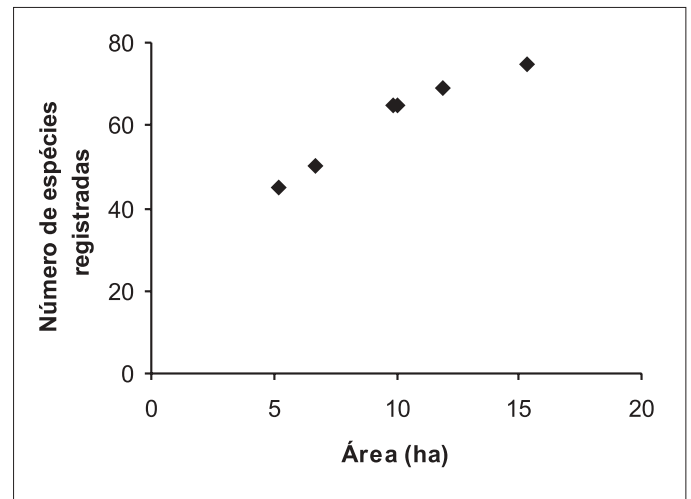


Figura 2. Relação entre o número de espécies de aves e a área dos fragmentos, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP ($y = 1,56 + 0,022x$; $t = 3,60$ g. 1. 4 $P < 0,05$).

Tabela 2. Espécies de aves registradas por fragmento, agrupadas em guildas, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP, com o total de indivíduos de aves encontrado a cada 100 horas de observação para cada fragmento. M = espécie migratória, ausente dos fragmentos na estação da seca, maio a julho. ND = espécie não indicadora de áreas florestais alteradas.

* = Espécies de aves que ocorreram nos 6 fragmentos e que apresentaram um aumento significativo na sua abundância relativa (χ^2 g. 1. 5 $P < 0,01$) com o aumento da área do fragmento.

Guilda trófica/Espécies	Total de indivíduos					
	1	2	3	4	5	6
Frugívoros do dossel						
<i>Columba cayennensis</i> ND	–	–	1	5	17	14
<i>Columba picazuro</i> *	8	4	4	8	24	24
<i>Ramphastos toco</i> ND	–	3	3	–	–	–
Onívoros do dossel						
<i>Camptostoma obsoletum</i> *	6	2	6	5	14	15
<i>Vireo olivaceus</i> M	–	3	2	8	12	9
<i>Dacnis cayana</i>	–	–	–	–	1	–
<i>Euphonia chlorotica</i>	4	4	2	3	6	7
<i>Nemosia pileata</i>	–	2	1	2	–	16
Onívoros da borda						
<i>Forpus xanthopterygius</i> *	4	3	4	4	57	25
<i>Pitangus sulphuratus</i> *	6	2	3	4	8	17
<i>Megarynchus pitangua</i>	8	2	1	–	–	1
<i>Myiozetetes similis</i>	–	–	2	–	3	–
<i>Myiodynastes maculatus</i> M *	2	2	1	7	7	7
<i>Empidonomus varius</i> M	–	–	1	1	2	3
<i>Elaenia flavogaster</i> *	8	10	3	9	12	22
<i>Turdus amaurochalinus</i> *	10	2	2	7	19	14
<i>Turdus leucomelas</i>	2	4	7	1	3	8
<i>Turdus rufiventris</i>	–	–	–	–	–	1
<i>Ramphocelus carbo</i> *	14	14	22	18	48	54
<i>Tachyphonus coronatus</i> ND	4	–	–	1	–	6
<i>Thlypopsis sordida</i> *	2	2	3	4	4	12

(cont.)

Tabela 2. (cont.)

