

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

HUILQUER FRANCISCO VOGEL

**Influência de diferentes métodos de restauração ecológica sobre a
assembleia de aves em agroecossistema subtropical no Brasil**

Maringá
2014

HUILQUER FRANCISCO VOGEL

Influência de diferentes métodos de restauração ecológica sobre a assembleia de aves em agroecossistema subtropical no Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Dr. João Batista Campos

Maringá
2014

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM, Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

V878i Vogel, HUILQUER FRANCISCO, 1985-
Influência de diferentes métodos de restauração ecológica sobre a assembleia de aves em agroecossistema subtropical no Brasil / HUILQUER FRANCISCO VOGEL. -- Maringá, 2014. 92 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Dr. João Batista Campos.

1. Florestas subtropicais - Sucessão ecológica - Mata Atlântica - Paraná (Estado). 2. Florestas subtropicais - *Habitat* (Melhorias). 3. Ecologia da restauração. 4. Sucessão ecológica - Aves neotropicais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.3418098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

HUILQUER FRANCISCO VOGEL

Influência de diferentes métodos de restauração ecológica sobre a assembleia de aves em agroecossistema subtropical no Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. João Batista Campos
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos- SEMA-PR/ Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Henrique Ortêncio Filho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Jairo José Zocche
Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC)

Prof. Dr. Marcelo Galeazzi Caxambú
Universidade Tecnológica Federal do Paraná(UTFPR)

Aprovado em: 29 de Julho de 2014.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho aos meus familiares
e amigos, em especial minha esposa
Joana.

AGRADECIMENTOS

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA-UEM).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Ao Conselho Nacional de Pesquisas (CNPq).

À Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTF-PR-DV).

Ao orientador Dr. João Batista Campos.

Ao Prof. Dr Cláudio Henrique Zawadzki.

Ao Prof. Dr. Fernando Campanha Bechara.

Ao Prof. Dr. Henrique Ortêncio Filho.

Ao Prof. Dr. Jairo José Zocche.

Ao Prof. Dr. Luciano Farinha Watzlawick.

Ao Prof. Dr. Marcelo Galeazzi Caxambú.

A Douglas Colaço e família.

A Elton Celton Oliveira & Nédia de Castilhos Ghisi.

A Gilmar Poser Brizola e família.

A Paulo Gabriel Caleffi Guilhermeti.

“Ferroadas de vespas e espinhos dos
arbustos nas frias manhãs de inverno.
Entre caronas e bilhetes de passagens. O
sentimento de gratidão pela hospedagem
na casa de amigos. A vida ensina:
Doutorado é basicamente uma lição de
dedicação, esforço e humildade”.

Huilquer Francisco Vogel

Influência de diferentes métodos de restauração ecológica sobre a assembleia de aves em agroecossistema subtropical no Brasil

RESUMO

A restauração ecológica possibilita a manipulação da complexidade e heterogeneidade da paisagem, que são determinantes para a estruturação de comunidades animais. Neste sentido, foram avaliados parâmetros de diversidade da assembleia de aves em parcelas experimentais sob três técnicas de restauração ecológica: nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantação de alta diversidade (HD). Foi testada a hipótese de que poleiros artificiais utilizados na restauração ecológica são determinantes em promover aumento da riqueza e diversidade de aves em parcelas restauradas por meio da nucleação. Adicionalmente, foi investigada a capacidade das diferentes técnicas de restauração para a atração da avifauna ocorrente em uma área florestal nas proximidades do experimento. Testou-se a hipótese de que a estrutura da assembleia de aves em poleiros artificiais é afetada pela variação sazonal. Os estudos foram feitos com base em dados provenientes de 12 parcelas experimentais implantadas em um agroecossistema subtropical que está sendo restaurado no sudoeste do estado do Paraná, Brasil. As análises estatísticas utilizadas foram basicamente ANOVA, para comparar parâmetros que compõem a diversidade. Além disso, a descrição da estrutura e composição da assembleia de aves foi feita por meio de testes específicos utilizados em estudos de biodiversidade. Foi observado que a maior riqueza de aves ocorre no tratamento restaurado por meio das técnicas de nucleação ($49 \pm 2,45$ DP espécies) e a menor riqueza ocorreu no tratamento HD ($37 \pm 3,14$ DP espécies), com um padrão estatístico semelhante para abundância e diversidade (NC > PR > HD). O padrão funcional da nucleação demonstra evidências de que o método responde favoravelmente às hipóteses do equilíbrio dinâmico, heterogeneidade e complexidade da paisagem. Conforme os dados, quando são desconsiderados os resultados obtidos exclusivamente nos poleiros artificiais, o padrão dos componentes de diversidade de aves na nucleação aplicada não difere do observado na restauração passiva. Na plantação de alta diversidade se obteve a maior similaridade na riqueza e diversidade avifaunística entre os procedimentos de restauração com relação ao ambiente florestal próximo, demonstrando evidência de que pode ter maior potencial conservacionista em médio prazo. Dados provenientes dos poleiros artificiais demonstraram que os mesmos foram inefetivos para atrair aves frugívoras, reforçando que a dispersão de sementes tende a ser efetuada principalmente por insetívoros e onívoros generalistas em agroecossistemas subtropicais, onde a riqueza da assembleia dispersora pode ser afetada pela variação sazonal.

Palavras-chave: Florestas subtropicais. Mata Atlântica. Ecologia da restauração. Sucessão ecológica. Aves neotropicais.

Influence of different methods of ecological restoration on the bird assemblage of a subtropical agroecosystem in Brazil

ABSTRACT

Ecological restoration allows manipulation of the complexity and heterogeneity of the landscape, which are decisive for the structuring of animal communities. In this sense, in the first study, diversity parameters of the bird assemblage were evaluated in experimental plots using three ecological restoration techniques: nucleation (NC), passive restoration (PR) and high diversity planting (HD). We tested the hypothesis that artificial perches used in ecological restoration are crucial for promoting increased richness and diversity of birds in plots restored through nucleation. In addition, we investigated the ability of different restoration techniques to attract birds occurring in nearby forest experiment. In the third chapter, we tested the hypothesis that the structure of the bird assemblage using artificial perches for birds is affected by seasonal variation. Were based on data from 12 experimental plots established in a subtropical agroecosystem being restored in the southwestern state of Paraná, Brazil. Mostly ANOVA was used to compare parameters that make up the diversity. Moreover, the description of the structure and composition of the bird assemblage was done by means of specific tests used in biodiversity studies. In the first chapter, the greatest richness of birds occurs through nucleation (49 ± 2.45 SD species) and the lowest richness occurred in the HD treatment (37 ± 3.14 SD species), with a similar statistical pattern for abundance and diversity ($NC > PR > HD$). The functional pattern of nucleation shows that the method responds favorably to cases of dynamic equilibrium, heterogeneity and complexity of the landscape. However, when the results obtained solely from artificial perches are disregarded, the pattern of the components of bird's diversity in the applied nucleation does not differ from that of the passive restoration. High diversity planting had the highest similarity the richness and diversity of avifauna between restoration procedures as regards to the nearby forest, demonstrating that it may have greater medium-term conservation potential. Data from the artificial perches showed that they were ineffective in attracting frugivorous birds, reinforcing that seed dispersal tends to be done primarily by insectivores and generalist omnivores in subtropical agroecosystems, where the richness of the disperser assemblage can be affected by seasonal variation.

Keywords: Subtropical forests. Mata Atlântica. Restoration ecology. Ecological succession. Neotropical birds.

Tese elaborada conforme as normas da
publicação científica *Biota Neotropica*.
Disponível em:
<http://www.biotaneotropica.org.br/v14n1/pt/instruction>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS.....	13
2 AVES EM HABITATS RECÉM-RESTAURADOS NO SUL DO BRASIL: RESTAURAÇÃO PASSIVA, NUCLEAÇÃO E PLANTAÇÃO DE ALTADIVERSIDADE.....	15
RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	15
2.1 INTRODUÇÃO.....	16
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
2.2.1 Área de estudo.....	17
2.2.2 Desenho experimental.....	18
2.2.3 Técnicas de restauração ecológica utilizadas.....	18
2.2.4 Coleta de dados.....	21
2.2.5 Análise de dados.....	22
2.3 RESULTADOS.....	23
2.4 DISCUSSÃO.....	27
AGRADECIMENTOS.....	30
REFERÊNCIAS.....	31
APÊNDICE 1.....	38
APÊNDICE 2.....	39
3 POLEIROS ARTIFICIAIS PARA ATRAIR AVES NA NUCLEAÇÃO <i>VERSUS</i> RESTAURAÇÃO PASSIVA, PLANTAÇÃO DE ALTA DIVERSIDADE E AMBIENTE FLORESTAL, NO SUL DO BRASIL.....	40
RESUMO.....	40
ABSTRACT.....	40
3.1 INTRODUÇÃO.....	41
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3.2.1 Área de estudo	42
3.2.2 Desenho experimental.....	43
3.2.3 Técnicas de restauração ecológica utilizadas.....	44
3.2.4 Coleta de dados.....	47
3.2.5 Análise de dados.....	48
3.3 RESULTADOS.....	49
3.4 DISCUSSÃO.....	55
AGRADECIMENTOS.....	58
REFERÊNCIAS.....	59
APÊNDICE 1.....	66
4 AVES EM POLEIROS ARTIFICIAIS: SUBSÍDIOS PARA A NUCLEAÇÃO	

EM AGROECOSSISTEMA SUBTROPICAL DO BRASIL.....	70
RESUMO.....	70
ABSTRACT.....	70
4.1 INTRODUÇÃO.....	71
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	72
4.2.1 Área de estudo	72
4.2.2 Técnicas de Nucleação.....	72
4.2.3 Coleta de dados.....	74
4.2.4 Análise de dados.....	74
4.3 RESULTADOS.....	75
4.4 DISCUSSÃO.....	77
AGRADECIMENTOS.....	79
REFERÊNCIAS.....	80
APÊNDICE 1.....	85
5 CONCLUSÕES GERAIS.....	87
REFERÊNCIAS.....	88
ANEXO 1.....	90
REFERÊNCIAS.....	92

1 INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente existe um debate teórico que visa estimular novas estratégias de restauração ecológica, principalmente, àquelas com ênfase na recuperação das relações ecológicas, capazes de proporcionar maior estabilidade em habitats recém-restaurados (Holl et al. 2003, Rey-Benayas et al. 2008). Muitas das novas abordagens estão baseadas na criação de núcleos de vegetação ou nucleação (Corbin & Holl 2012), princípio que facilita o estabelecimento de espécies de plantas e animais por meio do princípio da facilitação (Yarranton & Morrison 1974, Zahawi et al. 2013).

No Brasil, existem algumas correntes científicas (e filosóficas) de restauração ecológica, entre as quais se destacam os estudos desenvolvidos pelo doutor Ademir Reis e seus colaboradores (Laboratório de Restauração Ambiental Sistêmica, Universidade Federal de Santa Catarina). Esta é a corrente biocêntrica de restauração; visa à utilização conjunta de várias técnicas de restauração (*sensu* Reis et al. 2003, 2007, 2010). Uma das técnicas para atingir a nucleação é a utilização de poleiros artificiais (Verdu & Garcia-Fayos 1996), os quais atuam diminuindo uma das maiores limitações na restauração de ambientes degradados: a chegada de sementes, efetuada por intermédio das aves dispersoras (Pizo 2004, Pejchar et al. 2008). Neste sentido, poleiros funcionam atraindo aves que, ao permanecerem tempo suficiente, defecam ou regurgitam sementes ingeridas em ambientes florestais para um local específico (Shiels & Walker 2003, Sheldon & Nadkarni 2013).

Uma segunda abordagem científica está baseada em sistemas de plantação de alta diversidade (Gonçalves et al. 2005, Gandolfi et al. 2007, Rodrigues et al. 2009, 2011). Estes sistemas visam intercalar o plantio de espécies arbóreas pioneiras com plantas secundárias e clímaxes, deste modo, este sistema pode acelerar a sucessão ecológica, pois saltam os momentos iniciais do processo de sucessão, caracterizados por aumento de gramíneas e lianas. Estudos pioneiros neste sentido vêm sendo desenvolvidos pelo doutor Ricardo R. Rodrigues e seus colaboradores (Laboratório de Ecologia e Restauração Ecológica, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz).

Embora existam evidências de que a restauração passiva pode ser suficiente para reestruturar o habitat, este processo de sucessão natural é limitado pela capacidade de resiliência do habitat (Shono et al. 2007, Rey-Banayas et al. 2008). No atual estado da arte, torna-se necessário compreender como ocorre a ocupação de habitats restaurados pela fauna, pois animais são fundamentais em processos de estruturação de comunidades vegetais (Jordan III et al. 2003, Van-Andel & Aronson 2012). Contudo, estudos na região neotropical com relação aos efeitos da restauração do ambiente sobre comunidades animais ainda são discretos e pontuais, destacando-se estudos pioneiros conduzidos pelo grupo coordenado pela professora doutora Karen Holl (*Chair of the Environmental Studies Department at the University of California, Santa Cruz*).

Em específico para o bioma Mata Atlântica, já existem estudos disponíveis sobre a utilização da fauna como vetores da restauração ambiental (Pillatt et al. 2010, Vicente et al. 2010). Embora estimativas atuais sugiram que exista um aumento gradativo da cobertura florestal secundária da Mata Atlântica, 80% dos fragmentos florestais são menores que 50 hectares, e 88% dos remanescentes estão envoltos por matriz agrícola, que isola e cria uma série de pequenos fragmentos, causando grande efeito de borda (Ribeiro et al. 2009, Tabarelli et al. 2010). Neste sentido, a estrutura da paisagem pode limitar o número

de aves dispersoras capazes de utilizar poleiros, visto que fragmentos florestais desestruturados não suportam espécies frugívoras especializadas (Pizo 2007, Gomes et al. 2008).

Assim, visando fornecer subsídios para compreender o efeito de diferentes técnicas de restauração ecológica e o papel de poleiros artificiais sobre a assembleia de aves, sobretudo durante os primeiros momentos do processo de sucessão ecológica, em uma paisagem subtropical da Mata Atlântica, estado do Paraná, Brasil, nesta tese, são apresentados estudos que versam sobre: 1) assembleias de aves em habitats recém-restaurados sob restauração passiva, nucleação e plantação de alta diversidade; 2) o papel de poleiros artificiais para atrair aves em parcelas restauradas por técnicas de nucleação, comparando com a avifauna em áreas sob restauração passiva, plantação de alta diversidade e ambiente florestal, e 3) interpretação de características biológicas e comportamentais de aves que ocorrem em poleiros artificiais como subsídios para a nucleação em agroecossistema subtropical.

REFERÊNCIAS

- CORBIN, J.D., & HOLL, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265(1): 37–46.
- GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R. & MARTINS, S.V., 2007. Theoretical bases of the forest ecological restoration, in: Rodrigues. In: Martins, R.R., Gandolfi, S.V. (Eds.), High diversity forest restoration in degraded areas. Nova Science Publishers, New York, pp. 27–60.
- GOMES, L. G.G., OOSTRA, V., NIJMAN, V. LEEF, A.M. & KAPPELLE, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in atropical cloud forest. *Biological Conservation* 141: 860–871.
- GONÇALVES, R.M.G., GIANNOTTI, E., GIANNOTTI, J.D.G. & SILVA, A.A. 2005. Aplicação de modelo de Revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da Microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. *Revista do Instituto Florestal* 17(1): 73–95.
- HOLL, K.D., CRONE, E.E., SCHULTZ, C.B. 2003. Landscape Restoration: Moving from Generalities to Methodologies. *BioScience* 53(5): 491-502.
- JORDAN III, W.R., GILPIN, M.E. & ABER, J.D. 2003. Restoration ecology: A synthetic approach to ecological restoration. Cambridge University Press, Cambridge.
- PEJCHAR, L., PRINGLE, R.M., RANGANATHAN, J., ZOOKB, J.R., DURAN, G., OVIEDO, F. & DAILY, G. C. 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 141: 536-544.
- PILLATT, N., PILLATT, N., FRANCO, E.T.H.F. & COELHO, G.C. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Brazilian Journal of Biosciences* 8(3):246–252.
- PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15(suppl.): 117–126.
- PIZO, M.A. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In *Seed dispersal - theory and its application in a changing world* (A.J. Dennis, E.W. Schupp, E.W. Green & D.A. Westcott ed.). Oxford shire, UK: CAB International, Oxford, p. 615–627.
- REIS, A., BECHARA, F.C., ESPÍNDOLA, M. B., VIEIRA N.K. & SOUSA, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1: 28-36.

- REIS, A., BECHARA, F.C. & TRES, D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67(2): 244–250.
- REIS, A.; TRES, D.R. & SCARIOT, E.C. 2007. Restauração da Floresta Ombrófila Mista através de sucessão natural. *Pesquisa Florestal Brasileira* 55(2): 67–73.
- REY-BENAYAS, J.M., BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329–336.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, AM. C. PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 14(2): 1141–1153.
- RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142(6): 1242–1251.
- RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., NAVE, A.G., ARONSON, J., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y. & BRANCALION, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1605–1613.
- SHELDON, K.S., NADKARNI, N.M. 2013. The use of pasture trees by birds in a tropical montane landscape in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 29(5):459–462. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467413000503>
- SHIELS, A.B. & WALKER, L.R. 2003. Birds Perches Increase Forest Seeds on Puerto. *Restoration Ecology* 11: 457–465.
- SHONO, K., CADAWENG, E.A. & DURST, P.B. 2007. Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620–626.
- TABARELLI, M. et al. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 43(10): 2328–2340.
- VAN-ANDEL, J. & ARONSON, J. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Science, Oxford.
- VERDU, M. & GARCIA-FAYOS, P. 1996. Nucleation Processes in a Mediterranean Birds-Dispersed Plant. *Functional Ecology* 10(2): 275–280.
- VICENTE, R., MARTINS, R., ZOCHE, J.J. & HARTE-MARQUES, B. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Brazilian Journal of Biosciencias* 8(1):14–23.
- YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. 1974. Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. *The Journal of Ecology* 62(2): 417–428. <http://dx.doi.org/10.2307/2258988>
- ZAHAWI, R.A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J. & REID, J. L. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 51(1):88–96.

2 AVES EM HABITATS RECÉM-RESTAURADOS NO SUL DO BRASIL: RESTAURAÇÃO PASSIVA, NUCLEAÇÃO E PLANTAÇÃO DE ALTA DIVERSIDADE

Resumo: A restauração ecológica permite a manipulação da complexidade e heterogeneidade da paisagem, que são determinantes para a estruturação de comunidades animais. Neste sentido, foram avaliados parâmetros de diversidade da assembleia de aves em parcelas sob três técnicas de restauração ecológica no Sul do Brasil: nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantação de alta diversidade (HD). Os parâmetros de riqueza, abundância e diversidade foram comparados por meio de ANOVA em arranjo fatorial (três tratamentos x quatro estações com seis amostragens por estação), além da descrição da estrutura e composição da avifauna. A maior riqueza observada foi constatada para a nucleação ($49 \pm 2,45$ espécies) e a menor riqueza ocorreu no tratamento HD ($37 \pm 3,14$ espécies) com um padrão estatístico semelhante para abundância e diversidade (NC > PR > HD). O padrão funcional demonstra evidências de que a nucleação responde favoravelmente às hipóteses do equilíbrio dinâmico, heterogeneidade e complexidade da paisagem, sendo estes os prováveis mecanismos que influenciam principalmente na riqueza da assembleia. Devido à presença de espécies exclusivas a cada um dos tratamentos, recomenda-se a aplicação conjunta das técnicas para maximizar o número de *habitats* e interações com a avifauna.

Palavras chave: *floresta subtropical, restauração ecológica, sucessão ecológica de aves.*

BIRDS ON RECENTLY RESTORED HABITATS IN SOUTHERN BRAZIL: PASSIVE RESTORATION, APPLIED NUCLEATION AND PLANTING OF HIGH DIVERSITY

Abstract: Ecological restoration allows handling the complexity and heterogeneity of the landscape, which are decisive for the structuring of animal communities. In this sense, parameters of diversity were evaluated on the bird assemblage in three restoration techniques in southern Brazil: nucleation (NC), passive restoration (PR) and planting of high diversity (HD). We compared the parameters of richness, abundance and diversity by ANOVA factorial design (three treatments x four seasons with six samples per station), beyond the description of the structure and composition of the bird assemblage. The highest observed richness was observed for nucleation (49 ± 2.45 SD species) and the lowest richness occurred in the HD treatment (37 ± 3.14 SD species) with a similar statistical pattern for abundance and diversity (NC > PR > HD). The functional pattern of the nucleation show evidences that the method responds favorably to the hypothesis of dynamic equilibrium, heterogeneity and complexity of the landscape, which are the probable mechanisms that influence primarily in the richness of the bird assemblage. Due to the presence of exclusive treatments to each species, the joint application of techniques is recommended to maximize the number of habitats and interactions with birdlife.

Keywords: *subtropical forest, ecological restoration, ecological bird's succession.*

2.1 INTRODUÇÃO

A ampliação de áreas agrícolas e urbanas está eliminando a maioria dos remanescentes de florestas tropicais e subtropicais do mundo (Houghton 1994, Rey-Benayas et al. 2008). Desmatamentos influenciam em mudanças globais que afetam a biodiversidade, causando alterações na ciclagem do carbono, aumento da erosão e falta da conectividade entre *habitats* (Foley et al. 2005). Neste sentido, torna-se iminente a necessidade de recuperar e restaurar biótopos de ecossistemas terrestres (Holl et al. 2003, Van-Andel & Aronson 2012). Muitos esforços estão sendo conduzidos em escala global para restaurar diversos ambientes, tornando-os similares àqueles pouco alterados (Shono et al. 2007, Chazdon 2008). A necessidade de se buscar características naturais nos processos de revegetação é um fator extremamente importante, pois pouco é conhecido sobre a complexa rede de interações que mantém a estabilidade em ecossistemas tropicais e subtropicais (May 1974), e a diversidade funcional das espécies (Sekercioglu 2006, Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros 2012).

Desta forma, a mensuração da eficiência da restauração pode ser obtida por meio do valor ambiental proporcionado para a fauna, sobretudo para aquelas espécies dependentes da qualidade da vegetação, com ênfase especial nas aves (Munro et al. 2011, Catterall et al. 2012, Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros 2012). Aves são preferencialmente utilizadas para avaliar a efetividade de áreas restauradas em função da mobilidade e rapidez com que colonizam novos ambientes, da capacidade de conectar *habitats* através da dispersão de sementes, e da manutenção do fluxo gênico entre as populações de plantas (Campos et al. 2012, Cavallero et al. 2013).

Ressalta-se que, independente da técnica de restauração florestal utilizada, ecossistemas restaurados sob diferentes procedimentos podem convergir gradualmente para um ecossistema característico da flora regional, devido à tendência ao clímax florestal (Clements 1936, Shono et al. 2007). Entretanto, isso não é um padrão tão óbvio, principalmente em função da estocasticidade e aleatoriedade proporcionada por vetores ambientais, que tendem a incrementar a riqueza florística do *habitat* (Rey-Benayas et al. 2008, Lundeberg & Moberg 2003). Todavia, os momentos iniciais da implantação dos métodos de restauração podem ser fundamentais para direcionar os futuros rumos dos processos sucessionais (Gandolfi et al. 2007, Chazdon 2008, Reis et al. 2010).

A partir deste contexto, a restauração que utiliza processos naturais pode ser uma importante alternativa, pois mantém interdependências com a fauna, proporcionando maiores oportunidades de preservação das complexas relações que estruturam cada fase dos processos sucessionais (Reis et al. 2010, Corbin & Holl 2012). Entretanto, a restauração passiva só é possível se a capacidade de resiliência do ambiente for elevada e se vetores naturais que promovem a dispersão de sementes ainda estiverem disponíveis nas adjacências (Reis et al. 2003, Lundeberg & Moberg 2003).

Entre as diversas técnicas de restauração ativa, aquela feita por meio de plantio de espécies arbóreas é a mais utilizada e pode proporcionar grande diversidade e riqueza florística em longo prazo (Rey-Benayas et al. 2010, Corbin & Holl 2012). Mais recentemente, técnicas de nucleação estão sendo melhor estudadas para a restauração ecológica (Reis et al. 2007). Estas técnicas podem proporcionar ampla complexidade estrutural por sua própria configuração espacial e inserção de elementos estruturais na paisagem, tais como poleiros artificiais, plantio de mudas em núcleos, etc. (Reis et al. 2003, Reis et al.

2010). Entretanto, este método ainda precisa ser melhor testado (Corbin & Holl 2012). Deste modo, baseado na premissa de que a complexidade e heterogeneidade possuem relações diretas com a criação de nichos, foram comparadas diferentes técnicas de restauração – nucleação aplicada, restauração passiva e plantação de alta diversidade – e os seus efeitos sobre os parâmetros de riqueza, abundância e diversidade de aves, além da descrição da estrutura da assembleia de aves e avaliação do grau de preferências individuais das espécies pelos tratamentos experimentais.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, no município de Dois Vizinhos, estado do Paraná, Brasil (Figura 1). A área experimental encontra-se distante, aproximadamente, 50 m de um curso hídrico local. A região ocorre na transição entre o clima tropical e subtropical [*Cfa* e *Cfb* de Köppen] com predominância do clima *Cfa* (clima temperado úmido e verão quente), com temperatura média de 20 °C. A precipitação anual está entre 1.800 e 2.000 mm. A vegetação é um ecótono entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, com altitude em torno de 500m e predominância de solos da classe Latossolos (Bw), geralmente profundos. A área utilizada para a implantação dos experimentos foi historicamente utilizada em sucessivos plantios. De 1993 a 2005, a área foi utilizada durante o inverno para o cultivo de aveia e trigo. Durante o verão, comumente, era cultivado feijão, milho e soja. De 2006 a 2008, a área foi utilizada como pastagem, sendo povoada com espécies forrageiras *Cynodon nlemfuensis* Vanderyst, *Megathyrus maximus* Jacq e *Urochloa decumbens* Stapf. Em 2010, o local voltou a ser usado com culturas anuais até a última colheita, realizada em outubro do mesmo ano.

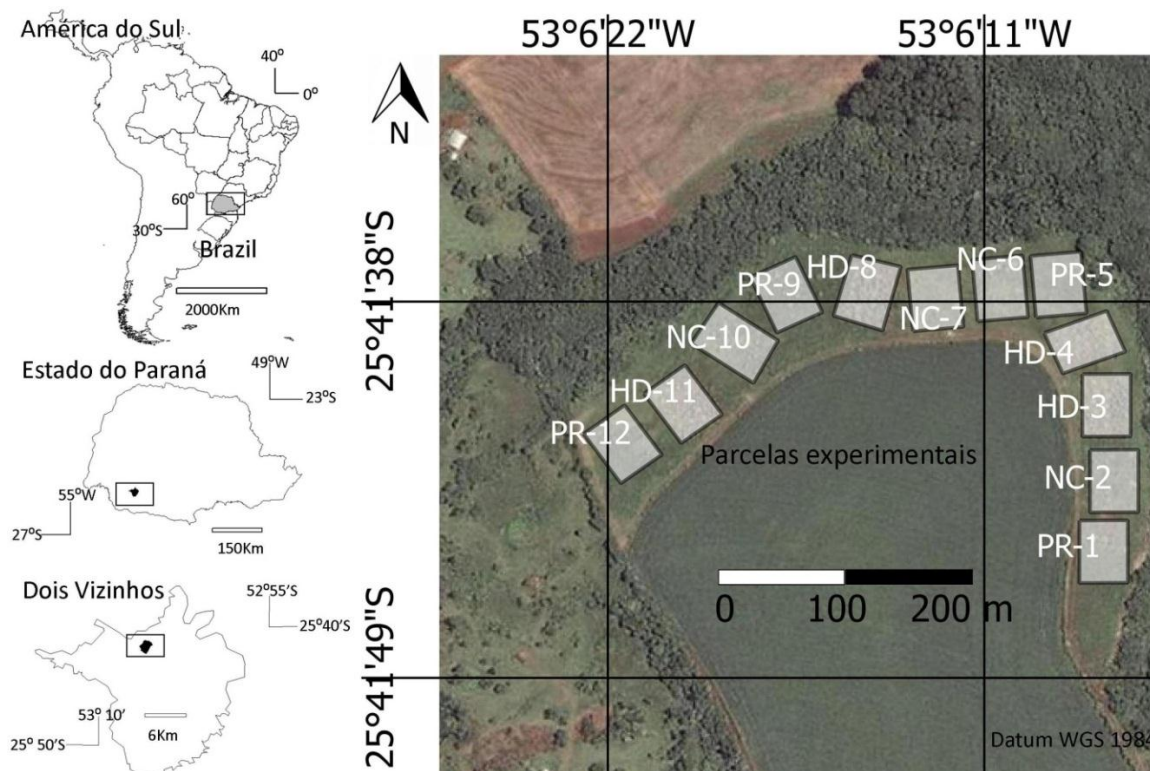


Figura 1. Mapa indicando a localização da área de estudo e disposição de parcelas experimentais, onde: nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantio de alta diversidade (HD).

2.2.2 Desenho experimental

O experimento foi delineado com 12 parcelas de 40 x 54 m, distribuídas ao acaso (Figura 1). Cada tratamento contou com quatro pseudoréplicas, totalizando 8.640 m² ou 0,86 hectares, para os seguintes tratamentos: técnicas de nucleação (NC); restauração passiva (PR); e plantio de alta diversidade (HD, uma metodologia de restauração ativa). As parcelas foram dispostas mantendo-se uma distância de 13±5DP (desvio padrão) m entre parcelas e 20,6±5,7m em relação ao fragmento florestal próximo, cujos limites foram claramente sinalizados com hastes de madeira. Em outubro de 2010, a área toda foi roçada, utilizando trator com roçadeira, iniciando o preparo de solo e, em dezembro, foi iniciada a implantação de mudas no campo.

2.2.3 Técnicas de restauração ecológica utilizadas

Os procedimentos gerais de plantio envolveram a gradagem do solo em cerca de cinco centímetros de profundidade. Durante o mês dezembro de 2010 foram abertas as covas manualmente com 20 cm de profundidade e realizada aplicação de iscas formicidas dispostas em armadilhas, circundando a área experimental. Em NC foi utilizado um conjunto de sete técnicas de nucleação (Figura 2a) adaptado a partir de Reis et al. (2010), em seis faixas de 3 x 40 m por parcela, ocupando 33,33% da área total. Em cada parcela foram utilizadas duas técnicas estruturais e cinco processuais. As técnicas estruturais consistem em: (1) utilização de estéreo (pilha de 1 x 1 x 1 m de madeira empilhada) para a fauna; (2) dois

poleiros artificiais com 10 m de altura e diâmetro médio entre 15 e 20 cm feitos com troncos secos de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, destinados à atração de aves e morcegos. Na base de cada poleiro foi cultivado o maracujá: *Passiflora alata* Curtis (1788), de acordo com Reis et al. (2007).

As cinco técnicas processuais consistem na utilização de: (3) seis bancos de sementes com 1 m² de área e 10 cm de profundidade. Estes bancos de sementes foram coletados *in natura*, depositados em bandejas, cultivados em viveiro e, posteriormente, as mudas que germinaram foram transferidas para o campo. Também foram inseridos seis blocos de 1 m² de chuva de sementes por parcela (4). A chuva de sementes foi obtida por meio de 30 coletores também com 1m² de área. O material obtido nos coletores foi homogeneizado e cultivado em viveiro, com posterior transferência das mudas e sementes ainda não germinadas para o campo. Tanto a técnica de obtenção de banco de sementes, quanto a coleta de chuva de sementes foram efetuadas em um remanescente de floresta secundária (25°36'83"S e 53°04'10"W), objetivando potencializar a regeneração natural com espécies locais. Como técnica para atrair polinizadores que podem servir de alimento para a fauna em áreas restauradas (Golawski & Golawska 2013), bem como aumentar a biomassa do solo (Beltrame & Rodrigues 2008), foi semeado o guandu (5) *Cajanus cajan* (L.) Millsp., em 12 núcleos de 3 x 4 m, com seis linhas de plantio e densidade aproximada de 20 sementes por metro linear.

Foram plantados 24 núcleos densos de vegetação, compostos por cinco mudas (6). As mudas foram plantadas distantes 1m e dispostas em forma de "+", formados por quatro mudas pioneiras de rápido crescimento nas bordas e uma espécie não pioneira sombreada no centro, conforme Anderson (1953). No total, utilizaram-se 12 espécies pioneiras e 24 não pioneiras, listadas no documento suplementar 1 (556 mudas.ha⁻¹). Finalmente, (7) foram inseridos seis grupos de bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol) em núcleos densos de cinco mudas, com 0,5 m de distância em forma de "+" (Anderson 1953).

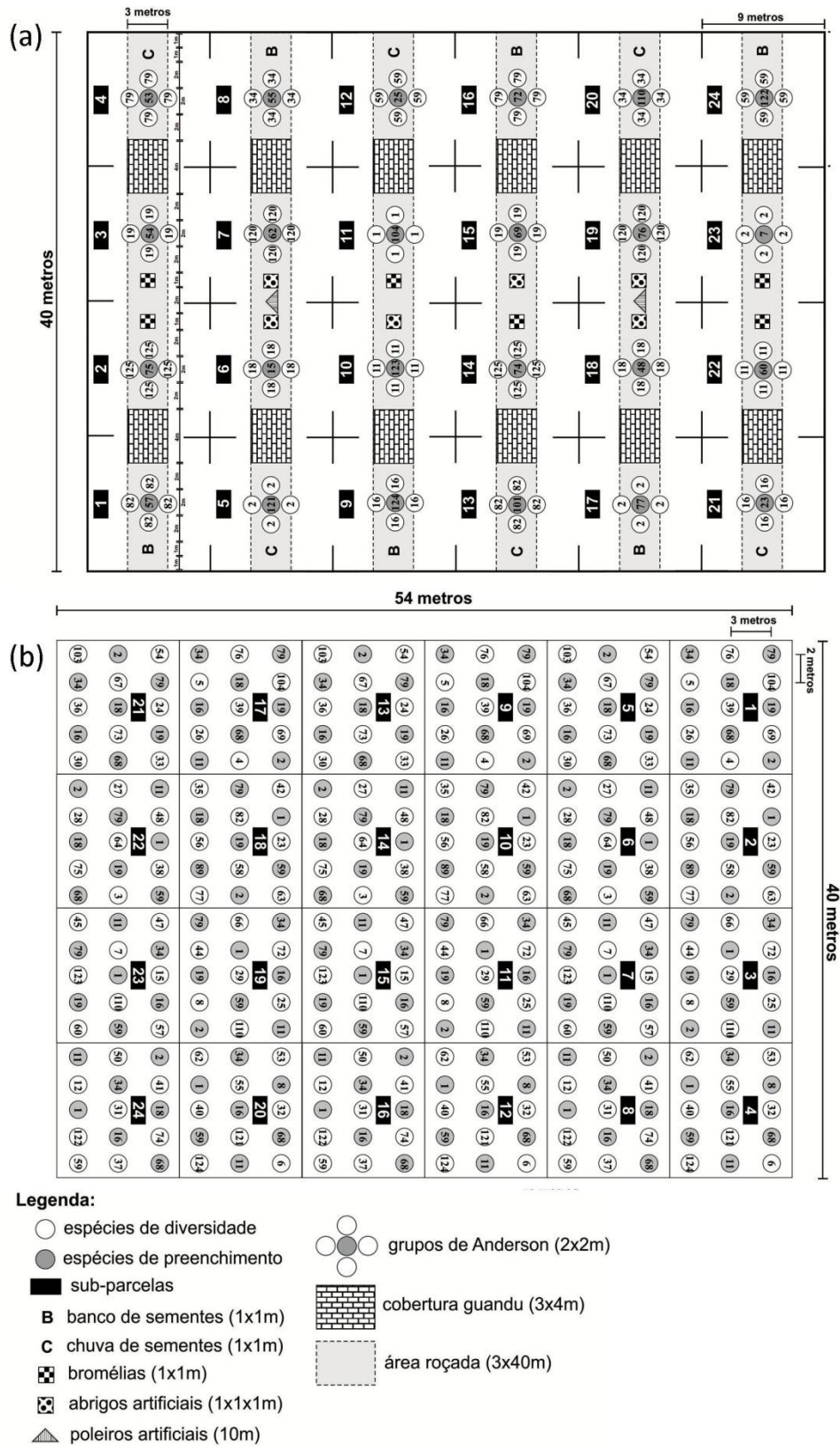


Figura 2. Esquema do delineamento utilizado na nucleação e no plantio de alta diversidade. Os números correspondem às espécies descritas no documento suplementar 1.

O tratamento restauração passiva (PR) teve dupla função, além de ser um tratamento propriamente dito, também pode ser considerado controle local, pois, para fins comparativos, é necessária uma área em regeneração natural com a mesma idade dos demais tratamentos. Uma vez que o perímetro foi demarcado, a área foi apenas protegida contra distúrbios, como queimadas e pastoreio animal (Shono et al. 2007, Rey-Banayas et al. 2008).

O tratamento de plantio de árvores de alta diversidade (HD) foi baseado na técnica de linhas de preenchimento e diversidade (Gonçalves et al. 2005, Gandolfi et al. 2007, Rodrigues et al. 2009, 2011). Foram utilizadas 70 espécies de árvores regionais, onde 10 espécies eram pioneiras (preenchimento) e 60 não pioneiras, contemplando espécies secundárias e clímax (diversidade). As mudas foram inseridas em campo com altura variando entre 20-35 cm, intercalando sistematicamente espécies de preenchimento com espécies de diversidade (Figura 2b).

Para NC e HD, foram efetuadas roçadas trimestrais a partir da data de implantação e coroamento das mudas por meio de capina química, utilizando glifosato[®]. Em HD, ocorreu retirada total de lianas e a vegetação herbácea, deixando o solo exposto e a vegetação introduzida por meio do plantio. Na nucleação, somente nas seis faixas de 3 x 40 m por parcela (33,33%) da área total (apenas onde foram inseridas as técnicas) ocorreu o manejo por roçada com a mesma periodicidade em que foi efetuada em HD. Para a implantação das cinco técnicas processuais em NC e para a implantação das mudas em DF, foi utilizada adubação química (NPK: 05-20-10) com dosagem de (30kg/ha de N; 120 kg/ha de P₂O₅; 60kg/ha de K₂O). As espécies arbóreas utilizadas estão detalhadas no documento suplementar 1.

2.2.4 Coleta de dados

Entre janeiro e dezembro de 2012 foram totalizadas 24 amostragens (seis por estação) com um esforço amostral de oito horas por parcela ou 96 horas durante todo o experimento. O censo das aves foi realizado um ano após o início da restauração, obtendo estimativas de riqueza e abundância, utilizando contagem direta de um único ponto amostral no centro de cada parcela experimental, com deslocamentos permitidos para obtenção de registro visual das espécies (Bibby et al. 2000). As amostragens foram realizadas quinzenalmente, porém algumas observações foram adiadas por questões meteorológicas (e.g. chuva e vento), de modo que as amostragens foram padronizadas em dias com sol ou chuva pouco intensa (< 5mm). Cada amostragem foi de 20 minutos (10 pela manhã e 10 pela tarde). O início do censo ocorria quando o sol encontrava-se em ângulo de aproximadamente 5° no horizonte, e à tarde, com 45°. Este delineamento foi escolhido pelo motivo que 20 minutos consecutivos aumentariam em muito a chance de reamostrar os mesmos indivíduos. Diluir os 20 minutos em dois períodos de 10 minutos pode levar a uma superestimação da abundância, porém aumenta a chance de detecção de espécies discretas (Vielliard et al. 2010). A nomenclatura utilizada para a identificação das aves está de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Comitê... 2014).

2.2.5 Análise de dados

Para avaliar os pressupostos da análise foram utilizados os testes de Shapiro-Wilk para normalidade e Bartlett para homogeneidade das variâncias (Quinn & Keough 2002) com o uso do *software* Statistica[®] 7.0 (Statsoft Inc. 1984-2004). Além da riqueza (S) e abundância (N), foi obtida a diversidade por meio do índice de Shannon-Weaver (H'), e estimativas de Pielou para uniformidade ($e^{H/S}$), conforme Krebs (1999), calculados com o auxílio do *software* PAST[®] ver. 2.17 (Hammer et al. 2001). A dominância de Berger-Parker (D) foi estimada para o total de contatos entre tratamentos, com posterior ordenação, utilizando o diagrama de Whittaker (Melo 2008). A partir do *rank* de dominância (D), foi adaptado o uso do teste *scree* (Cattell 1966), que foi utilizado como critério para determinar quais espécies possuem maior representatividade em termos de abundância para cada tratamento. Os valores médios por amostragem dos parâmetros de riqueza, abundância e diversidade foram submetidos a uma análise de variâncias (ANOVA) em arranjo fatorial (três tratamentos x quatro estações com seis amostragens por estação). Em seguida, foi efetuado o teste *post hoc* de Tukey.