Guilda trófica/Espécies	Total de indivíduos					
	1	2	3	4	5	6
<i>Tangara cayana</i> *	3	8	7	2	20	26
<i>Thraupis sayaca</i> *	10	8	17	5	31	42
<i>Saltator similis</i>	–	–	–	–	–	3
<i>Icterus cayanensis</i>	2	2	–	–	–	–
Frugívoros de solo						
<i>Crypturellus tataupa</i> ND	–	–	–	–	1	3
<i>Leptotila verreauxi</i> ND *	18	6	5	13	40	58
<i>Leptotila rufaxilla</i> ND	–	–	1	–	–	–
Carnívoros noturnos						
<i>Rhinoptynx clamator</i> ND	–	–	–	1	–	1
Carnívoros diurnos						
<i>Leptodon cayanensis</i> ND	–	2	–	1	–	–
<i>Buteo brachyurus</i> ND	–	–	–	–	1	–
<i>Rupornis magnirostris</i>	2	2	1	4	2	7
<i>Herpetotheres cachinnans</i> ND	–	–	1	–	–	7
Insetívoros de troncos e galhos						
<i>Picumnus albosquamatus</i> *	4	6	6	8	17	14
<i>Veniliornis passerinus</i> *	4	4	6	8	20	28
<i>Colaptes melanochloros</i>	4	2	1	2	2	5
<i>Dryocopus lineatus</i>	–	2	–	5	7	3
<i>Xenops rutilans</i> ND	–	–	1	–	2	1
Aves do sub-bosque predadoras de artrópodos grandes do solo						
<i>Taraba major</i> ND	–	2	–	1	1	2
<i>Lochmias nematura</i> ND	–	–	3	1	12	15
Aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos do solo						
<i>Synallaxis ruficapilla</i> ND	–	–	7	6	22	22
<i>Conopophaga lineata</i> ND *	4	2	3	9	14	18
<i>Basileuterus flaveolus</i> ND *	4	4	8	12	31	59
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> ND	–	–	–	5	28	44
Aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos da folhagem						
<i>Automolus leucophthalmus</i> ND	–	–	–	6	10	15
<i>Thamnophilus caeruleus</i> ND	–	8	4	6	29	42
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> ND	–	–	4	1	8	–
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> ND	–	–	3	2	9	8
<i>Lathrotriccus euleri</i> ND	–	–	7	3	22	25
<i>Basileuterus culicivorus</i> ND	–	–	–	–	–	1
<i>Basileuterus hypoleucus</i> ND *	10	5	14	17	55	111
Insetívoros de taquarais e emaranhados						
<i>Mackenziaena severa</i> ND	–	–	–	–	18	10
<i>Myiornis auricularis</i> ND	–	–	4	–	38	14
<i>Todirostrum poliocephalum</i> ND	–	–	5	16	24	16
Insetívoros do nível médio						
<i>Piaya cayana</i> *	4	6	6	10	16	17

(cont.)

Tabela 2. (cont.)

Guilda trófica/Espécies	Total de indivíduos					
	1	2	3	4	5	6
<i>Cranioleuca vulpina</i> ND	–	–	–	2	17	–
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> ND *	2	4	7	5	23	34
Insetívoros do dossel						
<i>Pachyramphus polychopterus</i> M ND* 6	6	2	3	1	9	24
<i>Pachyramphus validus</i> M ND	–	–	–	–	–	1
<i>Colonia colonus</i> ND	–	2	2	10	3	12
<i>Myiarchus swainsoni</i> M ND	–	–	–	3	12	2
<i>Cyclarhis gujanensis</i> *	2	6	8	18	48	75
<i>Parula pitiayumi</i> ND	–	–	1	–	–	–
<i>Conirostrum speciosum</i> ND *	8	2	16	9	30	28
Insetívoros da borda						
<i>Coccyzus melacoryphus</i> M ND	–	–	1	–	–	–
<i>Tapera naevia</i> *	2	2	1	10	15	12
<i>Synallaxis frontalis</i> ND *	3	4	6	9	20	35
<i>Synallaxis spixi</i> *	2	8	6	11	13	23
<i>Thamnophilus doliatus</i> *	18	14	13	13	22	39
<i>Myiarchus ferrox</i>	2	2	2	4	6	9
<i>Capsiempis flaveola</i> ND	–	–	–	3	9	4
<i>Myiophobus fasciatus</i>	4	6	6	7	5	6
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i> ND	–	–	4	5	8	11
<i>Serpophaga subcristata</i>	–	–	–	–	–	1
<i>Hemitriccus nidipendulus</i> ND	–	–	–	–	1	–
<i>Todirostrum cinereum</i> *	8	6	3	2	7	20
<i>Tyrannus melancholicus</i> M *	10	2	3	8	16	38
<i>Troglodytes musculus</i> *	6	4	7	11	22	23
<i>Hylophilus amaurocephalus</i> ND	–	–	–	–	4	7
Insetívoros aéreos						
<i>Ictinia plumbea</i> M ND	–	–	–	3	2	1
Insetívoros noturnos						
<i>Otus choliba</i>	2	–	–	–	–	2
<i>Nyctibius griseus</i>	3	–	–	–	–	1
<i>Nyctidromus albicollis</i>	2	3	1	–	4	9
Nectarívoras-insetívoras						
<i>Phaethornis pretrei</i> ND	4	2	4	7	6	12
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	4	2	2	2	5	5
<i>Amazilia lactea</i> *	4	2	2	10	21	21
<i>Amazilia versicolor</i> ND	–	–	1	–	–	–
<i>Coereba flaveola</i> *	4	3	7	8	29	29
Granívoros da borda						
<i>Arremon flavirostris</i> ND	–	–	1	2	–	3
<i>Coryphospingus cucullatus</i> ND	–	–	–	2	–	–
Total de indivíduos registrados a cada 100 horas de observação	243	204	289	394	1.074	1.357
Total de espécies esperadas	57	61	67	67	70	–