Foram efetuadas curvas de rarefação para a riqueza observada, tanto em função das amostragens, quanto em função da abundância dos indivíduos, utilizando o *software* EstimateS[®] v. 8.2. (Colwell 2013). Adicionalmente, para balizar as estimativas de riqueza observada, foram obtidas estimativas de riqueza (estimadores Chao 2 e Jacknife 1), com o procedimento de 10.000 aleatorizações que são indicadas para situações em que as populações amostradas são compostas por várias subpopulações não identificadas (Colwell et al. 2004).

Os dados de abundância total das espécies (soma das 24 amostragens) nas 12 parcelas restauradas foram agrupados (Coeficiente de Bray Curtis), através do método de ligação UPGMA, a fim de evidenciar os padrões de similaridade na composição de espécies. O método de ligação UPGMA foi escolhido por minimizar a distorção da matriz inicial de similaridade na construção do dendrograma sem altura de corte definida, priorizando agrupamentos naturais. O coeficiente de Bray-Curtis foi utilizado por ser considerado o mais eficiente na realização da ANOSIM, que foi efetuada utilizando 10.000 permutações, comparando a similaridade entre tratamentos, com aplicação do teste *post hoc* de comparações par-a-par de Mann Whitney (Clarke 1993).

Para avaliar a possibilidade de preferências individuais das espécies em relação aos tratamentos, foi utilizado o *software* PCORD[™] ver. 6 (McCune & Mefford 2011), a fim de realizar a análise indicadora de espécies (IndVal). O método combina o grau de especificidade de uma determinada espécie em relação ao *habitat* (neste caso, diferentes tratamentos) e sua fidelidade, assumindo dois ou mais grupos estabelecidos a priori (Dufrene & Legendre 1997). Para cada espécie foi obtido o índice do indicador (IV), identificado o grupo com o valor mais elevado de associação. Novamente, foram realizadas 10.000 permutações, que objetivaram testar a significância dos valores através da estatística de Monte-Carlo ($\alpha < 0,05$ para significância mínima).

As espécies foram classificadas de acordo com o habitat preferencial e designadas como ocorrentes em: (OA) áreas abertas (espécies que ocorrem em áreas agrícolas, campos abandonados e pastagens); (FO) florestais (incluindo espécies que ocorrem em florestas secundárias, sub-bosque e dosséis emergentes); e (ED) bordas, ou seja, aquelas espécies comuns da margem da floresta, pouco

sensíveis ao efeito de borda e tolerantes à desestruturação parcial do *habitat* florestal (Ries & Sisk 2010, Scherer-Neto & Toledo 2012). Posteriormente, as aves foram classificadas em grupos tróficos, de acordo com a alimentação predominante, conforme Cueto & Casenave (2000) e Telino-Júnior et al. (2005). As aves também foram designadas quanto ao *status* de sua ocorrência entre (M) migrantes e (R) residentes, com base em Cueto & Casenave (2000) e Bencke (2001). Foi obtido o índice de frequência de ocorrência (Linsdale & Rodgers 1937), com posterior categorização, baseada na proposta nomenclatural utilizada por Lack & Vernables (1939), definidas como: muito abundante (80 + 100%); abundante (60 + 80%); frequente (40 + 60%); ocasional (20 + 40%); rara (1 + 20%); e muito rara (<1%). A abundância das espécies foi interpretada tendo como base a dominância de Berger-Parker, com posterior agrupamento em classes de dominância, baseando-se em Palissa et al. (1977), a saber: eudominantes (> 10%); dominantes (10 + 5%); subdominantes (2 + 5%); recessivas (1 + 2%); e, raras (< 1%). As proporções de espécies nas categorias de *habitat* preferencial, grupos tróficos, *status* de ocorrência, frequência de ocorrência e de dominância foram comparadas entre tratamentos e categorias através do teste Qui-quadrado (χ^2) com hipótese nula de igualdade, $\alpha = 0,05$ como limite mínimo de aceitação estatística e utilizando a correção de Yates (Preacher 2001).

2.3 RESULTADOS

Foram registradas 58 espécies, das quais 48,28% ($n = 28$) estiveram presentes nos três tratamentos. As aves foram agrupadas em 22 famílias, em que Thraupidae ($n = 14$; 24,14%) e Tyrannidae ($n = 10$; 17,25%) foram as mais representativas (APÊNDICE 1). A maior riqueza observada foi constatada para o tratamento NC ($S_{\text{obs}} = 49 \pm 2,45$ espécies) e a menor em HD ($S_{\text{obs}} = 37 \pm 3,14$ espécies). A comparação entre a riqueza média apresentou alto valor de divergência estatística ($F_{[2; 276]} = 61,79$; $P < 0,01$). Abundância e diversidade também foram superiores no conjunto de técnicas de nucleação (NC > PR > HD). Os dados estatísticos obtidos através do teste de Tukey indicaram em todas as situações que o tratamento PR assume valores intermediários entre NC e HD (Tabela 1). É possível concluir que para os três parâmetros observados, houve influência da sazonalidade, de modo que maiores médias sempre foram obtidas no verão e na primavera (Tabela 1 e Figura 3a-c).

Tabela 1. Estatística descritiva e resultados da análise de variância fatorial para os parâmetros riqueza, abundância e diversidade entre nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantio de alta diversidade (HD). Legenda: QM = quadrado médio e F = valor de teste da ANOVA, P = valor de probabilidade (95%) e DP corresponde ao desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem através do teste de Tukey (9 5%).

Parâmetros	Fonte variação	GL	QM	F	P	Tratamentos	Média	DP
Riqueza (S)	Tratamentos	2	410,45	83,68	0,00	NC	6,83 (a)	0,23
	Estações	3	97,06	19,79	0,00	PR	4,78 (b)	2,60
	Interação	6	7,17	1,46	0,19	HD	2,70 (c)	1,97
	Erro	276	4,90	-	-	-	-	-
Abundância (N)	Tratamentos	2	3292,30	50,25	0,00	NC	16,48 (a)	0,83
	Estações	3	727,07	11,10	0,00	PR	11,43 (b)	11,01
	Interação	6	82,66	1,26	0,28	HD	4,80 (c)	4,42
	Erro	276	65,51	-	-	-	-	-
Diversidade (H')	Tratamentos	2	18,79	78,40	0,00	NC	1,63 (a)	0,46
	Estações	3	4,37	18,22	0,00	PR	1,24 (b)	0,51
	Interação	6	0,36	1,51	0,17	HD	0,75 (c)	0,61
	Erro	276	0,24	-	-	-	-	-

Tabela 2. Estatística descritiva e teste de Tukey para a comparação entre os parâmetros riqueza (S), abundância (N) e diversidade (H') entre estações baseada em médias gerais dos tratamentos. Médias seguidas pela mesma letra não diferem através do teste de Tukey a 95%.

Estações	Média	S		Média	N		Média	H'	
		-95%	95%		-95%	95%		-95%	95%
Verão	5,65 a	5,00	6,30	13,96 a	11,77	16,14	1,36 a	1,21	1,50
Outono	3,68 b	3,03	4,33	8,79 b	6,61	10,98	0,94 b	0,80	1,08
Inverno	3,86 b	3,21	4,51	7,60 b	5,41	9,78	1,06 b	0,91	1,20
Primavera	5,89 a	5,24	6,54	13,26 a	11,08	15,45	1,47 a	1,32	1,61

Com base na ordenação de dominância (Figura 3d), o teste *scree* indicou a seleção de quatro espécies que, juntas, representaram 60% do total de registros no tratamento AN: *Volatinia jacarina* (D = 16%); *Lanio cucullatus* (16%); *Sporophila caerulescens* (15%); e *Columbina talpacoti* (12%). No tratamento PR foram selecionadas três espécies (62% do total), a saber: *V. jacarina* (D = 24%); *L. cucullatus* (21%); e *S. caerulescens* (17%). No tratamento HD foram selecionadas três espécies que compõem 47% do total de registros, novamente *L. cucullatus* (D = 19%), *C. talpacoti* (15%) e *Leptotila verreauxi* (13%). As espécies *Elanus leucurus*, *Milvago chimachima*, *Patagioenas picazuro*, *Megarynchus pitangua*, *Empidonomus varius*, *Ammodramus humeralis*, *Tersina viridis* e *Agelaioides badius* foram exclusivas do tratamento NC. *Phaethornis pretrei*, *Picumnus temminckii*, *Satrapa icterophrys*, *Lanio melanops* e *Sporophila nigricollis* ocorreram apenas em PR, e *Athene cunicularia*, *Aramides saracura* e *Hydropsalis albicollis* foram exclusivas em HD.

Por meio do uso das rarefações, a maior riqueza observada ocorreu no tratamento NC (Figura 3e-f). A riqueza estimada também foi superior no tratamento NC = $50,38 \pm 3,50$ (DP) espécies (Jacknife 1) e $48,14 \pm 5,45$ (DP) espécies (Chao 2). Os valores obtidos foram sempre superiores ao observado para o estimador Jacknife 1 e com estimativas inferiores para o estimador Chao 2. A análise gráfica das curvas de acumulação permite inferir que em todos os tratamentos não foi observada uma assíntota satisfatória da riqueza.

A equitabilidade (J') foi mais estável ao longo das amostragens em NC ($J' = 0,87 \pm 0,06$ DP), com um coeficiente de variação 6,84%, muito semelhante ao padrão observado em PR ($J' = 0,84 \pm 0,08$ DP) e coeficiente de variação de 9,64%. Entretanto, a flutuação da equitabilidade em HD foi altamente variável, atingindo média de $J' = 0,63 \pm 0,27$ DP e coeficiente de variação atingindo 43,10% (Figura 3g).

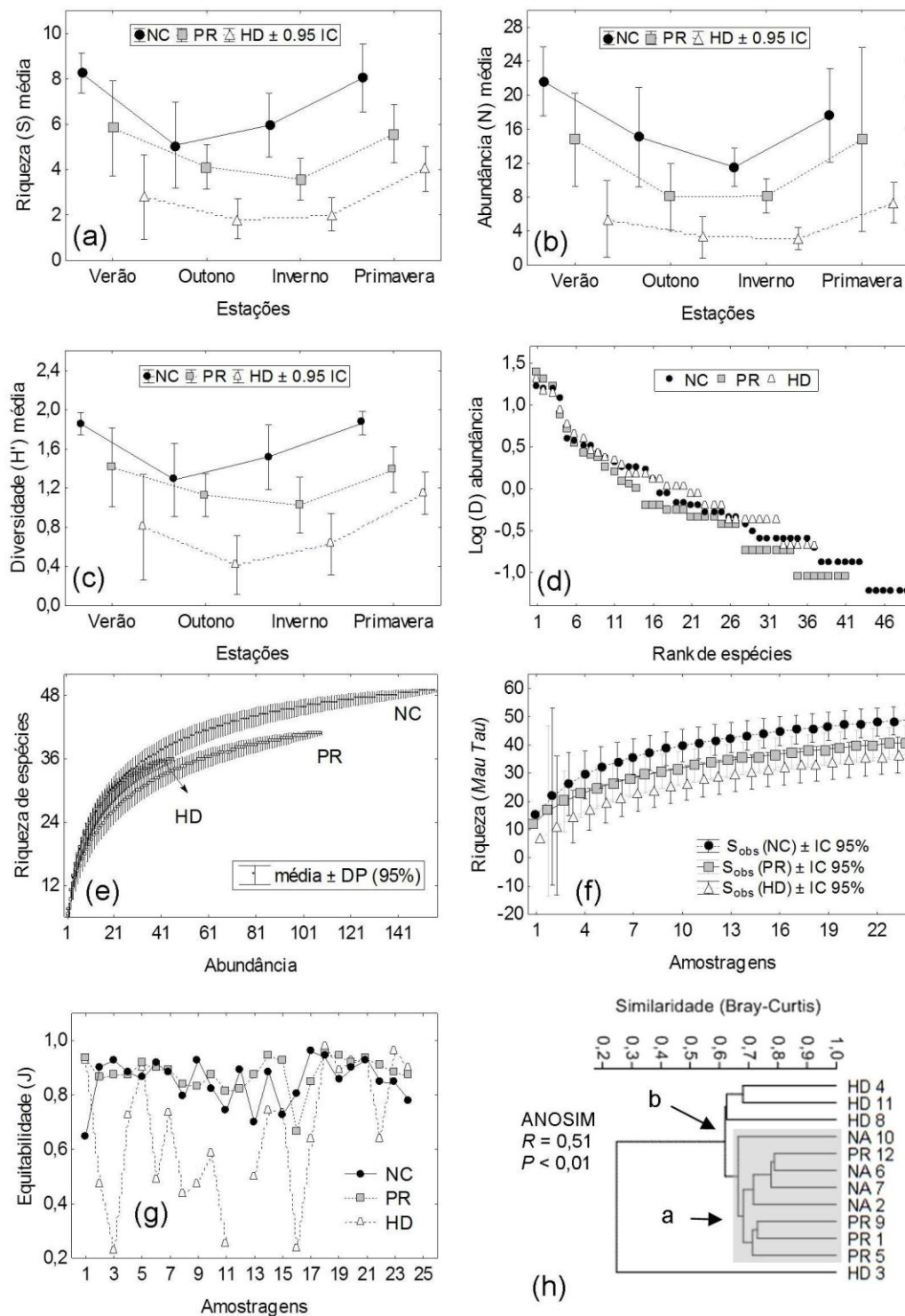


Figura 2. Representações gráficas ao longo de estações e amostragens em relação aos parâmetros: (a) riqueza média - S; (b) abundância média - N; (c) diversidade média - H' ; (d) ordenação da dominância de Berger-Parker representada pelo diagrama de Whittaker; (e) rarefação da riqueza observada em função da abundância; (f) curvas de rarefação da riqueza em função das amostragens (*Mao Tau*); (g) flutuação anual da uniformidade - J; e (h) dendrograma de similaridade (Bray-Curtis) entre parcelas experimentais com ordenação através do método UPGMA.

A análise de similaridade entre parcelas apontou a formação de dois grupos distintos [(ANOSIM), $R = 0,51$; $P < 0,01$]. Um dos grupos formados conteve parcelas restauradas com nucleação e restauração passiva. Parcelas restauradas sobre plantações de alta diversidade formaram um grupo externo, distinto dos demais tratamentos (Figura 2h).

A análise IndVal permitiu selecionar 10 espécies indicadoras, sendo apenas uma relacionada ao tratamento PR (*Tapera naevia* IV = 75), enquanto outras nove espécies estiveram associadas com NC: *C. talpacoti* (IV = 59,5), *Crotophaga ani* (61,7), *Molothrus bonariensis* (80), *Pitangus sulphuratus* (67), *Rupornis maginirostris* (80), *Tyrannus savana* (85), *Tyrannus melacholicus* (65), *Zenaida auriculata* (73,3) e *Elaenia flavogaster* (75). Sete espécies foram consideradas migratórias (12%). Este padrão foi mantido entre tratamentos (Tabela 2). Houve predominância de espécies características de áreas abertas ($n = 33$) 57% do total de espécies da assembleia, enquanto aquelas características de bordas e ambientes florestais ($n = 14$ e 11 respectivamente) complementaram o total amostral. Por meio do teste χ^2 foram detectadas variações na quantidade de espécies entre as diferentes classes no mesmo tratamento, porém, dentro de cada classe entre tratamentos, não foram constatadas variações nas proporções (APÊNDICE 2). No que se refere à frequência de ocorrência, para os três tratamentos, ocorreu um predomínio de espécies caracterizadas como raras (AN: $\chi^2 = 40,76$, gl = 5; $p < 0,01$, PR: $\chi^2 = 47,63$, gl = 5; $p = 0,00$; ACR: $\chi^2 = 67,94$, gl = 5; $p < 0,01$). Apenas na classe de espécies frequentes houve variação entre tratamentos, com 10 espécies em AN ($\chi^2 = 8,78$, gl = 2; $P < 0,05$). Demais classes foram constantes (APÊNDICE 2).

2.4 DISCUSSÃO

Das 58 espécies de aves registradas, as famílias Thraupidae e Tyrannidae representaram 41% da riqueza. Estas famílias são características de ambientes abertos, alterados ou sob distúrbio, comuns em áreas em estado inicial de sucessão ecológica e, também, são as mais abundantes em *habitats* florestais na região Neotropical (Antunes 2005, Blake 2007). A elevada riqueza de espécies da família Tyrannidae está diretamente relacionada com a variação observada na sazonalidade, pois este grupo corresponde a um terço dos migrantes austrais (Chesser, 1994) com preferências por áreas abertas (Alves 2007). A variação sazonal encontrada para os parâmetros de diversidade possui implicações práticas sobre a restauração ecológica, visto que alguns estudos têm indicado relação direta entre a presença de espécies migratórias e um aumento sazonal na deposição de sementes dispersas por aves (Tomazi et al. 2010, Hartz et al. 2012).

Espécies de Tyrannidae encontradas neste trabalho são consideradas por muitos autores como insetívoras ou onívoras (generalistas) e promovem com eficiência a dispersão de sementes, removendo-as de dosséis e bordas e depositando-as em paisagens abertas em condições viáveis (Howe 1977, Holl 1998, Machado & Braga da Rosa 2005). Esta função ecossistêmica assume grande importância para a restauração ecológica, visto que frugívoros especializados geralmente ocorrem em baixa densidade ou não são ocorrentes em paisagem alteradas (Pizo 2004, Sekercioglu 2006, Campos et al. 2012).

O padrão observado para riqueza, diversidade e abundância segue um gradiente (NC > PR > HD), corroborando a hipótese de que maiores níveis de complexidade e heterogeneidade proporcionados em NC podem influenciar para um aumento de riqueza, porém, também influenciou diversidade e

abundância, que são parâmetros dependentes. Em síntese, estudos que relacionam assembleias de aves a fatores ambientais afirmam que ocorrem relações diretas entre aumento da complexidade estrutural e incremento na diversidade de aves (Catterall et al. 2012, Morelli et al. 2013, Sanderson et al. 2013).

A análise da dominância demonstrou que apenas cinco espécies são responsáveis por representar 47% em HD, e até 60% em NC, a saber: *V. jacarina*, *L. cucullatus*, *S. caerulescens*, *C. talpacoti* e *L. verreauxi*. Exceto *L. verreauxi*, estas espécies são de ocorrência comum em áreas abertas (Manhães & Loures-Ribeiro 2005), sendo ruderais, granívoras, adaptando-se bem aos ambientes em estágio inicial de sucessão ecológica (Anjos 1990).

Um total de 78% das espécies ocorrentes em HD foram categorizadas como características de áreas abertas ou ocorrentes em bordas. A composição da assembleia composta por espécies generalistas afetou a análise de similaridade da avifauna, em que foi demonstrado que parcelas restauradas utilizando plantação de alta diversidade obtiveram um padrão diferenciado de NC e PR. Segundo Munro et al. (2011), a riqueza da avifauna em *habitats* florestais revegetados com restauração ativa pode ser semelhante a *habitats* restaurados por meio de técnicas ecológicas, entretanto, a composição faunística difere, predominando espécies mais generalistas em plantios convencionais, contrariamente, espécies de aves florestais são associadas a plantios ecológicos, sobretudo com baixa perturbação (Albanesi et al. 2013).

A ocorrência de *C. talpacoti* e *L. verreauxi* entre aquelas de maior dominância nos tratamentos HD e NC pode ser explicada pela própria biologia das espécies, pois estas são beneficiadas pelas roçadas e capina química que compõem os procedimentos de manejo, que expõem o solo, *habitat* predominante de onde Columbiformes obtêm pequenos frutos caídos e sementes, base da dieta (Devi & Saikia 2012, Fontoura & Orsi 2013). Estes dados demonstram que a preferência por determinado procedimento pode envolver características biológicas e ecológicas das espécies, como discutido por Báldi & Bártari (2011), apontando que aves campestres podem ser beneficiadas pela homogeneização do ambiente. Neste mesmo sentido, nota-se a especialização por determinada etapa do processo de sucessão ecológica, corroborando Sanderson et al. (2013), que demonstrou a relação entre a diminuição da vegetação pioneira com o declínio de algumas populações de aves na Polônia.

A equitabilidade em HD foi mais variável. Teoricamente, menores níveis de equitabilidade são ocasionados por assembleias compostas por um menor número de espécies, porém, com alta dominância, processo comum em ambientes instáveis (May 1974). A instabilidade em *habitats* recém-restaurados é fortemente proporcionada pelo efeito de borda, resultante tanto manejo da vegetação, quanto de ambientes em estágios iniciais de sucessão ecológica que permite variações nas condições ambientais (e.g. luminosidade e umidade; Clements 1936, Gandolfi et al. 2007), controlando parte da disponibilidade de recursos para aves (Banks-Leite et al. 2010). Entretanto, é provável que esta tendência seja revertida com o crescimento da vegetação ao longo da sucessão ecológica (Shono et al. 2007, Rey Banayas et al. 2008). Deste modo, os dois primeiros anos de avaliação do processo sucessional não são conclusivos para determinar a importância de HD na manutenção da diversidade de aves.

Trabalhos envolvendo a persistência de aves em paisagens restauradas demonstram alteração na comunidade ao longo da sucessão ecológica (Cavallero et al 2013, Sanderson et al. 2013). Esta tendência

é reforçada por meio das curvas de acumulação obtidas neste trabalho, evidenciando que o processo de sucessão e chegada de novos colonizadores encontra-se em plena atividade. É importante ressaltar que na dinâmica de colonização, em algumas situações, a assembleia de aves converge rapidamente para uma estrutura semelhante à de fragmentos florestais nas proximidades (Gardali et al. 2006). Em outras ocasiões, a estrutura da avifauna pode tomar caminhos alternativos, com espécies adaptadas à estrutura da vegetação (Brady & Noske 2010, Catterall et al. 2012), geralmente influenciada pela distância entre fragmentos florestais ou pela mudança na estrutura da vegetação, que pode ser modificada pela chegada de espécies exóticas.

A análise IndVal demonstrou a tendência de preferência de nove espécies pelo tratamento NC, que somadas com aquelas exclusivas, totalizaram 17 (29,3%) das aves que possuem preferências em diferentes níveis sobre a nucleação. Contudo, qualquer generalização deve ser cautelosa, pois algumas espécies possuem poucos registros, enquanto outras apresentaram baixo valor de associação.

Das aves exclusivas em PR, são enfatizadas algumas espécies, como *Picumnus temminckii*, *Satrapa icterophrys*. Apesar de explorarem nichos distintos, são predominantemente insetívoras, guilda compartilhada com *Tapera naevia* (Willis 1979, Ridgely & Tudor 2001), que foi indicada como associada à PR no teste IndVal. Embora a riqueza de insetívoros seja igual entre NC e PR, a composição específica mostrou-se diferente. Espécies insetívoras podem auxiliar na predação de lagartas desfolhadoras, que retardam o crescimento da vegetação (Mäntylä et al. 2011).

Aquelas aves que foram exclusivas em HD possuem uma alta tolerância a perturbações do *habitat* (*Athene cunicularia*, *Aramides saracura* e *Hydropsalis albicollis*). Estas espécies forrageiam em ambiente aberto, sendo *A. cunicularia* carnívora e insetívora, enquanto *H. albicollis* é insetívoro de áreas abertas. Ambas são noturnas (Vieira & Teixeira 2008, Kilipp & Prestes 2013). Deste modo, maiores estudos devem ser conduzidos para diagnosticar a importância destas aves no controle de populações de animais que podem comprometer o banco de sementes (*e.g.*, roedores) e desfolhar a vegetação (*e.g.*, insetos). Embora a riqueza de espécies florestais também seja semelhante entre os tratamentos, trata-se de espécies com baixa sensibilidade à descaracterização do *habitat* (*sensu* Anjos 2006), portanto não podem ser consideradas boas indicadoras para inferir qual dos métodos assume maior importância para a conservação de aves florestais nesta etapa inicial da implantação.

A análise da frequência de ocorrência demonstrou variações na categoria de espécies frequentes (presença entre 40 e 60% das amostras), com maior quantidade na nucleação aplicada. Esta observação é uma medida indireta que o *habitat* apresenta de fornecer recursos de modo mais constantes (Antongiovanni & Metzger 2005, Bispo & Sherer-Neto 2010), conferindo um importante papel para a nucleação aplicada na manutenção local da avifauna.

O conjunto de técnicas de nucleação respondeu suficientemente bem tanto para a riqueza, quanto abundância e diversidade. Embora não seja o foco do trabalho, a produtividade primária do ambiente é determinante para a coexistência entre aves. Deste modo, os resultados podem ser interpretados utilizando o aporte teórico fornecido pela teoria do equilíbrio dinâmico, proposta por Huston (1979), que afirma que os processos de crescimento de população após distúrbios ocorrem em taxas que dependem da produtividade do ambiente, de forma que o distúrbio atua na manutenção de condições de não equilíbrio,

diminuindo a exclusão competitiva e favorecendo o aumento na riqueza de espécies. Por meio deste aporte teórico, o manejo parcial da vegetação em NC pode ser uma importante variável a ser mensurada em estudos posteriores, pois constituem um distúrbio menos intenso que aquele aplicado em HD, proporcionando em NC um aumento da heterogeneidade funcional promovido através da modificação na variabilidade espacial e temporal dos recursos, conforme verificado por Odion & Sarr (2007), McWethy et al. (2009).

Por outro lado, o aumento da complexidade estrutural do *habitat*, bem como o arranjo espacial das técnicas utilizadas na restauração, permite um aumento rápido de nichos disponíveis, que é controlado pela disponibilidade de recursos estruturais (Willson 1974; Hulbert 2004). Deste modo, a utilização de poleiros, núcleos arbóreos, abrigos para a fauna e a exposição recorrente de parte do solo podem proporcionar maior número de nichos ambientais e, portanto, mais espécies poderiam ser beneficiadas, aumentando discretamente a riqueza e a diversidade em *habitats* restaurados sob a nucleação. Todavia, o monitoramento dos três tratamentos deve ser continuado para avaliar se, com o tempo, a tendência verificada em NC será mantida ou se os demais métodos podem apresentar um aumento no valor ecossistêmico, pois, em alguns casos, tanto restauração por plantio, quanto os que utilizam a sucessão ecológica (e.g. pastagens abandonadas) são pouco eficientes para espécies dependentes de ambientes florestais (Rey-Benayas et al. 2010). Contudo, corrobora-se Lindenmayer et al. (2010), evidenciando que diferentes tipos de restauração podem ser direcionados para beneficiar grupos específicos de aves.

Finalmente, o conjunto de técnicas de nucleação possuiu capacidade de suportar maior riqueza, abundância e diversidade de aves, quando comparado às técnicas de restauração passiva e ativa, durante os momentos iniciais do processo de sucessão ecológica. O padrão funcional sugere que o método responde favoravelmente às hipóteses de complexidade do *habitat* e à hipótese do equilíbrio dinâmico, sendo estes os prováveis mecanismos que influenciam o aumento na riqueza e controlam a diversidade de espécies de aves em ecossistemas sob restauração ecológica. Para garantir o maior número de nichos para aves em restauração, recomenda-se intercalar o uso das três técnicas, visto que em cada uma delas houve espécies exclusivas. Deste modo, com aumento do número de técnicas, aumenta-se a chance de se criar novos *habitats*, principalmente para aquelas espécies que ainda carecem de maiores estudos sobre seus aspectos ecológicos.

Agradecimentos

Ao CNPQ - Conselho de Desenvolvimento Científico Tecnológico - pelo financiamento do projeto (processo nº 575081/2008-2) e a COPEL (Copel - Companhia Paranaense de Energia), em especial a Murilo Barddal, pelo apoio logístico e atividades de implantação e manutenção florestal. Agradecemos ao técnico florestal Gilmar Poser Brizola pelo auxílio em campo. Somos gratos ao Programa em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo Apoio Logístico. HFV agradece o suporte financeiro pela bolsa de estudos concedida pela CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

REFERÊNCIAS

- ALBANESI, S., DARDANELLI, S. & BELLIS, L.M. 2013. Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *Journal of Forest Research* 19: 105-114. <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-012-0388-4>
- ALVES, M.A.S. 2007. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(2): 231–238.
- ANDERSON, M.L. 1953. Spaced-Group planting. *Unasylva* 7(2):1–15.
- ANJOS, L. 1990. Distribuição de aves em uma floresta de araucárias da cidade de Curitiba (Sul do Brasil). *Acta Biológica Paranaense* 19(1-4): 51-63
- ANJOS, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38(2): 229–234. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00122.x>
- ANTONGIOVANNI, M. & METZGER, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441–451
- ANTUNES, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba* 13(1): 47–61.
- BÁLDI, A. & BATÁRI, P. 2011. Spatial heterogeneity and farmland birds: different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis* 153: 875–876. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01169.x>
- BANKS-LEITE, C.; EWERS R.M. & METZGER, E.J.P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 112: 914-926. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x>
- BELTRAME, T.P. & RODRIGUES, E. 2008. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. *Scientia Forestalis* 36(80): 317-327.
- BENCKE, G.A. 2001. Lista de Referência das Aves do Rio Grande do Sul. Fundação Zoobotânica. Porto Alegre.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A. & MUSTOE, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd ed. Academic Press, London
- BISPO, A.A & SCHERER-NETO, P. 2010. Avian assemblage in a remnant of the Araucaria Forest in the Southeast Parana, Brazil. *Biota Neotrópica* 10(1):121–130. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000100012>
- BLAKE, J.G. 2007. A comparison of species richness and composition at local and regional scales of species richness and composition at local and regional scales. *The Wilson*: 109(2): 237–255. [http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422\(2007\)109\[237:NFBAC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422(2007)109[237:NFBAC]2.0.CO;2)
- BRADY, C.J. & NOSKE, R.A. 2010. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. *Restoration Ecology* 18(6): 855–864. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00511.x>
- CAMPOS, W.H., MIRANDA-NETO, A., PEIXOTO, H.J.C., GODINHO L.B. & SILVA, E. 2012. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(72): 429–440. <http://dx.doi.org/10.4336/2012.pfb.32.72.429>
- CATTELL, R.B. 1966. The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research* 1(2): 245–276. http://dx.doi.org/10.1207/s15327906mbr0102_10

- CATTERALL, C.P., FREEMAN, A.N.D., KANOWSKI, J. & FREEBODY, K. 2012. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation* 146(1): 53–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.033>
- CAVALLERO, L., RAFFAELE, E. & AIZEN, M.A. 2013. Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation* 158: 342–350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.004>
- CHAZDON, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320(5882): 1458–1460. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1155365>
- CHESSER, R.T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4(2-3): 91–107. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270900002690>
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18(1): 117–143. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- CLEMENTS, F.E. 1936. Nature and Structure of the Climax. *The Journal of Ecology* 24(1):252-284.
- COLWELL R.K. 2013. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9. 2011. User's Guide and application published at <http://purl.oclc.org/estimates>
- COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85(10): 2717–2727. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0557>
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS – CBRO. 2014. Lista das aves do Brasil. <http://www.cbro.org.br> (último acesso em 15/01/2014).
- CORBIN, J.D. & HOLL, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265(1): 37–46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>
- CUETO, V.R. & CASANAVE, J.L. 2000. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in east-central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 35(3): 173–177. <http://dx.doi.org/10.1076/snfe.35.3.173.8859>
- DEVI, O.S. & SAIKIA, P.K. 2012. Diet composition and habitat preferences of fruit eating pigeons in a tropical forest of eastern Assam, India 3(2): 51-57.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER S.R. & SNYDER et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570–574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>
- FONTOURA, P. M. & ORSI, M. L. 2013. Repartição ecológica de três espécies de Columbidae no Norte do estado do Paraná, Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 13(3): 44-49. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000300005>
- GANDOLFI, S., MARTINS S.V. & RODRIGUES, R.R. 2007. Forest Restoration: Many Views and Objectives. *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas*, Nova Science Publishers INC, New York.

- GARDALI, T., HOLMES, A.L., SMALL, S. L., NUR, N. GEUPEL, G.R. & GOLET, G.H. 2006. Abundance Patterns of Landbirds in Restored and Remnant Riparian Forests on the Sacramento River, California, U. S. A. *Restoration Ecology* 14(3): 391–403. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00147.x>
- GONÇALVES, R.M.G., GIANNOTTI, E., GIANNOTTI, J.D.G. & SILVA, A.A. 2005. Aplicação de modelo de Revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da Microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. *Revista do Instituto Florestal* 17(1): 73–95.
- GOLAWSKI, A. & GOLAWSKA, S. 2013. Are the birds dangerous for insect pollinators? The relationship between hymenopterans and the red-backed shrike. *Journal of Insect Conservation* 17: 1155–1160. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-013-9596-2>
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 01–09.
- HARTZ, S.M., PINHEIRO, G.C. MENDONÇA-LIMA A.D. & DUARTE, S. 2012. The Potential Role of Migratory Birds in the Expansion of Araucaria Forest. *Natureza & Conservação* 10: 52–56. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.009>
- HOLL, K.D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6(3): 253–261. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00638.x>
- HOLL, K. D., CRONE, E.E. & SCHULTZ, C.B. 2003. Landscape Restoration: Moving from Generalities to Methodologies. *BioScience* 53(5): 491–502. [http://dx.doi.org/10.1641/00063568\(2003\)053\[0491:LRMFGT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/00063568(2003)053[0491:LRMFGT]2.0.CO;2)
- HOUGHTON, R.A. 1994. The Extent Worldwide Land-use Change of In the last few centuries, and particularly in the last several. *BioScience* 44(5): 305–313.
- HOWE, H.F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology* 58: 539–550. <http://dx.doi.org/10.2307/1939003>
- HURLBERT, A.H. 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology Letters* 7(8): 714–720. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00630.x>
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113(1): 81–101. <http://dx.doi.org/10.2307/2459944>
- KILPP, J.C. & PRESTES, N.P. 2013. Aspectos comportamentais de espécies da família Caprimulgidae na Estação Ecológica de Aracuri, Rio Grande do Sul. *Ornithologia* 5(2): 108–114.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Ecological Methodology (2nd ed., p. 620). New York: Harper and Row.
- LACK, D. & VENABLES, L.S.V. 1939. The Habitat Distribution of British Woodland Birds. *The Journal of Animal Ecology* 8(1): 39–71.
- LINDENMAYER, D.B., KNIGHT, E.J., CRANE, M.J., MONTAGUE-DRAKE, R., MICHAEL, D.R. & MACGREGOR, C.I. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143: 289–301.
- LINSDALE, J.M. & RODGERS, T.M. 1937. Frequency of occurrence of birds in Alum Rock Park, Santa Clara County, California. *Journal of Animal Ecology* 39(3):108–111. <http://dx.doi.org/10.2307/1363741>

- LUNDBERG, J. & MOBERG, F. 2003. Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for Ecosystem Resilience and Management. *Ecosystems* 6(1): 87–98. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-002-0150-4>
- MACHADO, L. O. M. & BRAGA DA ROSA, G. A. 2005. Frugivoria por aves em *Cytherexylum myrianthum* Cham (Verbenaceae) em áreas de pastagens de Campinas, SP. *Ararajuba* 13(1): 113–115.
- MANHÃES, M. A. & LOURES-RIBEIRO, A. 2005. Spatial distribution and diversity of bird community in an urban area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48(2): 285–294. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132005000200016>
- MÄNTYLÄ, E., KLEMOLA, T. & LAAKSONEN, T. 2011. Birds help plants: a meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. *Oecologia* 165(1): 143–51. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-010-1774-2>.
- MAY, R. M. 1974. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton University Press. Princeton.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Oregon: MjM Software.
- MCWETHY, D.B., HANSEN A.J. & VERSCHUYL, J.P. 2009. Bird response to disturbance varies with forest productivity in the northwestern United States. *Landscape Ecology* 25(4): 533–549. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-009-9437-6>
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrópica* 8(3): 21–27. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>
- MORELLI, F. 2013. Quantifying Effects of Spatial Heterogeneity of Farmlands on Bird Species Richness by Means of Similarity Index Pairwise. *International Journal of Biodiversity* 2013:1-9. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/914837>
- MUNRO, N. T., FISCHER, J., BARRETT, G., WOOD, J., LEAVESLEY, A. & LINDENMAYER, D.B. 2011. Bird's Response to Revegetation of Different Structure and Floristics-Are “Restoration Plantings” Restoring Bird Communities? *Restoration Ecology* 19(201): 223–235. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526100X.2010.00703.x>
- ODION, D.C. & SARR, D.A. 2007. Managing disturbance regimes to maintain biological diversity in forested ecosystems of the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 246(1): 57–65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.050>
- ORTEGA-ÁLVAREZ, R. & LINDIG-CISNEROS, R. 2012. Feathering the Scene: The Effects of Ecological Restoration on Birds and the Role Birds Play in Evaluating Restoration Outcomes. *Ecological Restoration* 30(2): 116–127. <http://dx.doi.org/10.3368/er.30.2.116>
- PALISSA, A.E., WIEDENROTH, M. & KLIMT, K. 1977. *Anleitung zum ökologischen Geländepraktikum*. Wissenschaftliches Zentrum der Pädagogischen Hochschule, Potsdam, 186p.
- PIZO, M. A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15: 117–126.
- PREACHER, K. J. 2001. Calculation for the Chi-Square test: An interactive calculation tool for chi-square tests of goodness of fit and independence. Retrieved from <http://quantpsy.org>.
- QUINN, G.P. & KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.

REIS, A., BECHARA, F.C., ESPÍNDOLA, M. B., VIEIRA N.K. & SOUSA, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas : a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1: 28-36

REIS, A., BECHARA, F.C. & TRES, D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67(2): 244–250. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>

REIS, A.; TRES, D.R.; SCARIOT, E.C. 2007. Restauração da Floresta Ombrófila Mista através de sucessão natural. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 55(2): 67-73.

REY-BENAYAS, J.M., BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329–336. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1890/070057>

REY-BENAYAS, J.M., GALVÁN, I. & CARRASCAL, L.M. 2010. Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 260(1): 87–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.004>

RIES, L. & SISK, T. D. 2010. What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos*, 119(10): 1636–1642. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18414.x>

RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142(6): 1242–1251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 2001. *The Birds of South America. Vol II. The Oscine Passerines.* University of Texas Press, Austin.

SANDERSON, F.J., KUCHARZ, M., JOBDA M. & DONALD, P.F. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168: 16–24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.015>

SCHERER-NETO, P. & TOLEDO, M.C.B. 2012. Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoológica* 102(4): 412–422. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212012000400007>

SEKERCIOGLU, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution* 21(8): 464–71. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.tree.2006.05.007>

SHONO, K., CADAWENG, E.A. & DURST, P.B. 2007. Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620–626. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00274.x>

STATSOFT INC. 1984-2004. *Statistics for Windows (Software-system for data-analyses).* Version 7.0. StatSoft Inc., Tulsa, Oklahoma, USA.

TELINO-JÚNIOR, W.R., DIAS, M.M., JÚNIOR, S.M.D.A., LYRA-NEVES, R.M. & LARRAZÁBAL, M.E.L. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 962–973. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000400024>

TOMAZI, A.L., ZIMMERMANN C.E. & LAPS, R.R. 2010. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares : caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. *Biotemas* 23(3): 125–135. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n3p125>

VAN-ANDEL, J. & ARONSON, J. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier.* Blackwell Science, Oxford.

VIEIRA, L.A. & TEIXEIRA, R.L. 2008. Diet of *Athene cunicularia* (Molina, 1782) from a sandy coastal plain in southeast Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 23(5): 5–14.

VIELLIARD, J.M.E., ALMEIDA, M.E.C., ANJOS, L. & SILVA, W.R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (S. Von Matter, F.C. Straube, I. Accoerdi, V. Piacentini, & J. F. Cândido-Jr. eds.). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, p. 45–60.

WILLIS, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 3(1): 1-25.

WILLSON, M. F. 1974. Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology* 55(5): 1017–1029. <http://dx.doi.org/10.2307/1940352>

APÊNDICE 1. Lista de espécies de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014) para aves ocorrentes na nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantação de alta diversidade (HD). O código “D” representa a dieta principal das espécies, sendo: C = carnívoro, F = frugívoro, G = granívoro, I = insetívoro, N = nectarívoro e O = onívoro. O código (H) corresponde ao *habitat* preferencial das espécies (Oa = áreas abertas; Ed = bordas florestais, e Fr = florestais). O código (S) representa *status* de ocorrência (R = residentes e M = migratórias). As abreviações *fo%* e *fd%* correspondem respectivamente à frequência de ocorrência e dominância em porcentagem. Para IndVal (*indicator species analysis*) é apresentado o valor do indicador (IV) seguido do desvio padrão. As marcações (*) significam o nível de aceitação estatística a 5% de probabilidade ($P < 0.05$) e (**) nível de 1% de probabilidade do teste de Monte Carlo para a associação entre tratamentos (grupos).