Houve diferença estatisticamente significativa no número total de indivíduos registrados a cada 100 horas por fragmento ($\chi^2 = 2044,8$; $P < 0,01$) e este total esteve correlacionado positivamente com o tamanho do fragmento ($r_s = 0,943$; $P < 0,05$; figura 3).

Levando-se em consideração as espécies que ocorreram em todos os fragmentos ($N = 39$), 31 destas, 79,5%, apresentaram abundância relativa significativamente maior nos fragmentos de maior área (tabela 2). Nenhuma espécie, das encontradas em todos os fragmentos, apresentou um aumento significativo na sua abundância relativa com o decréscimo da área.

Não houve diferença significativa no número de espécies por guildas tróficas quando comparado entre os fragmentos ($G = 39,20$ g. l. 85).

A análise do número de indivíduos registrados por guildas tróficas entre os fragmentos, revelou que a metade delas apresentou significativamente mais indivíduos no fragmento maior: os onívoros do dossel ($\chi^2 = 51,61$ g. l. 5 $P < 0,01$), onívoros da borda ($\chi^2 = 287,25$ g. l. 5 $P < 0,01$), os frugívoros de solo ($\chi^2 = 101,89$ g. l. 5 $P < 0,01$), os carnívoros diurnos ($\chi^2 = 24,62$ g. l. 5 $P < 0,01$), as aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos do solo ($\chi^2 = 312,35$ g. l. 5 $P < 0,01$), as aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos da folhagem ($\chi^2 = 433,68$ g. l. 5 $P < 0,01$), os insetívoros do dossel ($\chi^2 = 243,84$ g. l. 5 $P < 0,01$), os insetívoros da borda ($\chi^2 = 252,51$ g. l. 5 $P < 0,01$) e os insetívoros noturnos ($\chi^2 = 26,62$ g. l. 4 $P < 0,01$). Seis guildas tróficas apresentaram correlação positiva significativa entre o número de espécies por guilda e a área do fragmento: as aves do sub-bosque predadoras de artrópodos grandes do solo ($r_s = 0,93$; $P < 0,05$), as aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos do solo ($r_s = 0,93$; $P < 0,05$), as aves do sub-bosque predadoras de artrópodos pequenos da folhagem ($r_s = 0,94$; $P < 0,05$), os insetívoros de taquarais e emaranhados ($r_s = 0,91$; $P < 0,05$), os insetívoros do dossel ($r_s = 0,94$; $P < 0,05$) e os insetívoros da borda ($r_s = 0,95$; $P < 0,05$).

Agrupando-se todas as espécies onívoras, observa-se que elas aumentam em proporção nos menores fragmentos, sendo que o inverso ocorre com as insetívoras (figura 4).

As espécies indicadoras de áreas florestais alteradas foram, em relação ao total de espécies, proporcionalmente mais representadas nos fragmentos menores (figura 5), tendendo a diminuir proporcionalmente com o aumento da área do fragmento. Porém, entre as 31 espécies que ocorreram em todos os fragmentos e apresentaram abundância relativa significativamente maior nos fragmentos maiores, 23 (74%) são indicadoras de áreas florestais alteradas. A proporção de espécies não indicadoras de áreas florestais alteradas esteve positivamente correlacionada com o tamanho do fragmento ($r_s = 0,82$; $P < 0,10$), enquanto a proporção de espécies indicadoras não esteve significativamente correlacionada ($r_s = -0,78$).