Espécies	Código			NC		PR		HD		IndVal	Grupos
	D	H	S	fo%	fd%	fo%	fd%	fo%	fd%	IV ± DP	
<i>Crypturellus parvirostri</i>	O	Fr	R	4,17	0,06	4,17	0,06	4,17	0,21	12,50 ± 16,13	NC
<i>Elanus leucurus</i>	C	Oa	R	16,67	0,25	-	-	-	-	33,3 ± 14,99	NC
<i>Rupornis magnirostris</i>	C	Oa	R	16,67	0,25	4,17	0,09	-	-	80,00 ± 14,70*	NC
<i>Milvago chimachima</i>	C	Oa	R	4,17	0,06	-	-	-	-	25,00 ± 0,79	NC
<i>Athene cunicularia</i>	C	Oa	R	-	-	-	-	4,17	0,43	50,00 ± 16,95	HD
<i>Aramides saracura</i>	O	Fr	R	-	-	-	-	4,17	0,21	25,00 ± 0,79	HD
<i>Columbina talpacoti</i>	G	Oa	R	100	12,22	87,50	7,38	79,17	14,56	59,5 ± 5,31**	NC
<i>Patagioenas picazuro</i>	G	Ed	R	4,17	0,13	-	-	-	-	16,7 ± 14,91	NC
<i>Zenaida auriculata</i>	G	Oa	R	29,17	0,69	8,33	0,18	8,33	0,43	73,3 ± 11,98*	NC
<i>Leptotila verreauxi</i>	G	Fr	R	45,83	0,88	20,83	0,46	83,33	13,28	55,7 ± 11,19	HD
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	I	Ed	M	4,17	0,06	-	-	4,17	0,43	16,7 ± 14,86	HD
<i>Crotophaga ani</i>	I	Oa	R	50,00	3,65	33,33	2,64	25,00	2,14	61,7 ± 8,22*	NC
<i>Guira guira</i>	I	Oa	R	4,17	0,06	4,17	0,55	4,17	1,28	32,5 ± 14,07	HD
<i>Tapera naevia</i>	I	Ed	R	-	-	16,67	0,36	-	-	75,00 ± 14,25*	HD
<i>Hydropsalis albicollis</i>	I	Ed	R	-	-	-	-	8,33	0,64	25,00 ± 0,79	HD
<i>Phaethornis pretrei</i>	N	Ed	R	-	-	4,17	0,09	-	-	25,00 ± 0,79	PR
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	N	Oa	R	45,83	1,64	20,83	0,46	20,83	1,93	48,3 ± 7,56	HD
<i>Picumnus temminckii</i>	I	Ed	R	-	-	8,33	0,18	-	-	25,00 ± 0,79	PR
<i>Colaptes melanochloros</i>	I	Ed	R	4,17	0,06	-	-	4,17	1,28	21,4 ± 12,31	HD
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	I	Oa	R	37,50	0,63	37,50	1,00	8,33	0,64	45,5 ± 8,66	PR
<i>Furnarius rufus</i>	I	Oa	R	16,67	0,44	12,50	0,36	4,17	0,43	47,7 ± 14,10	NC
<i>Synallaxis spixi</i>	I	Ed	R	37,50	0,88	70,83	2,37	4,17	0,21	63,4 ± 10,94	PR
<i>Myiornis auricularis</i>	I	Ed	R	8,33	0,13	25,00	0,64	-	-	58,8 ± 15,60	PR
<i>Camptostoma obsoletum</i>	I	Oa	R	12,50	0,25	8,33	0,18	-	-	33,3 ± 14,96	NC
<i>Elaenia flavogaster</i>	O	Ed	R	16,67	0,38	-	-	4,17	0,43	75,00 ± 14,22*	NC
<i>Serpophaga subcristata</i>	I	Oa	R	25,00	0,63	37,50	1,09	8,33	0,64	46,2 ± 11,78	PR
<i>Pitangus sulphuratus</i>	O	Oa	R	58,33	1,83	25,00	0,64	33,33	2,36	67,4 ± 10,31*	NC
<i>Megarynchus pitangua</i>	O	Ed	M	8,33	0,13	-	-	-	-	25,00 ± 0,79	NC
<i>Tyrannus melancholicus</i>	I	Oa	M	58,33	3,27	4,17	0,18	4,17	0,86	65,9 ± 11,25*	NC
<i>Tyrannus savana</i>	I	Oa	M	29,17	1,83	4,17	0,09	29,17	3,85	85,2 ± 12,57**	NC
<i>Myiophobus fasciatus</i>	I	Oa	R	12,50	0,44	12,50	0,55	-	-	53,8 ± 14,11	NC

<i>Empidonomus varius</i>	I	Oa	M	16,67	0,25	-	-	-	-	50,00 ± 14,02	NC
<i>Satrapa icterophrys</i>	I	Oa	R	-	-	4,17	0,09	-	-	25,00 ± 0,79	PR
<i>Progne tapera</i>	I	Oa	M	8,33	0,19	4,17	0,18	-	-	10,7 ± 14,90	NC
<i>Troglodytes musculus</i>	I	Oa	R	83,33	2,33	79,17	2,55	16,67	2,78	45,1 ± 4,75	NC
<i>Turdus rufiventris</i>	O	Fr	R	8,33	0,13	-	-	8,33	0,43	37,5 ± 16,72	HD
<i>Turdus leucomelas</i>	O	Fr	R	16,67	0,31	16,67	0,36	20,83	1,50	32,8 ± 10,84	HD
<i>Turdus amaurochalinus</i>	O	Fr	R	54,17	2,02	54,17	1,55	62,50	5,78	47,1 ± 4,43	NC
<i>Mimus saturninus</i>	O	Oa	R	4,17	0,25	-	-	4,17	0,21	20,00 ± 13,14	NC
<i>Saltator similis</i>	O	Fr	R	41,67	1,26	54,17	1,73	16,67	1,07	47,6 ± 5,94	NC
<i>Tachyphonus coronatus</i>	O	Fr	R	25,00	0,50	33,33	1,19	4,17	0,43	42,2 ± 12,15	PR
<i>Lanio cucullatus</i>	G	Ed	R	100,0 0	15,81	100,0 0	20,69	75,00	19,49	45,5 ± 4,83	NC
<i>Lanio melanops</i>	O	Fr	R	-	-	4,17	0,09	-	-	25,00 ± 0,79	PR
<i>Tangara sayaca</i>	O	Fr	R	8,33	0,25	4,17	0,09	-	-	40,00 ± 15,80	NC
<i>Tersina viridis</i>	F	Ed	M	4,17	0,06	-	-	-	-	20,80 ± 8,66	NC
<i>Conirostrum speciosum</i>	I	Fr	R	4,17	0,13	8,33	0,46	8,33	0,86	13,9 ± 15,87	PR
<i>Ammodramus humeralis</i>	G	Oa	R	20,83	0,50	-	-	-	-	50,00 ± 13,90	NC
<i>Sicalis flaveola</i>	G	Oa	R	41,67	2,71	4,17	0,09	12,50	1,50	84,3 ± 16,72	NC
<i>Sicalis luteola</i>	G	Oa	R	8,33	0,25	8,33	0,64	12,50	1,07	13,3 ± 15,38	NC
<i>Embernagra platensis</i>	G	Oa	R	50,00	1,76	16,67	0,55	16,67	1,07	47,7 ± 13,15	NC
<i>Volatinia jacarina</i>	G	Oa	R	95,83	16,18	91,67	24,25	41,67	8,78	47,4 ± 7,89	PR
<i>Sporophila nigricollis</i>	G	Oa	R	-	-	8,33	0,18	-	-	25,00 ± 0,79	PR
<i>Sporophila caerulea</i>	G	Oa	R	95,83	15,30	87,50	16,68	37,50	4,50	54,4 ± 9,94	NC
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	G	Oa	R	8,33	0,13	16,67	0,46	4,17	0,21	12,5 ± 16,13	PR
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	I	Ed	R	87,50	3,27	79,17	5,01	25,00	2,57	42,00 ± 4,29	PR
<i>Agelaioides badius</i>	G	Oa	R	4,17	0,69	-	-	-	-	80,0 ± 13,98*	NC
<i>Molothrus bonariensis</i>	G	Oa	R	25,00	0,50	4,17	0,18	-	-	25,00 ± 0,79	NC
<i>Sporagra magellanica</i>	G	Oa	R	45,83	3,97	37,50	3,46	16,67	1,50	57,3 ± 7,18	NC

APÊNDICE 2. Dados gerais correspondentes ao *status* de ocorrência, classes de ocorrência, classes de dominância, *habitat* preferencial e guildas tróficas nos tratamentos nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantio de alta diversidade (HD). As abreviações (*n* e *fr*) correspondem respectivamente ao número total de contatos e à frequência relativa. As marcações (*) significam o nível de aceitação estatística a 5% de probabilidade ($P < 0,05$) e (**) nível de 1% de probabilidade ($P < 0,01$), bem como valores não significantes ($ns = P \geq 0,05$) para o teste χ^2 .

Categorias	NC		PR		HD		Teste
	<i>N</i>	<i>f_r</i>	<i>n</i>	<i>f_r</i>	<i>n</i>	<i>f_r</i>	χ^2
Status de ocorrência χ^2	23,59**		28,19**		23,36**		-
Residentes	42	0,86	38	0,93	33	0,89	0,58ns
Migratórias	7	0,14	3	0,07	3	0,08	1,40ns
Classes de ocorrência χ^2	32,16**		33,27**		50,98**		-
Muito abundante (80 + 100%)	6	0,12	4	0,10	1	0,03	2,20ns
Abundante (60 + 80%)	0	0	3	0,07	3	0,08	1,37ns
Frequente (40 + 60%)	10	0,2	2	0,05	1	0,03	11,18**
Ocasional (20 + 40%)	8	0,16	9	0,22	7	0,19	0,09ns
Rara (1 + 20%)	25	0,51	23	0,56	25	0,68	0,25ns
Muito rara (<1%)	-	-	-	-	-	-	-
Classes de dominância χ^2	71,30**	-	54,48**	-	19,62**	-	-
Eudominante (> 10%)	4	0,08	3	0,07	3	0,08	0,02ns
Dominante (10 + 5%)	0	0	2	0,05	2	0,05	0,56ns
Subdominante (2 + 5%)	7	0,14	4	0,10	6	0,16	0,36ns
Recessiva (1 + 2%)	5	0,1	5	0,12	9	0,24	0,96ns
Rara (< 1%)	33	0,67	27	0,66	17	0,46	4,44ns
Habitat preferencial χ^2	15,55**		14,98**		7,79*		-
Áreas abertas	30	0,61	26	0,63	21	0,57	1,25ns
Florestal	10	0,2	7	0,17	8	0,22	0,62ns
Bordas	9	0,18	8	0,20	8	0,22	0,01ns
Guildas tróficas χ^2	29,79**		34,14**		25,83**		-
Onívoros	11	0,22	7	0,17	10	0,27	0,50ns
Nectarívoros	1	0,02	2	0,05	1	0,03	0,06ns
Insetívoros	18	0,37	18	0,44	14	0,38	0,65ns
Granívoros	15	0,31	13	0,32	11	0,30	0,36ns
Frugívoros	1	0,02	0	0,00	0	0,00	-
Carnívoros	3	0,06	1	0,02	1	0,03	0,45ns
Espécies exclusivas	8		6		3		1,43 ns
Total de contatos	1582		1097		467		594**
Riqueza observada (Mao Tau) \pm DP	49 \pm 2,45		41 \pm 2,79		37 \pm 3,14		-
Riqueza (Jacnife 1) \pm DP	50,38 \pm 3,50		42,3 \pm 3,62		38,2 \pm 4,06		-
Riqueza (Chao 2) \pm DP	48,14 \pm 5,45		40,01 \pm 4,58		36,17 \pm 6,45		-

3 POLEIROS ARTIFICIAIS PARA ATRAIR AVES NA NUCLEAÇÃO VERSUS RESTAURAÇÃO PASSIVA, PLANTAÇÃO DE ALTA DIVERSIDADE E AMBIENTE FLORESTAL, NO SUL DO BRASIL

Resumo: Poleiros artificiais são considerados elementos que proporcionam complexidade na paisagem, fator que induz ao aumento da diversidade por aumentar o número de nichos. Testou-se a hipótese de que poleiros artificiais utilizados na restauração ecológica são determinantes em promover aumento da riqueza e diversidade de aves em uma paisagem recém-restaurada no Sul do Brasil. Foram obtidas estimativas de abundância, riqueza e diversidade da avifauna em 12 parcelas experimentais um ano após o início da restauração. Utilizaram-se dados obtidos em parcelas restauradas por meio de nucleação para criar um grupo onde foram excluídos os registros de aves, obtidos em poleiros artificiais. Estes dados foram confrontados com aqueles provenientes de parcelas experimentais revegetadas, respectivamente, por restauração passiva e ativa (utilizando plantação de alta diversidade). Adicionalmente, foi investigada a capacidade das diferentes técnicas de restauração em atrair a avifauna de uma área florestal próxima. Parcelas restauradas utilizando nucleação obtiveram maior riqueza, abundância e diversidade quando comparadas à restauração passiva e plantação de alta diversidade. Contudo, quando desconsiderados os resultados obtidos exclusivamente nos poleiros artificiais, o padrão dos componentes de diversidade na nucleação aplicada não diferiu do observado na restauração passiva. Poleiros artificiais foram ineficientes para atrair aves frugívoras, porém eficazes para atrair insetívoros, onívoros e granívoros, todas guildas comumente ocorrentes em áreas abertas. Deste modo, a nucleação aplicada possui capacidade de atrair maior número de espécies graças à utilização de poleiros artificiais. No entanto, a plantação de alta diversidade obteve a menor dissimilaridade entre os procedimentos de restauração com relação ao ambiente florestal próximo, evidenciando maior função conservacionista em médio prazo.

Palavras-chave: Mata Atlântica, sucessão ecológica, aves neotropicais, ecologia da restauração.

ARTIFICIAL PERCHES TO ATTRACT BIRDS: NUCLEATION VERSUS PASSIVE RESTORATION, HIGH DIVERSITY PLANTING AND FOREST ENVIRONMENT IN SOUTHERN BRAZIL

Abstract: Artificial perches are considered elements that provide complexity to the landscape, a factor that induces increased diversity by increasing the number of niches. We tested the hypothesis that artificial perches used in ecological restoration are crucial for promoting increased richness and diversity of birds in a restored landscape in southern Brazil. Estimates of abundance, richness and diversity of avifauna in 12 experimental plots were obtained one year after the beginning of the restoration. Data from plots restored through nucleation were used to create a group in which the bird records for artificial perches were excluded. These data were compared with those from experimental plots revegetated by passive and active restoration (high diversity planting). In addition, we

investigated the ability of different restoration techniques to attract avifauna occurring in a nearby forest. Restored plots using applied nucleation had higher richness, abundance and diversity compared to passive restoration and high diversity planting. However, when the results obtained exclusively from artificial perches were disregarded, the pattern of the diversity components in the applied nucleation did not differ from that of the passive restoration. Artificial perches were inefficient in attracting frugivorous birds; however, they were effective in attracting insectivores, omnivores and granivores characteristic of open areas. Thus, the applied nucleation has the ability has applied to attract a greater number of species through the use of artificial perches. However, high diversity planting had the highest similarity between restoration procedures with respect to the nearby forest.

Keywords: *Mata Atlântica, ecological succession, neotropical birds, restoration ecology.*

3.1 INTRODUÇÃO

O abandono de pastagens e campos cultiváveis permite a colonização do ambiente por diversas espécies de aves que, anteriormente, estariam limitadas a exercer a função de espécies pioneiras em agroecossistemas, devido aos processos de bruscas e recorrentes alterações ocasionadas por processos de manejo agropecuário (Fuller et al. 2001, Haslem & Bennett 2008). Deste modo, mudanças na estrutura de paisagens agrícolas promovem alterações diretas na estrutura da assembleia de aves (Baldi & Bártari 2011, Sanderson et al. 2013). Este processo é dinâmico, influenciado tanto pela distância entre os fragmentos florestais (Akçakaya et al. 2007), quanto pelo tamanho e qualidade da nova mancha de *habitat* (Fink et al. 2009).

Algumas aves estão associadas a determinadas fases da regeneração florestal, portanto são móveis na paisagem, colonizando rapidamente ambientes em processo inicial de regeneração (Schieck & Song 2006). Posteriormente, estas espécies desaparecem ou são substituídas ao longo do processo de sucessional (Odum 1950). Outras aves são adaptadas a ambientes mais estáveis e dependem da integridade de florestas primárias (Anjos 2006). Assim, existe uma alternância muito dinâmica de liberação ecológica, seguida do aumento competitivo dentro de cada fase da sucessão ecológica, causando ciclos de novas colonizações e extinções locais (Wright 1980, Anjos 2004).

Ambientes restaurados há pouco tempo podem servir de *habitat* parcial ou temporário, diminuindo a competição por recursos dentro de áreas florestais adjacentes (Esler 2000, Akçakaya et al. 2007). Por meio da restauração ecológica, novos nichos florestais são criados e se tornam gradativamente disponíveis na paisagem. Por este mecanismo, aves que são ocorrentes nas áreas estáveis colonizam ambientes restaurados, tornando-os gradativamente mais semelhantes com florestas próximas em termos da composição faunística (Reid et al. 2012a).

Diversas estratégias têm sido utilizadas para aumentar a velocidade da restauração ecológica, dentre elas, destacam-se os procedimentos de restauração por meio da nucleação (Reis et al. 2003, 2010, Corbin & Holl 2012), que consiste na utilização de um conjunto de técnicas que envolvem: plantio de árvores em núcleos, utilização de abrigos para a fauna, poleiros artificiais para avifauna, plantio de banco e chuva de sementes e o uso de coberturas vivas em núcleos. Estes procedimentos

estão baseados no mecanismo de facilitação que propicia a chegada e estabelecimento de novas espécies da flora e fauna no *habitat* (Yarranton & Morrison 1974).

A nucleação aplicada é uma alternativa ao plantio convencional, puro e misto, de espécies arbóreas (Jordan et al. 2003, Corbin & Holl 2012, Van-Andel & Aronson 2012, Zahawi et al. 2013). Plantações de espécies nativas são boa opção, pois permitem inserir elevada riqueza florística, o que acaba atraindo animais (Wunderle-Jr. 1997, Rodrigues et al. 2011), mas que, em determinadas situações, pode apresentar baixa complexidade estrutural, característica de florestas mais senis (Brady & Noske 2010).

Uma das técnicas mais relevantes para a atração de aves utilizada na restauração ecológica é o uso de poleiros artificiais ou naturais (Verdu & Garcia-Fayos 1996). Na natureza, aves utilizam árvores secas como poleiros para espreitar presas, realizar exibições de corte e acasalamento, forragear larvas entre as cascas e troncos ou simplesmente como pontos de descanso entre fragmentos florestais (Holl 1998, Bocchese et al. 2008, Ortega-Álvarez & Cisneros 2012). Deste modo, poleiros podem atuar como áreas de caça e descanso para algumas espécies de gaviões e corujas que, por meio da predação, diminuem a incidência de animais que podem comprometer a restauração (Hall et al. 1981, Pias et al. 2012). Além disso, poleiros atraem aves que se alimentam de frutos, contribuindo para a deposição de sementes de plantas arbóreas com síndrome de dispersão zoocórica (Shiels & Walker 2003, Graham & Page 2012).

Muitas espécies de aves possuem clara preferência na utilização de poleiros (Holl 1998, Guedes et al. 2006, Vicente et al. 2010). Estes poleiros por sua vez podem proporcionar aumento da arquitetura do ambiente (complexidade estrutural), o que aumenta o número de nichos disponíveis (Willson 1974, Hulbert 2004). Deste modo, teoricamente, poleiros artificiais podem aumentar a complexidade estrutural da paisagem (McDonnell & Stiles 1983, Pillatt et al. 2010), favorecendo aumento da riqueza local da comunidade de aves. Deste modo, trabalhou-se com a hipótese de que poleiros artificiais utilizados na nucleação são determinantes em promover aumento da riqueza específica na assembleia de aves que atuam inicialmente na recolonização de *habitats* alterados. Deste modo, foi comparada a riqueza, abundância e diversidade de aves ocorrentes em *habitats* restaurados, utilizando diferentes técnicas de restauração. Portanto, testou-se para os dois primeiros anos da restauração: (a) o efeito dos poleiros artificiais utilizados em *habitats* restaurados sob nucleação em relação à variação total da riqueza, abundância e diversidade da assembleia; (b) preferência de diferentes guildas em relação aos tratamentos e grupos experimentais; e (c) testar a capacidade das técnicas de restauração utilizadas em servir de *habitat* parcial para aves ocorrentes em um fragmento florestal próximo, que teoricamente funciona como área fonte de espécies para as parcelas restauradas.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, no município de Dois Vizinhos, estado do Paraná, Brasil (Figura 1). Trata-se de um ambiente distante aproximadamente 50 m de curso hídrico, em uma região que ocorre na transição entre o clima tropical e subtropical [*Cfa* e *Cfb* de Köppen], com predominância do clima *Cfa* (clima temperado úmido

com verão quente), com temperatura média de 20°C. A precipitação anual está entre 1.800 e 2.000 mm. A vegetação é um ecótono entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, com altitude em torno de 500 m e predominância de solos da classe Latossolos (Bw), geralmente profundos. A área utilizada para a implantação dos experimentos foi historicamente utilizada em sucessivos plantios. De 1993 a 2005, a área foi utilizada durante o inverno para o cultivo de aveia e trigo e, durante o verão, para o cultivo de feijão, milho e soja. De 2006 a 2008, o local foi utilizado como pastagem, sendo povoado com espécies forrageiras como: *Cynodon nlemfuensis* Vanderyst, *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs e *Urochloa decumbens* Stapf. Posteriormente (2010), o local voltou a ser usado com culturas anuais até a última colheita, realizada em outubro do mesmo ano.

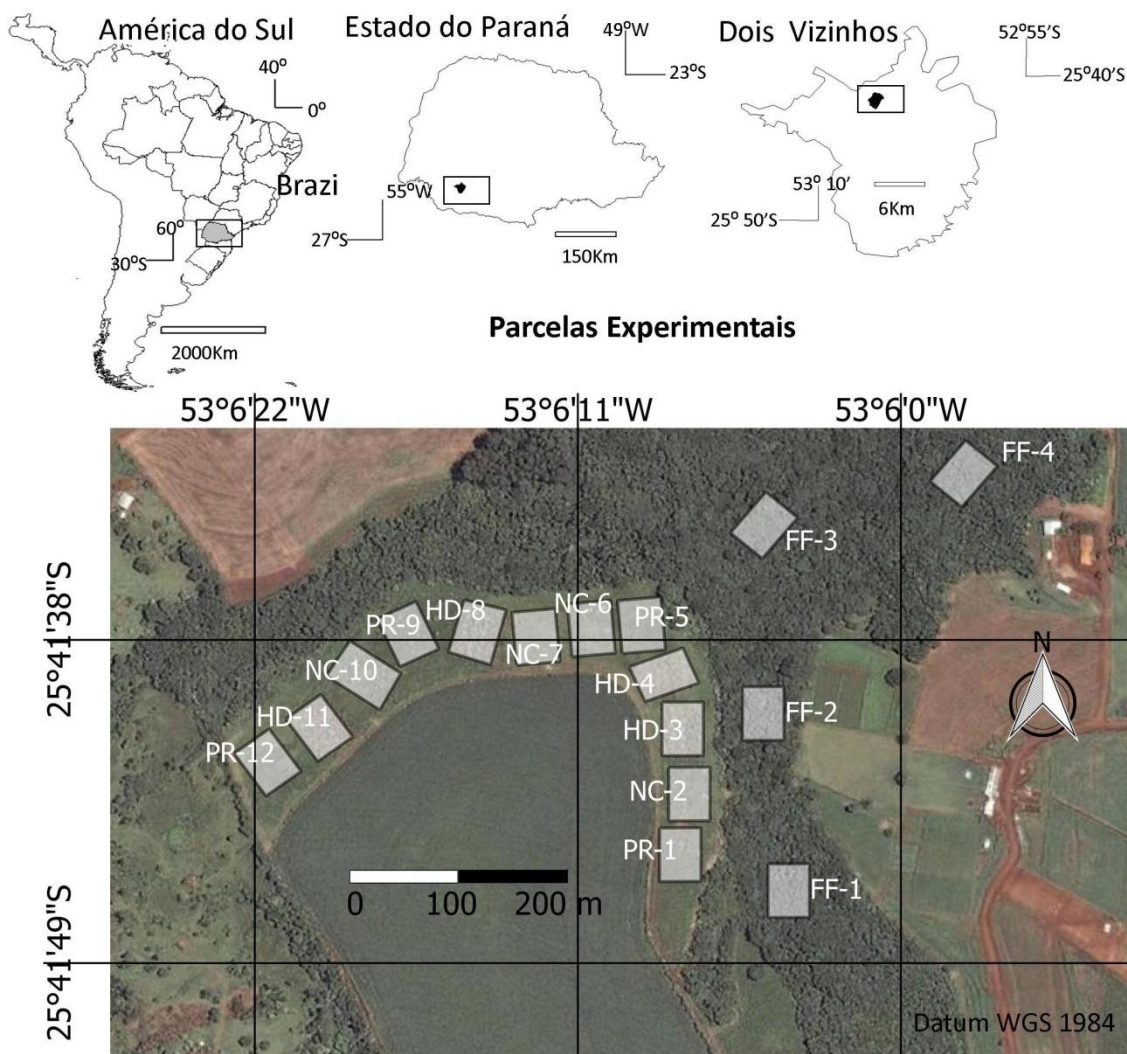


Figura 1. Mapa indicando a localização da área de estudo e parcelas experimentais e características da paisagem, contendo nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantio de alta diversidade (HD) e parcelas no fragmento florestal (FF) que ocorre margeando a área experimental.

3.2.2 Desenho experimental

O experimento foi delineado com 12 parcelas de 40 x 54 m, distribuídas ao acaso. Cada tratamento contou com quatro pseudoréplicas, totalizando 8.640 m² ou 0,86 hectares, para os seguintes tratamentos:

nucleação aplicada (NC); restauração passiva (PR); e plantio de alta diversidade (HD: uma metodologia de restauração ativa). As parcelas foram dispostas mantendo-se uma distância de $13 \pm 5DP$ m entre parcelas e $20,6 \pm 5,7DP$ m, em relação ao fragmento florestal próximo, cujos limites foram claramente sinalizados com hastes de madeira. Em outubro de 2010, a área toda foi roçada utilizando trator com roçadeira, iniciando o preparo de solo e, em dezembro, foi iniciada a implantação de mudas no campo.

3.2.3 Técnicas de restauração ecológica utilizadas

Os procedimentos gerais de plantio envolveram a gradagem do solo em cerca de cinco centímetros de profundidade. Durante o mês de dezembro de 2010, foram abertas as covas manualmente com 20 cm de profundidade e aplicação de iscas formicidas dispostas em armadilhas circundando a área experimental. Em NC foi utilizado um conjunto de sete técnicas de nucleação adaptado a partir de Reis et al. (2010), em seis faixas de 3 x 40 m por parcela, ocupando 33,33% da área total. Em cada parcela foram utilizadas duas técnicas estruturais e cinco processuais (Figura 2a). As técnicas estruturais consistem em: (1) utilização de estéreo (pilha de 1 x 1 x 1 m de madeira empilhada) para a fauna; (2) dois poleiros artificiais com 10 m de altura e diâmetro médio entre 15 e 20 cm feitos com troncos secos de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, destinados à atração de aves e morcegos. Na base de cada poleiro foi cultivado o maracujá: *Passiflora alata* Curtis (1788), de acordo com Reis et al. (2007).

As cinco técnicas processuais consistem na utilização de: (3) seis bancos de sementes com 1 m² de área e 10 cm de profundidade, os quais foram coletados *in natura*, depositados em bandejas, cultivados em viveiro e, posteriormente, as mudas que germinaram foram transferidas para o campo. Também foram inseridos seis blocos de 1 m² de chuva de sementes por parcela (4). A chuva de sementes foi obtida por meio de 30 coletores, também com 1m² de área. O material obtido nos coletores foi homogeneizado e cultivado em viveiro, com posterior transferência das mudas e sementes ainda não germinadas para o campo. Tanto a técnica de obtenção de banco de sementes quanto a coleta de chuva de sementes foram efetuadas em um remanescente de floresta secundária (25°36'83"S e 53°04'10"W), objetivando potencializar a regeneração natural com espécies locais. Como técnica para atrair polinizadores que podem servir de alimento para a fauna em áreas restauradas (Golawski & Golawska 2013), bem como aumentar a biomassa do solo (Beltrame & Rodrigues 2008), foi semeado o guandu (5) *Cajanus cajan* (L.) Millsp., em 12 núcleos de 3 x 4 m, com seis linhas de plantio e densidade aproximada de 20 sementes por metro linear.

Foram plantados 24 núcleos densos de vegetação, compostos por cinco mudas (6). As mudas foram plantadas distantes 1 m e dispostas em forma de "+", formados por quatro mudas pioneiras de rápido crescimento nas bordas e uma espécie não pioneira sombreada no centro, conforme Anderson (1953). No total, utilizaram-se 12 espécies pioneiras e 24 não pioneiras, listadas no APÊNDICE 1 (556 mudas.ha⁻¹). Finalmente, (7) foram inseridos seis grupos de bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol) em núcleos densos de cinco mudas, com 0,5 m de distância em forma de "+" (Anderson 1953).

O tratamento restauração passiva (PR) teve dupla função: além de ser um tratamento propriamente dito, também pode ser considerado controle local, pois para fins comparativos é necessária uma área em regeneração natural com a mesma idade dos demais tratamentos. Uma vez que o perímetro foi

demarcado, a área foi apenas protegida contra distúrbios, como queimadas e pastoreio animal (Shono et al. 2007, Rey-Banayas et al. 2008).

O tratamento de plantio de árvores de alta diversidade (HD) foi baseado na técnica de linhas de preenchimento e diversidade (Gonçalves et al. 2005, Gandolfi et al. 2007, Rodrigues et al. 2009, 2011). Foram utilizadas 70 espécies de árvores regionais, em que 10 espécies eram pioneiras (preenchimento) e 60 não pioneiras, contemplando espécies secundárias e clímax (diversidade). As mudas foram inseridas em campo com altura variando entre 20-35 cm, intercalando sistematicamente espécies de preenchimento com espécies de diversidade (Figura 2b).

Para NC e HD foram efetuadas roçadas trimestrais a partir da data de implantação e coroamento das mudas por meio de capina química utilizando glifosato®. Em HD ocorreu retirada total de lianas e a vegetação herbácea, deixando o solo exposto e a vegetação introduzida por meio do plantio. Na nucleação somente nas seis faixas de 3 x 40 m por parcela (33,33%) da área total (apenas onde foram inseridas as técnicas) ocorreu o manejo por roçada com a mesma periodicidade em que foi efetuada em HD. Para a implantação das cinco técnicas processuais em NC e para a implantação das mudas em DF foi utilizada adubação química (NPK: 05-20-10) com dosagem de (30kg/ha de N; 120 kg/ha de P₂O₅; 60kg/ha de K₂O). As espécies arbóreas utilizadas estão detalhadas no documento complementar 1.

O fragmento florestal (Figura 3; FF) apresenta em seu interior um curso hídrico de segunda ordem onde desaguam dois de primeira ordem, possuindo espécies arbóreas das duas fitofisionomias (florestas ombrófilas e estacionais semidecíduais), que influenciam a flora da região (Gorenstein et al. 2011)

O fragmento, anteriormente, teve parte de sua vegetação retirada, contudo, há aproximadamente 30 anos, cessaram atividades de distúrbio e, nesta mesma época, foi inserido cerca de um hectare (ha) de *Pinus taeda* L., ~0,5 ha de *Eucalyptus benthamii* Maiden & Cambage, e ~0,5 ha de *Hovenia dulcis* Thunb. Trata-se de um fragmento florestal em estágio inicial/médio de regeneração secundária, isolado por uma matriz agroecossistêmica, composta por pastagens e lavouras. As dez espécies com maior valor de importância (VI) concentram 78% do valor total, a saber: *Matayba elaeagnoides* Radlk. (16,3%), seguida por *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (8,93%), *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs (8,38%), *Hovenia dulcis* Thunberg (7,89%), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) (7,55%), *Nectandra lanceolata* Nees (6,99%), *Pinus taeda* L. (6,96%), *Ocotea puberula* (Rich.) (5,68%), *Casearia decandra* Jacq. (3,8%) e *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. (2,75%).

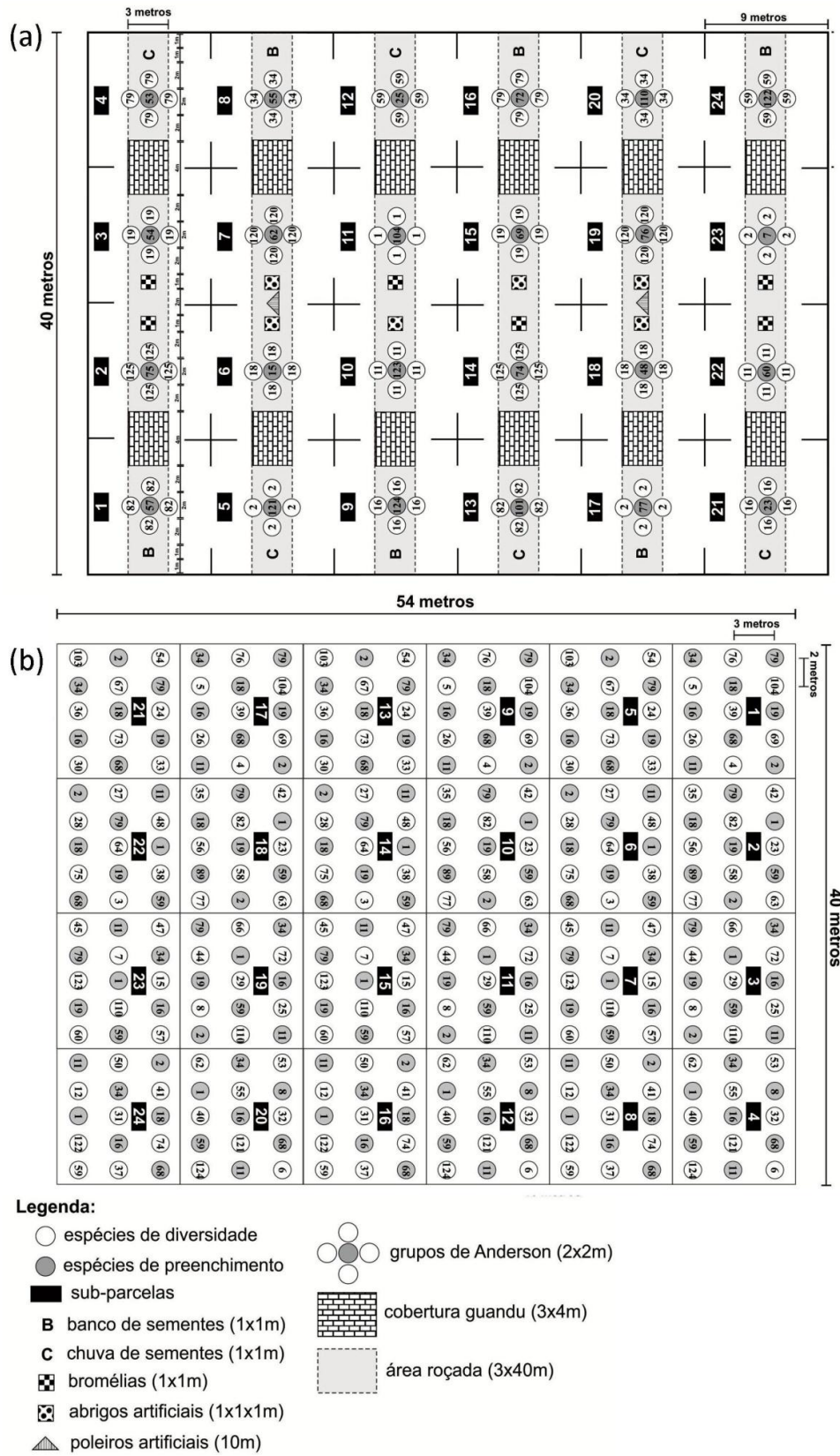


Figura 2. Esquema do delineamento utilizado na nucleação e no plantio de alta diversidade. Os números correspondem às espécies descritas no documento suplementar 1.

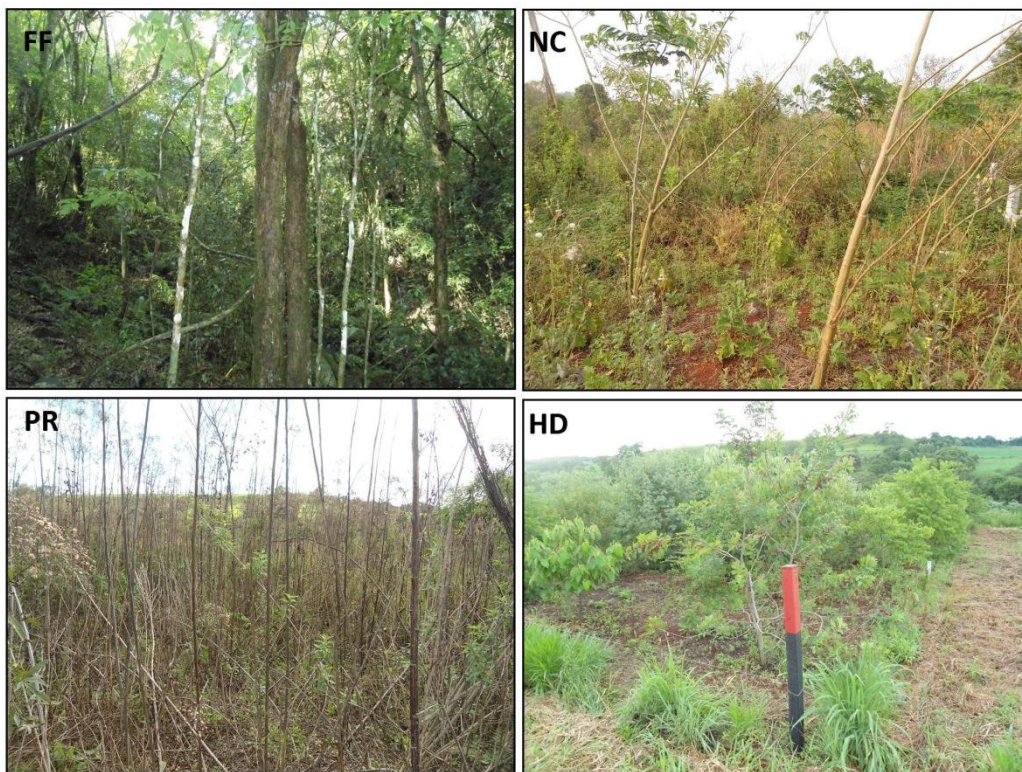


Figura 3. Detalhes das parcelas experimentais e características da paisagem, contendo nucleação (NC), restauração passiva (PR) e plantio de alta diversidade (HD) e parcelas no fragmento florestal (FF) que ocorre margeando a área experimental.

3.2.4 Coleta de dados

De janeiro a dezembro de 2012, foram totalizadas 24 amostragens (seis por estação) com um esforço amostral de oito horas por parcela ou 96 horas durante todo o experimento. O censo das aves foi feito um ano após o início da restauração, obtendo a riqueza e abundância através da contagem direta de um único ponto amostral no centro de cada parcela experimental com possibilidade de deslocamento para confirmar espécies identificadas por meio de registro auditivo seguido da confirmação visual (Bibby et al. 2000). As amostragens foram realizadas quinzenalmente, porém algumas observações foram adiadas por questões meteorológicas (e.g. chuva e vento), tentando padronizar a amostragem em dias com sol ou com chuva pouco intensa (< 5 mm para o dia). Cada amostragem foi de 20 minutos (10 pela manhã e 10 pela tarde). O início do censo ocorria quando o sol encontrava-se em ângulo de aproximadamente 5° no horizonte e, à tarde, com 45°. Este delineamento foi escolhido pelo motivo de que 20 minutos consecutivos aumentariam em muito a chance de reamostrar os mesmos indivíduos. Diluir os 20 minutos em dois períodos de 10 minutos também pode levar a uma superestimação da abundância, porém aumenta a chance de detecção de espécies discretas (Vielliard et al. 2010).