O cálculo do índice de diversidade apontou o fragmento menor como sendo o de maior diversidade (tabelas 3 e 4). Os fragmentos menores apresentaram equitatividade menor em relação aos demais (tabela 3).

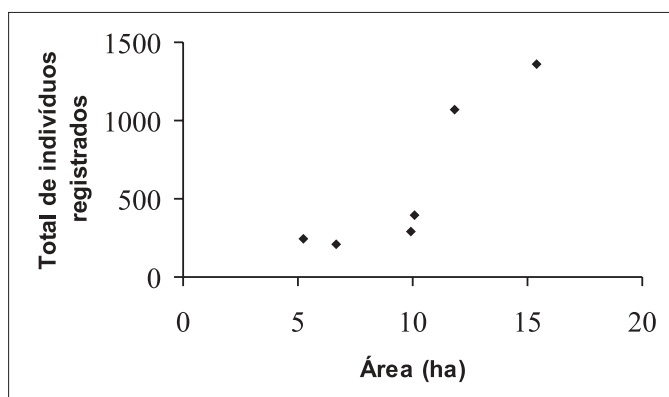


Figura 3. Relação entre o total de indivíduos registrados a cada 100 horas de observação e a área dos fragmentos, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP ($y = 1,09 + 1,80x$; $t = 3,16$ g. l. 4 $P < 0,05$).

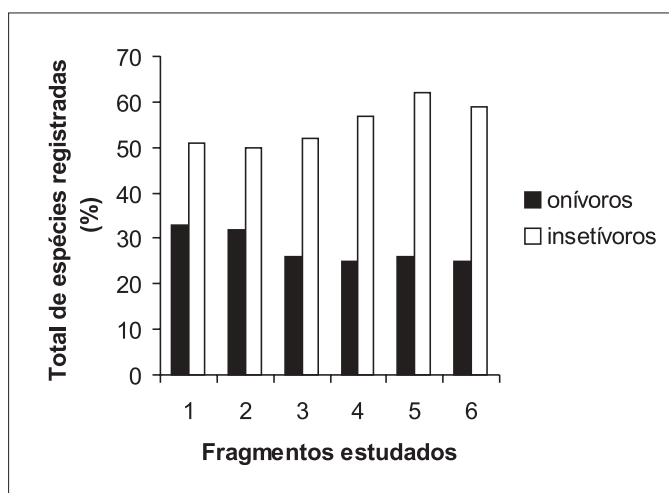


Figura 4. Proporção de espécies de aves onívoras e insetívoras em relação ao total de espécies de aves registrado, por fragmento florestal estudado nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

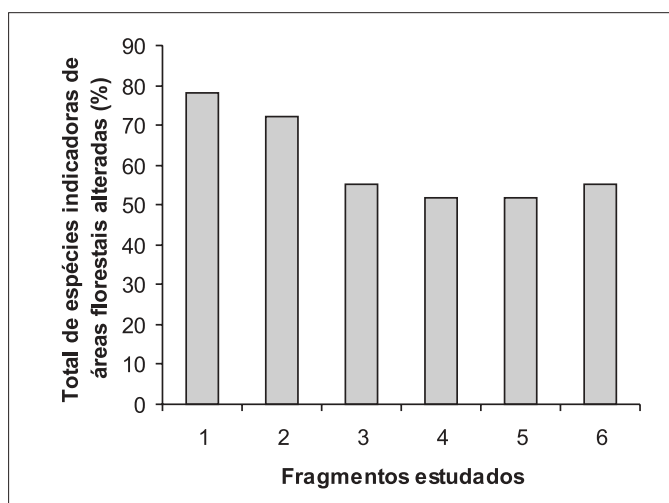


Figura 5. Proporção das espécies de aves consideradas indicadoras de áreas florestais alteradas, em relação ao total de espécies registrado nos fragmentos florestais estudados nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