A parcela de início da amostragem foi sorteada, e o percurso sempre foi da primeira para a última parcela (1→12). No fragmento florestal adjacente, foram utilizados quatro pontos de escuta

(*sensu* Anjos 2007) equidistantes aproximadamente 150 metros, utilizando sinalizadores feitos de etiquetas coloridas distribuídas no limite do perímetro de observação para igualar com a área amostral das parcelas experimentais, com os mesmos procedimentos amostrais efetuados nas parcelas experimentais e sentido da amostragem (1→4). A nomenclatura utilizada para a identificação das aves está de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014).

3.2.5 Análise de dados

Para as parcelas restauradas por nucleação, os registros obtidos nos poleiros artificiais foram separados do restante dos dados (solo+vegetação), criando o grupo artificial NC-AP. Por outro lado, foi criado um segundo grupo contendo apenas os registros obtidos nos poleiros artificiais (AP). Este delineamento foi escolhido para que fosse possível compreender parte da contribuição dos poleiros sobre os parâmetros componentes da diversidade, permitindo a livre possibilidade das aves na ocupação tanto de poleiros quanto da vegetação/solo, que não seria possível em tratamentos que tivessem um delineamento com e sem poleiros. Foi trabalhado com quatro tratamentos (FF, NC, PR e HD) e dois grupos artificiais (NC-AP e AP). É importante destacar que FF não foi especificamente um tratamento, e sim área fonte de espécies, mas que, para fins de análise, foi interpretado como tratamento.

Foram obtidas estimativas da riqueza específica (Jackknife 1 e Chao 2) para cada um dos tratamentos e grupos artificiais, bem como a curva do coletor, utilizando a riqueza observada ($S_{obs} - Mao\ Tau$), com o procedimento de 10.000 permutações (Colwell et al. 2004). Para tal, foi utilizado o software *STIMATES*[®] (Colwell 2011). Tendo como base a abundância (N) e riqueza (S) observada, foi possível estimar igualmente o índice de Shannon-Weaver (H') e a uniformidade de Pielou (J') para cada amostra (Krebs 1999).

Para buscar evidências de suporte à hipótese, os valores médios dos parâmetros de riqueza, abundância e diversidade obtidos em cada amostragem foram submetidos a uma análise de variâncias (ANOVA-*Two Way*) com seis grupos [(FF, NC, PR e HD) e dois grupos artificiais (NC-AP e AP)], tendo como pseudoréplicas as parcelas e como repetições as 24 amostragens. Em seguida, foi efetuado o teste *post hoc* de Tukey. Para avaliar os pressupostos da análise, foram utilizados os testes de Shapiro-Wilk para normalidade e Bartlett para homogeneidade das variâncias (Quinn & Keough 2002). A análise dos dados foi efetuada no programa Statistica[®] 7.0 (Statsoft Inc. 1984-2004).

Para complementar a interpretação do papel de poleiros artificiais como nicho adicional em NC, foi realizada uma ordenação das parcelas experimentais e dos grupos. Estes dados foram ordenados por meio de uma Análise de Principais Componentes (APC), utilizando o critério de “*broken-stick*” para redução de eixos a serem interpretados (Johnson & Wichern 2007), tendo como variáveis quantitativas os valores de dominância de Berger-Parker – D (Melo 2008), obtido para o somatório total de contatos de cada espécie por parcela. Posteriormente, os escores dos eixos entre tratamentos foram testados utilizando análise de variâncias não paramétrica Kruskal-Wallis-KW² (Corder & Foreman 2009). Estes testes foram efetuados por meio das ferramentas computacionais PCORDTM ver. 6 (McCune & Mefford 2011) e PAST[®] ver. 2.17 (Hammer et al. 2001). Com o uso

deste procedimento, foi possível obter valores de correlações (Pearson) entre espécies e eixos, que foram convertidos em classes de correlações, sendo: forte correlação (\pm) 0,85 \pm (\pm) 1, correlação moderada (\pm) 0,75 \pm (\pm) 0,85, correlação fraca (\pm) 0,60 \pm (\pm) 0,75, e sem correlação ($<$ \pm 0,6).

As espécies foram agrupadas, utilizando uma proposta de guildas mistas (α) alfa e (β) beta semelhante à descrita por Almeida et al. (2003). Neste sistema, α corresponde à dieta predominante que foi baseada em Telino-Júnior et al. (2005), a saber: insetívoros (I), onívoros (O), frugívoros (F), granívoros (G), nectarívoros (N), e carnívoros (C). Por sua vez, β significa o *habitat* preferencial, utilizando a proposta de designação: áreas abertas (AO: compreendendo áreas agrícolas, campos abandonados e pastagens), florestais (FO: incluindo aves que ocorrem em florestas secundárias, sub-bosque florestal e dosséis emergentes), e bordas (ED: espécies comuns da margem da floresta, pouco sensíveis ao efeito de borda e tolerantes à desestruturação parcial do *habitat* florestal (Ries & Sisk 2010, Scherer-Neto & Toledo 2012). Esta proposta de guildas permite maior precisão para separar em grupos, tornando comparações mais robustas. As proporções de indivíduos dentro de cada guilda foram comparadas entre tratamentos e grupos artificiais utilizando o teste Qui-quadrado (χ^2) com hipótese nula de igualdade, $\alpha = 0,05$ como limite mínimo de aceitação estatística, utilizando sempre que necessário a correção de Yates (Preacher 2001).

Foi efetuada a ordenação por meio de Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), tendo como variáveis a abundância total de indivíduos dentro de cada guilda e, como categorias, as repetições amostrais para cada tratamento. Deste modo, foi possível obter as correlações (Pearson) entre guildas e eixos. Este teste foi realizado, a fim de verificar a possibilidade de guildas com maior relação com um dado tratamento ou grupo. Esta análise foi efetuada utilizando PcORD™ ver. 6 (McCune & Mefford 2011). Os escores dos eixos foram testados entre tratamentos e grupos utilizando Análise de Variâncias (*One Way*) e teste *post hoc* de Tukey (Quinn & Keough 2002).

Para avaliar quais grupos ou tratamentos mais se assemelham em termos de similaridade com a assembleia de aves ocorrente na área fonte, foi utilizada uma análise dos Percentuais de Similaridade – SIMPER (Clarke 1993) entre tratamentos e grupos, com base no somatório anual de registros para cada uma das parcelas. Foi possível obter percentuais de quais espécies mais contribuíram para a dissimilaridade entre tratamentos e grupos e, também, para a dissimilaridade total. Baseado nesta mesma matriz de dados, foi utilizado o teste ANOSIM, comparando os agrupamentos formados por meio da Análise de Cluster (dissimilaridade de Bray-Curtis), com aplicação do teste *post hoc* de comparações pareadas de Mann Whitney (Clarke 1993). Ambos os testes foram efetuados no programa PAST® ver. 2.17 (Hammer et al. 2001), utilizando 10000 permutações.

3.3 RESULTADOS

No total, foram obtidos 4139 contatos de 88 espécies distribuídas em 31 famílias. A família mais representativa foi Thraupidae ($n = 15$; 17,05%), seguida por Tyrannidae ($n = 13$; 14,77%). Em FF foi obtido 24% do total de registros e 38,22% em NC. Em AP foram obtidos 451 contatos para um total de 15 famílias. O tratamento FF apresentou maior riqueza acumulada ($60 \pm 2,88$ DP espécies), seguido por NC ($42 \pm 3,00$ DP). A curva do coletor demonstrou um padrão muito próximo entre NC-

AP e PR (Figura 4a). As estimativas de riqueza (Jackknife 1 e Chao 2) foram muito próximas do observado, evidenciando que a amostragem foi satisfatória (Figura 4b). As maiores médias de riqueza por amostragem foram obtidas em NC ($6,83 \pm 0,27$ DP) e FF ($6,68 \pm 0,27$ DP), com variação entre grupos artificiais e tratamentos (Figura 4c).

A hipótese inicial foi corroborada, pois o teste de Tukey demonstrou que o grupo NC-AP não divergiu de PR, permitindo inferir que poleiros são fatores estruturais que influenciam na riqueza constatada na nucleação. Ainda com relação à riqueza, não houve divergência entre HD e AP. Um padrão diferenciado foi observado sobre a abundância em NC, que apresentou maior média de indivíduos por amostra ($16,47 \pm 0,59$ DP ind. $F_{(5, 567)} = 36,38$; $P = 0,00$). Não foi possível observar variação na abundância entre FF, NC-AP e PR, porém estes tratamentos foram distintos de HD e AP por meio do teste de Tukey (Figura 4d). O mesmo padrão observado para a riqueza foi constatado também sobre a diversidade (Figura 4e). A análise descritiva da uniformidade de Pielou (J') permite verificar que FF apresentou a maior média ($J' = 0,94 \pm 0,27$ DP unidades J'), seguido do menor (CV%) coeficiente de variação 2,08%, contrariamente ao observado em AP com $0,57 \pm 0,27$ DP e $CV\% = 52,04$ (Figura 4f).

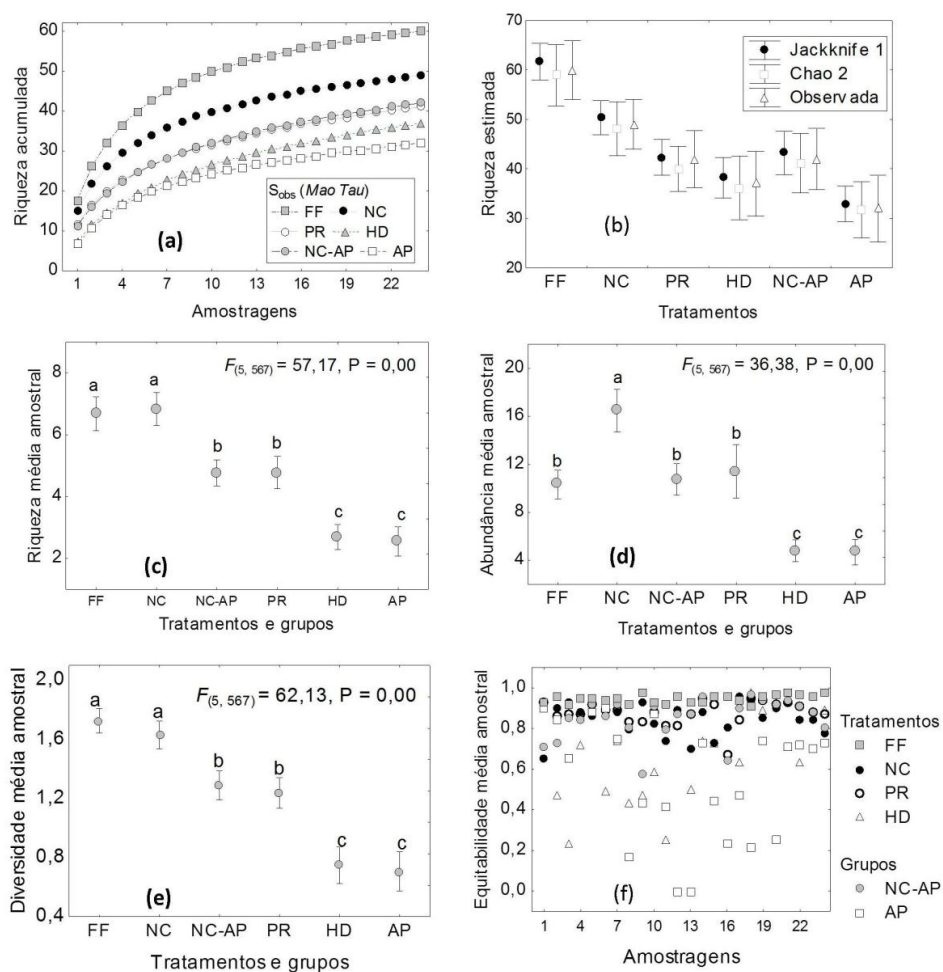


Figura 4. Representações gráficas ao longo de estações e amostragens em relação aos parâmetros de: (a) curva do coletor para a riqueza observada; (b) riqueza acumulada (*Mao Tau*) e riqueza estimada

(Jackknife 1 e Chao 2), seguidos dos respectivos intervalos de confiança (95%). A Figura (c) demonstra médias de riqueza para cada amostragem entre tratamentos e grupos; abundância (d) e diversidade (e). Intervalo de confiança é de 95%, médias seguidas de mesma letra não diferem com base no teste de Tukey (0,05%). Também é demonstrada a variação anual na uniformidade de Pielou (J') para tratamentos e grupos (f).

A Análise de Componentes Principais (ACP) demonstra que o padrão geral de abundância e riqueza de NC difere de PR (Figura 5a). Entretanto, quando são desconsiderados os registros obtidos nos poleiros artificiais (NC-AP), não existe tal segregação. Isto ressalta que poleiros são suficientes para garantir a distinção entre a assembleia de aves ocorrentes em NC e PR, pois segregam tanto para PC 1 quanto PC 2 em relação ao grupo artificial NC-AP e demais tratamentos (Figura 5a-b). Os dois primeiros eixos da ACP retiveram 60,05% da variância total (Tabela 1). De modo em geral, as variáveis (espécies) não apresentaram correlação ou foram fracamente relacionadas com os eixos (Tabela 1). *Tyrannus melancholicus* ($r = 0,89$), *Molothrus bonariensis* ($r = 0,80$), *Sporagra magellanica* ($r = 0,71$), *Furnarius rufus* ($r = 0,70$), *Zenaida auriculata* ($r = 0,69$), *Columbina talpacoti* ($r = 0,67$), *Tyrannus savana* ($r = 0,64$) e *Sicalis flaveola* ($r = 0,60$) foram espécies determinantes na segregação de AP com relação à NC e estiveram positivamente correlacionados com o PC 2.

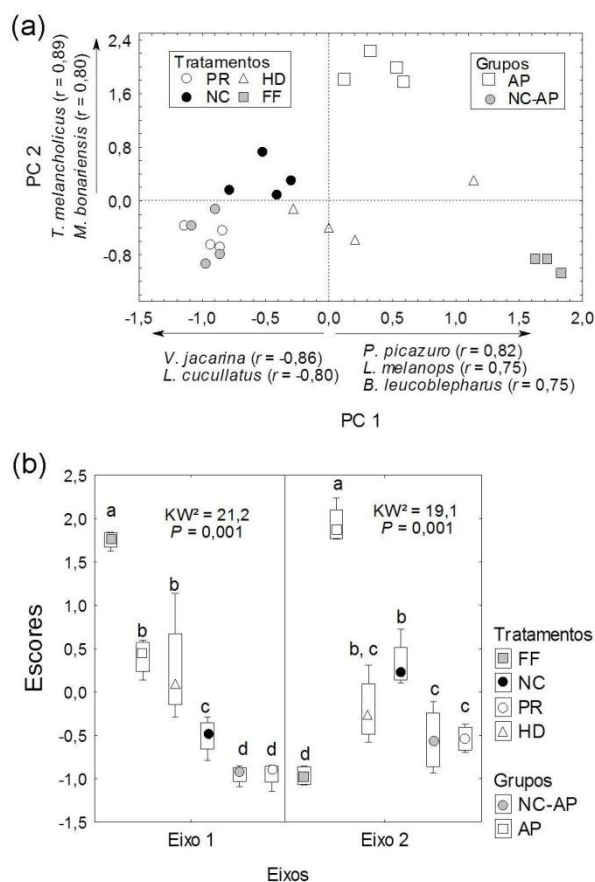


Figura 5. Análise de Principais Componentes (a) entre tratamentos (FF, NC, PR e HD) e grupos artificiais (NC-AP e AP). Teste dos eixos, utilizando análise de variância não paramétrica Kruskal-

Wallis–KW (b). Médias seguidas da mesma letra não diferem com base no teste *post hoc* de comparações par-a-par de Mann Whitney.

Tabela 1. Variâncias, autovalores e classes de correlações de Pearson obtidas por meio da Análise de Componentes Principais (ACP).

Eixos	Eixo 1		Eixo 2	
Variância	41,79%		18,25%	
Autovalores	0,02		0,01	
Classes de correlação	(+)	(-)	(+)	(-)
Nula	42	24	13	66
Fraca	15	2	7	0
Moderada	3	1	1	0
Forte	0	1	1	0

Com relação à composição das guildas mistas, todos os tratamentos apresentaram alta incidência de insetívoros ocorrentes em bordas (IED e GED) e granívoros ocorrentes em ambientes abertos (GOA), detalhados na Tabela 2. Apenas para o agrupamento trófico de insetívoros ocorrentes em ambientes florestais foi possível verificar variação nas proporções entre tratamentos e grupos artificiais ($\chi^2 = 50$, 85; gl = 5; $P = 0,00$), com 16 (27%) espécies em FF, não ocorrendo espécies desta guilda em NC-AP. O teste não foi sensível o suficiente para detectar variações entre onívoros florestais ($\chi^2 = 7,67$; gl = 5; $P = 0,17$). Ressalta-se, porém, que esta guilda apresentou o dobro de espécies observadas em relação ao segundo grupo com maior abundância.

Tabela 2. Guildas de aves ocorrentes nos tratamentos experimentais e grupos artificiais. A marcação (cy) indica que foi necessário utilizar a correção de Yates no teste qui-quadrado (χ^2). As siglas representam: COA = carnívoro de áreas abertas, FED = frugívoros de bordas florestais, FFR = frugívoros florestais, GOA = granívoros de áreas abertas, GED = granívoros de bordas florestais, GFR = granívoros florestais, IED = insetívoros de bordas florestais, IOA = insetívoros de áreas abertas, IFR = insetívoros florestais, NED = nectarívoros de bordas florestais, NOA = nectarívoros de áreas abertas, OED = onívoros de bordas florestais, OOA = onívoros de áreas abertas e OFR = onívoros florestais.

Guildas	Tratamentos				Grupos		Teste	
	FF	AN	PR	HD	AN-AP	AP	χ^2	P
COA	2	3	1	1	2	2	0,545 ^{cy}	0,99
FED	1	1	0	0	0	0	0,50 ^{cy}	1,99
FFR	2	0	0	0	0	0	4,50 ^{cy}	0,48
GFR	2	1	1	1	1	0	1,50 ^{cy}	0,91
GED	3	2	1	1	2	1	0,50 ^{cy}	0,99
GOA	4	12	11	9	12	10	3,00	0,70
IED	6	5	5	5	4	2	2,11	0,83
IFR	16	1	1	1	0	1	50,85^{cy}	0,00
IOA	4	12	12	8	11	7	5,78	0,33

NED	1	0	1	0	0	0	0,50 ^{cy}	0,99
NOA	1	1	1	1	1	1	1,50	0,91
OED	3	2	0	1	1	2	1,33 ^{cy}	0,93
OOA	1	2	1	2	1	2	0,00 ^{cy}	1,00
OFR	14	7	6	7	7	4	7,67	0,17
Total	14	12	11	11	10	10	0,54	0,97

A ordenação da abundância das guildas (Figura 6a) permite constatar segregação de FF no eixo 1 em relação ao demais tratamentos e grupos. A análise foi influenciada principalmente por insetívoros florestais ($r = 0,83$), onívoros florestais ($r = 0,78$) e granívoros florestais ($r = 0,78$). Houve segregação (apenas no eixo 2) entre NC e NC-AP (Figura 6a-b), onde granívoros de bordas florestais ($r = 0,68$) influenciaram positivamente NC-AP, enquanto insetívoros de ambientes abertos influenciaram negativamente NC no eixo 2, que segregou de NC-AP e PR ($r = -0,58$), observe a Tabela 3 e Figura 6.

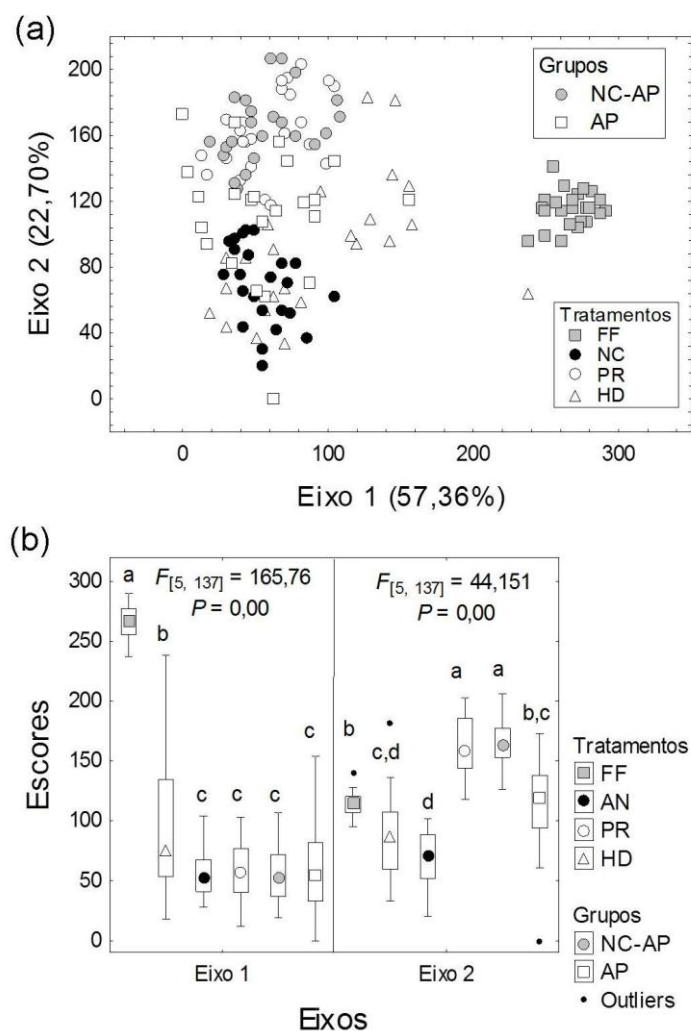


Figura 6. Ordenação de guildas de aves por meio de análise DCA para tratamentos e grupos experimentais.