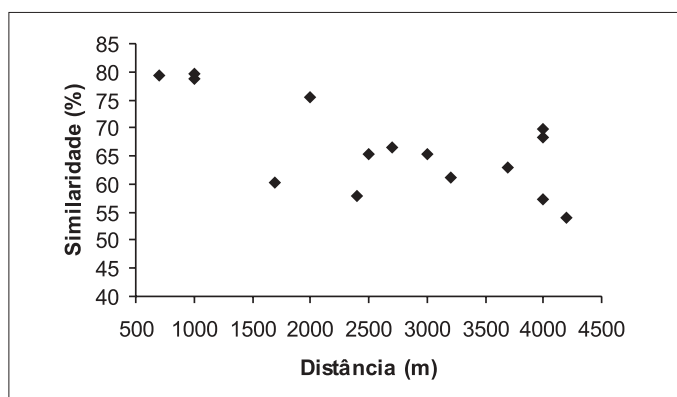


Figura 6. Grau de similaridade da avifauna entre os fragmentos em relação à distância entre os mesmos, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

O grau de similaridade na avifauna entre os fragmentos foi moderadamente alto, variando de 54,05 a 79,49% (tabela 4), e esteve negativamente correlacionado com a distância entre os fragmentos ($r_s = -0,563$; $P < 0,05$; figura 6). O tamanho dos fragmentos e a distância entre eles, em conjunto, influenciaram significativamente a similaridade da avifauna ($M^2 = 6,81$; $P < 0,01$).

DISCUSSÃO

Os fragmentos estudados são tão pequenos que provavelmente tanto a perda de hábitat quanto sua fragmentação foram fatores importantes que influenciaram a estrutura de suas comunidades de aves (como sugerido também por Christiansen e Pitter 1997). Mesmo com diferenças de área relativamente pequenas entre os fragmentos, ficou evidente a clássica relação positiva entre o número de espécies e o tamanho da área (MacArthur e Wilson 1967). Além do efeito do tamanho da área, a influência do grau de isolamento entre fragmentos na composição das comunidades evidenciada, tam-

Tabela 3. Índices de diversidade e equitatividade para as comunidades de aves dos fragmentos estudados, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP.

Fragmento	Diversidade	Equitatividade
1	3,96	0,72
2	3,63	0,68
3	3,71	0,89
4	3,88	0,93
5	3,67	0,87
6	3,71	0,85

bém era esperada devido ao alto grau de fragmentação da paisagem na região estudada (Andrén 1994, Ricklefs e Lovette 1999).

A riqueza de espécies e a composição da comunidade de aves podem potencialmente terem sido mais afetadas nos quatro fragmentos alongados do que nos dois fragmentos irregulares, pois fragmentos longos e estreitos estão mais sujeitos aos efeitos de borda, que degradam a vegetação e alteram os microclimas do fragmento (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). Devido à pequena área (5,20 e 6,70 ha), ao formato alongado e ao isolamento de fragmentos maiores, é provável que a degradação da vegetação nos fragmentos menores seja maior do que nos demais, podendo ser responsável pelos números de espécies encontradas mais baixos do que o esperado se somente o efeito área estivesse atuando. Deve-se levar em conta também, que fragmentos muito pequenos apresentam sua dinâmica de ecossistema dirigida predominantemente pelos efeitos de borda (Saunders *et al.* 1991). O alto índice de diversidade do fragmento menor deve-se à baixa abundância relativa das espécies registradas nele.

Tabela 4. Diferenças estatísticas dos índices de diversidade de aves (t) entre os fragmentos, nos bairros de Santana e Santa Olímpia, Piracicaba-SP e grau de similaridade (S) na avifauna entre os fragmentos, em porcentagem.

Frag.	Fragmento				
	1	2	3	4	5
2	t = 4,12* g.l. 104				
S	79,24				
3	t = 3,16 ° g.l. 97	n.s.			
S		61,29	65,22		
4	n.s.	t = 3,42* g.l. 291	t = 2,29 Φ g.l. 311		
S		57,14	66,67	69,74	
5	t = 26,70* g.l. 22	n.s.	n.s.	t = 4,2* g.l. 62	
S	54,05	63,01	68,35	78,67	
6	t = 44,24* g.l. 79	n.s.	n.s.	t = 2,26 Φ g.l. 38,6	n.s.
S	57,89	60,26	65,48	79,49	75,61

* $P < 0,001$ ° $P < 0,01$ Φ $P < 0,05$

Como argumentado por Aleixo (2001), a perda ou a persistência de espécies em fragmentos florestais não é apenas influenciada pelo tamanho da área florestal remanescente. Fatores como o tipo de paisagem circundante, o relevo, a hidrografia, a altitude, o grau de preservação da vegetação, a frequência de distúrbios (ex. incêndios), a prática de caça ou captura de animais, entre outros, determinam o número de espécies e a composição das comunidades em remanescentes florestais. Assim, quando observa-se espécie por espécie, nota-se que algumas delas somente foram registradas num único fragmento de tamanho intermediário, ex. *Leptotila rufaxilla* e *Dacnis cayana*, ou em dois ou três fragmentos sem um padrão definido de ocorrência que pudesse indicar a influência dos efeitos área ou isolamento, ex. *Tachyphonus coronatus* e *Nemosia pileata*. O conhecimento da autoecologia dessas espécies e uma análise abrangente da estrutura física, florística e de heterogeneidade estrutural da vegetação de cada fragmento, são necessários para a compreensão desses padrões.

Em relação às guildas tróficas, além da relação positiva entre o número de espécies de aves e o tamanho da área, observou-se que grupos associados ao interior da floresta, ex. predadores de artrópodos do solo, tendem a diminuir em riqueza ou mesmo a se extinguir localmente com a redução da área. Esses grupos são reconhecidos como suscetíveis aos efeitos negativos da fragmentação de habitats (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Christiansen e Pitter 1997, Anjos e Boçon 1999), principalmente por encontrarem dificuldade em se dispersar através de áreas de habitats não apropriados, em busca de condições adequadas à sua sobrevivência (Borges e Stouffer 1999, Sekercioglu *et al.* 2002).

O aumento na proporção de espécies onívoras com a diminuição da área dos fragmentos era esperado pois, a onivoria é a melhor estratégia alimentar para amortecer o impacto de flutuações nos suprimentos de recursos alimentares, que provavelmente é maior em fragmentos muito pequenos (Willis 1979, D'Angelo Neto *et al.* 1998).

Como notado por Aleixo (2001), a maior parte das espécies sobreviventes em fragmentos de floresta secundária é associada a ambientes relativamente perturbados. As espécies que conseguem sobreviver relativamente bem em fragmentos menores, além de serem capazes de se mover entre os fragmentos, exploram, muitas vezes, diferentes tipos de habitats, podendo incluir o próprio ambiente circundante (Gascon *et al.* 1999, Lens *et al.* 2002). Entretanto, deve-se levar em conta que o canavial, que circunda as áreas de estudo, é extremamente desfavorável à manutenção da grande maioria das espécies de aves. Pouquíssimas espécies conseguem obter recursos e se estabelecer neles, mesmo assim somente temporariamente antes de ocorrer o corte ou a queimada (Petit *et al.* 1999, Martin e Catterall 2001, Petit e Petit 2003). Além disso, a cultura da cana-de-açúcar é impactante nos ambientes adjacentes, através da poluição de cursos d'água e do solo com insumos agrícolas e, principalmente, através de incêndios e da poluição atmosférica causada pelas queimadas (Kirchhoff *et al.* 1991).

Apesar do ambiente circundante inóspito, é provável que a grande maioria das espécies de aves amostradas seja capaz de se dispersar entre os fragmentos (Willis 1979, Marini 1999). Portanto, pode ser que os números baixos de espécies de aves em fragmentos pequenos podem ser resultantes mais de extinção rápida do que de falha na imigração (Willis 1979, Pulliam 1988, Doherty e Grubb 2002). Assim, a correlação positiva entre o número de espécies de aves e a área do fragmento observada pode ser influenciada pela extinção dependente da área, relacionada a tamanhos populacionais pequenos (Ricklefs e Lovette 1999). Foi observado que mesmo espécies de áreas florestais alteradas, apresentaram uma diminuição na sua abundância relativa com a diminuição da área do fragmento.

Apesar dos fragmentos estudados manterem pouco da avifauna florestal original, eles são de grande importância localmente, pois representam o último reduto de biodiversidade florestal.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é resultado da minha dissertação de mestrado. Sou extremamente grata ao Prof. Dr. Edwin O. Willis pela sua orientação e aos Prof.(s) Dr.(s) Luís Fábio da Silveira e Nivar Gobbi pelas valiosas críticas e sugestões durante a defesa da dissertação. Agradeço aos Prof. (s) Dr. (s) Augusto Piratelli, Luiz dos Anjos e Marco Aurélio Pizo e dois revisores anônimos pelas valiosas críticas e sugestões recebidas. Agradeço ao Alexander Zamorano Antunes pela companhia durante a coleta de dados, sugestões e apoio. Sou grata à CAPES pela concessão do apoio financeiro, à Coordenadoria de Pós-Graduação em Ciências Biológicas área de Zoologia, à Seção de Pós-Graduação e ao Departamento de Zoologia da UNESP-Rio Claro, por todo apoio recebido. Agradeço à diretoria da Usina Costa Pinto – Grupo COSAN por autorizar a execução do trabalho em sua propriedade.

REFERÊNCIAS

- Aleixo, A. (2001) Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias, p. 199-206. *Em*: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Júnior, F. C. Straube, A. L. Roos (eds.) *Ornitologia e Conservação da Ciência às Estratégias*. Unisul.
- Aleixo, A. e J. M. E. Vielliard (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revta Bras. Zool.* 12:493-511.
- Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Anjos, L. dos. (2001a) Bird communities in five Atlantic forest fragments in Southern Brazil. *Orn. Neotr.* 12:11-27.
- (2001b) Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. p. 17-37. *Rm*: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Júnior, F. C. Straube, A. L. Roos (eds.) *Ornitologia e Conservação da Ciência às Estratégias*. Unisul.
- Anjos, L. dos. e R. Boçon (1999) Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bull.* 111:397-414.
- Borges, S. H. e P. C. Stouffer, (1999) Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. *Condor* 101:529-536.
- Brooks, T. M.; S. L. Pimm e J. O. Oyugi (1999) Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13:1140-1150.

- Christiansen, M. B. e E. Pitter (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80:23-32.
- D'Angelo Neto, S. ; N. Venturin, A. T. de Oliveira Filho e F. A. F. Costa (1998) Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFLA. *Rev. Brasil. Biol.* 58: 463-472.
- Doherty, P. F. e T. C. Grubb (2002) Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology* 83:844-857.
- Gascon, C.; T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard Jr., J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher e S. Borges (1999) Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* 91:223-229.
- IBGE (1992) Manual técnico da vegetação brasileira. *IBGE*.
- Kirchhoff, V. W. J. H.; V. A. Marinho, P. L. S. Dias, E. B. Pereira, R. Calheiros, R. André e C. Volpe (1991) Enhancements of CO and O₃ from burnings in sugar-cane fields. *J. Atmos. Chem.* 12:87-102.
- Laurance, W. F.; T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance e E. Sampaio (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16:605-618.
- Lens, L.; S. Van Dongen, K. Norris, M. Githiru e E. Matthysen (2002) Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298: 1236-1238.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Magurran, A. E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press.
- Marini, M. A. (1999) Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais, p. 41-54. *Em: M. A. S. Alves, J. M. C. da Silva, M. Van Sluys, H. G. Bergallo, C. F. D. Rocha (orgs.) A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: UERJ.
- Martin, T. G. e C. P. Cattarral (2001) Do fragmented coastal heathlands have habitat value to birds in Eastern Australia? *Wildlife Res.* 28: 17-31.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10:58-62.
- Parker III, T. A.; D. F. Stotz e J. W. Fitzpatrick (1996) Ecological and distributional databases. p. 115-417. *Em: D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, D. K. Moskovits. Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago: University of Chicago.
- Petit, L. J. e D. R. Petit (2003) Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conserv. Biol.* 17:687-694.
- Petit, L. J. ; D. R. Petit, D. G. Christian e H. D. W. Powell (1999) Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecography* 22:292-304.
- Pulliam, H. R. (1988) Sources, sinks, and population dynamics. *Am. Nat.* 132:652-661.
- Remsen Jr., J. V. (1994) Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111:225-227.
- Ricklefs, R. E. e I. J. Lovette (1999) The roles of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *J. Animal Ecology* 68:1142-1160.
- Rodewald, A. D. (2003) The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Soc. B.* 31:586-592.
- Rodrigues, R. R. (1999) A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. *Circular Técnica do IPEF* 189:1-14.
- Saunders, D. A.; R. J. Hobbs e C. R. Margules (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Sekercioglu, C. H.; P. R. Ehrlich, G. C. Daily, D. Aygen, D. Goehring e R. F. Sandy (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 99:263-267.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.
- Turner, I. M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33:200-209.
- Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avuls. Zool. S. Paulo* 33:1-25.
- Willis, E. O. e Y. Oniki (2002) Birds of a Central São Paulo Woodlot: 1. Censuses 1982-2000. *Braz. J. Biol.* 62:197-210.

BRANCA