Tabela 3. Valores de correlação entre a abundância nas guildas (variáveis) e eixos da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). As siglas representam: COA = carnívoro de áreas abertas, FED = frugívoros de bordas florestais, FFR = frugívoros florestais, GOA = granívoros de áreas abertas, GED = granívoros de bordas florestais, GFR = granívoros florestais, IED = insetívoros de bordas florestais, IOA = insetívoros de áreas abertas, IFR = insetívoros florestais, NED = nectarívoros de bordas florestais, NOA = nectarívoros de áreas abertas, OED = onívoros de bordas florestais, OOA = onívoros de áreas abertas e OFR = onívoros florestais.

Guildas	Eixo 1 (r)	Eixo 2 (r)
COA	-0,126	-0,394
FED	0,232	0
FFR	0,247	-0,035
GFR	0,782	0,061
GED	-0,097	0,686
GOA	-0,552	0,202
IED	-0,214	-0,375
IFR	0,833	-0,114
IOA	-0,455	-0,581
NED	0,45	-0,018
NOA	-0,135	0,159
OED	0,43	-0,087
OFR	0,786	0,005
OOA	0,134	-0,072
Autovalores	0,57	0,22

Por meio do teste SIMPER, as assembleias entre tratamentos e grupos foram pouco similares ao fragmento fonte, sendo a maior dissimilaridade obtida entre FF e AP (93,7) e a menor entre FF e HD (84,1). *Turdus leucomelas* foi a espécie que mais contribuiu para a dissimilaridade entre FF e HD (8,51% da variação). Entre AP e NC-AP a abundância de *Sporophila caerulea* proporcionou 15,63% da dissimilaridade. Esta mesma espécie foi a que mais influenciou a dissimilaridade entre NC e PR (16,23%). A dissimilaridade entre NC-AP e PR esteve relacionada com a abundância de *Volatinia jacarina* (19,82%). Por meio da comparação simultânea dos grupos (SIMPER), foi encontrada uma dissimilaridade total de 69,07%, influenciada principalmente pela abundância *Volatinia jacarina* (13,33%) que não foi registrada em FF. Com base na Análise Multivariada de Similaridade (ANOSIM), FF e HD formaram grupos distintos, enquanto houve grupamento de NC, PR e NC-AP.

Tabela 3. Dissimilaridade de Bray-Curtis em relação aos dos Percentuais de Similaridade (SIMPER). Também são apresentados valores de probabilidade para comparações pareadas da Análise Multivariada de Similaridade (ANOSIM) em itálico. Valores com a marcação (*) representam probabilidades significativas ($P < 0,05$), demonstrando quais tratamentos ou grupos diferem.

	FF	NC	PR	HD	NC-AP	AP
FF	-	91,33	93,20	84,10	92,50	93,70
NC	<i>0,028*</i>	-	38,98	66,47	35,73	63,09
PR	<i>0,029*</i>	<i>0,060ns</i>	-	62,04	32,96	69,07
HD	<i>0,028*</i>	<i>0,030*</i>	<i>0,030*</i>	-	60,72	64,91
NC-AP	<i>0,027*</i>	<i>0,029*</i>	<i>Ins</i>	<i>0,027*</i>	-	69,69
AP	<i>0,031*</i>	<i>0,145ns</i>	<i>0,030*</i>	<i>0,030*</i>	<i>0,030*</i>	-

3.4 DISCUSSÃO

O total de espécies ($n = 88$) representa aproximadamente 48% do observado em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná (Bornschein & Reinert 2000) e ~73% do obtido por Bispo & Scherer-Neto (2010) para um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no leste do Estado. Ambos os estudos foram desenvolvidos em fragmentos florestais envoltos por matriz agrícola. Deste modo, em se tratando de um ambiente de ecótono entre floresta estacional e ombrófila, apenas uma fração do total de espécies com potencial ocorrência foram registradas.

Os estimadores de riqueza utilizados (Jackknife 1 e Chao 2) demonstram suficiência da amostragem da avifauna local. A riqueza total foi semelhante à observada por Pillatti et al. (2010) com 87 espécies em remanescentes de florestas estacionais e áreas agrícolas no Sul do Brasil, embora com diferenças na composição específica. As características estruturais da avifauna ocorrente neste estudo demonstram um padrão esperado para áreas alteradas, com ausência de espécies com alto grau de susceptibilidade a distúrbios (Anjos 2004, 2006) e famílias bioindicadoras *e.g.*, Dendrocolaptidae (Poletto et al. 2004).

Todos os tratamentos e grupos apresentaram riqueza menor do que o fragmento florestal. De acordo com Fuller et al. (2001) e Herzon et al. (2014), ambientes recém-restaurados não suportam plenamente espécies florestais, mas podem funcionar como *habitat* complementar, aliviando a pressão de competição entre algumas espécies e aumentando a diversidade regional pela criação de um mosaico de usos da terra. Este padrão corrobora Lindell et al. (2012), em que foi demonstrado que ambientes recém-restaurados podem fornecer valor ambiental para muitas espécies de aves.

A análise de variâncias efetuada sobre riqueza, abundância e diversidade (Figura 4a-c) permite avaliar que a nucleação aplicada é semelhante à restauração passiva quando são desconsiderados registros obtidos nos poleiros artificiais. Portanto, a hipótese inicial foi corroborada. Os poleiros artificiais proporcionaram um nicho adicional e, neste estudo, representou 34% de acréscimo na riqueza acumulada observada em NC. Este papel dos poleiros, segundo alguns autores, substitui parcialmente a função de árvores isoladas em paisagens agrícolas para a atração de aves, gerando mais complexidade ao ambiente (Bocchese et al. 2008, Sheldon & Nadkarni 2013).

A variação de equitabilidade encontrada foi maior em FF. Isto permite inferir que a dominância é menor em FF e sugere um gradiente de estabilidade (FF>NC>PR>HD), corroborando Reis et al. (2007), que afirma que “ações nucleadoras se complementam no sentido de rapidamente formar uma comunidade mais estabilizada”.

É interessante destacar que nestes dois primeiros anos da restauração, a AP proporcionou um valor ecossistêmico tão importante quanto àquele de HD, pois as métricas de parâmetros que compõem a diversidade foram semelhantes, sem diferenças estatísticas por meio dos testes utilizados. Segundo Ortega-Álvarez et al. (2013), a retirada da vegetação de sub-bosque limita o número de espécies em ambientes restaurados. Esta limitação ocorre em função da redução de estratos de forrageamento (Lindenmayer et al. 2010). Deste modo, o manejo feito no plantio de alta diversidade com a retirada da vegetação herbácea emergente reduz o número de nichos disponíveis e, portanto, limita o número de espécies, como discutido por Vickery et al. (2002).

É provável que a semelhança em termos de riqueza acumulada entre AP e HD esteja relacionada com abundância e riqueza de família Tyrannidae (mais representativa neste estudo). Segundo Gabriel & Pizo (2005), Silva et al. (2010) e Martins-Oliveira et al. (2012), tiranídeos utilizam tanto poleiros secos quanto a copa da vegetação para forragear insetos. Assim, AP e HD fornecem um nicho semelhante para esse grupo, pois árvores jovens, após dois anos de crescimento, proporcionam poleiros naturais. Tiranídeos são frequentemente observados efetuando frugivoria tanto em *habitats* florestais quanto em ambientes alterados, tornando-se insetívoros ou onívoros generalistas com capacidade de consumir frutos e dispersar sementes intactas (Pizo, 2004, 2007, Athiê & Dias 2012).

A maior atenção dada para espécies que podem exercer a frugivoria e dispersão em estudos de restauração ecológica acabam limitando o entendimento sobre padrões de uso de poleiros por aves granívoras, bem como a sua importância. Neste estudo, granívoros de áreas abertas e de bordas florestais representaram 34,37% do total de espécies em AP. A maior abundância por amostra foi registrada em NC, porém a exclusão dos registros obtidos nos poleiros artificiais evidenciou um padrão semelhante entre NC-AP e PR. Deste modo, acredita-se que a abundância observada nos poleiros é influenciada por espécies gregárias (e.g. *Sporagra magellanica* e *Molothrus bonariensis*), conforme sugere a análise PCA, o que acaba superestimando a abundância da amostra conforme já destacado por Ortega-Álvarez et al. (2013).

Poleiros são utilizados de diferentes formas por aves granívoras (Shiels & Walker 2003, Bocchese et al. 2008). Foi observado que *Sporophila caerulenses* contribuiu com 15,63% da dissimilaridade entre AP e NC-AP, evidenciado que poleiros artificiais podem assumir funções de descanso ou áreas de socialização, pois embora utilizados frequentemente por *S. caerulenses*, não oferecem recursos alimentares diretos para esta espécie. A ocorrência de *Molothrus bonariensis* teve grande peso na separação entre NC e NC-AP (Figura 5a), podendo conferir um aspecto negativo, pois a espécie apresenta comportamento de nidoparasitismo e utiliza poleiros para monitorar a construção de ninhos de seus hospedeiros (Banks & Martin 2001).

O fragmento estudado adjacente às parcelas experimentais encontra-se em estágio médio de sucessão ecológica, porém sofreu muitas perturbações antrópicas. Isso explica o baixo número de

espécies frugívoras, pois segundo Jordano et al. (2006), as características estruturais da vegetação, como a desestruturação de dosséis quanto do sub-bosque, limita a persistência de frugívoros especializados. Esta afirmação é sustentada por Pizo (2007), afirmando que algumas famílias de aves têm sua persistência comprometida em paisagens alteradas (e.g. Ramphastidae, Pipridae, Cotingidae e Cracidae). Espécies destas famílias foram pobremente representadas: uma única espécie por família, exceto para Cotingidae não registrada.

Frugívoros especializados estiveram ausentes nos poleiros, provavelmente, em função da defaunação registrada na área fonte (FF), refletida nas parcelas experimentais, pois as únicas espécies frugívoras florestais observadas em FF (*Chiroxiphia caudata* e *Pteroglossus castanotis*) não foram registradas utilizando parcelas ou poleiros. Segundo Haslem & Bennett (2008) e Herzon et al. (2014), a capacidade de colonizar novos ambientes está relacionada com a abundância de espécies nas áreas fonte. Neste estudo, cada espécie foi registrada uma única vez, indicando que FF também possui restrições na manutenção de frugívoros especializados, limitando processos de colonização em outras áreas.

Muitas são as críticas à utilização de poleiros artificiais como estratégia de restauração (e.g. Shiels & Walker 2003, Graham & Page 2012). Entre as principais críticas, está o baixo recrutamento de plântulas provenientes de sementes depositadas (Holl et al. 2000). Sabe-se que a deposição de sementes sob poleiros pode ser um evento raro em paisagens muito alteradas (Reid et al. 2012b) e que a utilização de poleiros por aves é diminuída quando na presença de árvores (Holl 1998). Contudo, ficou evidente que para estratégias de recomposição faunística, poleiros trazem benefícios para aumentar a riqueza de aves, atraindo espécies generalistas, prováveis responsáveis pela dispersão de sementes onde aves frugívoras não ocorrem (Guedes et al. 1997, Holl 1998).

A principal diferença na assembleia de aves entre FF e demais tratamentos e grupos ocorreu em função da presença de insetívoros florestais, onívoros florestais e granívoros florestais. Todavia, é pouco discutido o papel de insetívoros exclusivamente florestais na dispersão e restauração florestal. Alguns dos insetívoros registrados neste trabalho (e.g. *Parula pitiayumi*, *Colaptes melanochloros* e *Myiodynastes maculatus*) são frequentemente registrados consumindo frutos (Jesus & Monteiro-Filho 2007, Kaminski 2013). Insetívoros florestais são naturalmente limitados em exercer a colonização de ambientes agrícolas e áreas abertas devido a sua baixa mobilidade e requerimentos ambientais específicos (Sekercioglu 2012). Deste modo, devem ser traçadas alternativas para favorecer a colonização por esta guilda. Segundo Sheldon & Nadkarni (2013), a presença de lianas e epífitas é determinante para atrair insetívoros florestais em ambientes abertos, deste modo, árvores isoladas cobertas por lianas podem exercer maior atratividade do que poleiros para este grupo.

Dentre os onívoros florestais, *Turdus leucomelas* foi responsável pela maior parte da dissimilaridade entre FF e HD. Turdídeos são caracterizados como onívoros frugívoros, com grande capacidade de exercer com qualidade a dispersão de sementes florestais (Mota-Gomes et al. 2008, Gasperin & Pizo 2012). Um resultado semelhante foi obtido por Wal et al. (2012), em que outro turdídeo (*Turdus grayi*) foi a espécie que mais contribuiu com a dissimilaridade entre florestas plantadas e agrossistemas. Este grupo de onívoros pode efetuar razoáveis deslocamentos na paisagem

(Cardoso-da-Silva et al. 1996). Desta forma, são os melhores candidatos a utilizar poleiros artificiais do modo destacado por Reis e et al. (2007, 2010) como trampolins ecológicos, permitindo a disseminação de sementes entre fragmentos separados na paisagem.

A similaridade entre FF e HD foi a maior obtida, indicando que o plantio de alta diversidade, durante os dois primeiros anos de implantação, possui maior capacidade de atrair espécies ocorrentes no ambiente florestal. Este padrão foi corroborado pela análise SIMPER, indicando menor dissimilaridade entre o fragmento florestal e o plantio de alta diversidade. Como explicação para este resultado, infere-se que a utilização de espécies pioneiras de crescimento rápido em HD, ocasiona um ambiente sombreado, que reduz a proliferação de gramíneas (Carvalho et al. 1995). Deste modo, é possível inferir que ocorrerá diminuição de espécies granívoras de ambiente aberto (Vickery et al. 2002, Fuller 2012). Neste mesmo sentido, o plantio de espécies de crescimento lento, ajuda a formar uma estratificação precoce entre espécies pioneiras e não pioneiras em HD. Isso em longo prazo deverá favorecer insetívoros pelo aumento de diferentes estratos da folhagem (Willson 1974, Marzluff & Ewing 2001). Se a tendência de atratividade para espécies florestais for mantida em HD, é provável que o plantio de alta diversidade atinja em menos tempo características de um ambiente em estágio primário tardio de sucessão ecológica, que pode levar a um ambiente mais adequado para a manutenção de espécies de aves dependentes do ambiente florestal e com interesse conservacionista (Lindell et al. 2012, Reid et al. 2012a). A baixa similaridade entre tratamentos experimentais com relação ao fragmento fonte sugere que a colonização durante os dois primeiros anos é basicamente feita por espécies móveis, que podem ocorrer em bordas das plantações e fazendas nas adjacências, ressaltando a importância destes locais como fontes de espécies colonizadoras (Vickery et al. 2002, Sekercioglu 2012).

Em síntese, poleiros artificiais foram ineficientes para a atração de espécies frugívoras, que também foram ausentes nas adjacências, porém eficientes na atração de espécies generalistas (principalmente por insetívoros, granívoros e onívoros ocorrentes em áreas abertas). Desta forma, poleiros proporcionaram um nicho adicional para aumentar a riqueza de espécies nas parcelas restauradas por meio da nucleação aplicada, tornando-se uma estratégia de manejo para aumentar a diversidade local em ambientes recém-restaurados. A menor dissimilaridade percentual e a maior similaridade com o fragmento fonte ocorreram no plantio de alta diversidade, que utiliza algumas espécies vegetais com síndrome de dispersão zoocórica. Portanto, mesmo em curto prazo, NC possuiu maior riqueza e HD maior potencial de atratividade de aves que ocorrem na área fonte. Deste modo, é recomendável que o desenho experimental da nucleação utilizado neste estudo seja readaptado, aumentando o tamanho dos núcleos de Anderson (1953) ou inserindo pequenas parcelas de Plantação em linhas de diversidade como forma de maximizar o potencial de *habitat* para a avifauna e beneficiar a chegada de espécies que ocorrem em *habitats* florestais próximos.

Agradecimentos

Ao CNPQ - Conselho de Desenvolvimento Científico Tecnológico - pelo financiamento do projeto (processo nº 575081/2008-2) e a COPEL (Copel - Companhia Paranaense de Energia) em especial a

Murilo Barddal, pelo apoio logístico e atividades de implantação e manutenção florestal. Agradecemos ao técnico florestal Gilmar Poser Brizola pelo auxílio em campo. Somos gratos ao Programa em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná. HFV agradece o suporte financeiro pela bolsa de estudos concedida pela CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

REFERÊNCIAS

- AKÇAKAYA, H.R., MILLS, G. & DONCASTER, C.P. 2007. The role of metapopulations in conservation. In Key Topics in Conservation Biology (D.W. Macdonald & K. Service, ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford., p.64–84.
- ALMEIDA, A., COUTO, H.T.Z., ALMEIDA, A.F. 2003. Diversidade beta de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. *Ararajuba* 11(1): 157-171.
- ANDERSON, M.L. 1953. Spaced-Group planting. *Unasylya* 7(2):1–15.
- ANJOS, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76(2):429–434. <http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652004000200036>
- ANJOS, L. 2007. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15 (2): 239–243.
- ANJOS, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38(2):229–234. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00122.x>
- ATHIÊ, S. & DIAS, M.M. 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e refl orestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26(1): 84–93. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>
- BÁLDI, A. & BATÁRI, P. 2011. Spatial heterogeneity and farmland birds: different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis* 153: 875–876. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01169.x>
- BANKS, A.J. & MARTIN, T.E. 2001. Host activity and the risk of nest parasitism by brown-headed cowbirds. *Behavioral Ecology* 12(1): 31–40.
- BELTRAME, T.P. & RODRIGUES, E. 2008. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. *Scientia Forestalis* 36(80): 317-327.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A. & MUSTOE, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd ed. Academic Press, London
- BISPO, A.A & SCHERER-NETO, P. 2010. Avian assemblage in a remnant of the Araucaria Forest in the Southeast Parana, Brazil. *Biota Neotrópica* 10(1):121–130. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000100012>
- BOCCHESI, R.A., OLIVEIRA, A.K.M., FAVERO, S., GARNÉS, S.J.S. & LAURA, V.A. 2008. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(3):207–213.

- BORNSCHEIN, M.R. & REINERT, B.L. 2000. Aves em três remanescentes florestais no norte do estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para conservação e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(3):615–633. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752000000300008>
- BRADY, C.J. & NOSKE, R.A. 2010. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. *Restoration Ecology* 18(6): 855–864. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00511.x>
- CARDOSO DA SILVA, J. M., UHL, C. & MURRAY, G. 1996. Plant succession, Landscape Management, and the Ecology of Frugivorous Birds in Abandoned Amazonian Pastures. *Conservation Biology* 10(2): 491–505. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020491.x>
- CARVALHO, M.M., FREITAS, V.P. & ANDRADE, A.C. 1995. Crescimento inicial de cinco gramíneas tropicais em um sub-bosque de angico vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* Benth.). *Pasturas Tropicales* 17(1): 24–30.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18(1): 117–143. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- COLWELL, R.K. 2011. *EstimateS*, Version 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85(10): 2717–2727. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0557>
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS – CBRO. 2014. Lista das aves do Brasil. <http://www.cbro.org.br> (último acesso em 15/01/2014).
- CORDER G. W. & FOREMAN D.I. 2009. *Nonparametric statistics for non-statisticians: a step-by-step approach*. Wiley, New Jersey.
- CORBIN, J.D. & HOLL, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265(1): 37–46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>
- ESLER, D. 2000. Applying Metapopulation Theory to Conservation of Migratory Birds. *Conservation Biology* 14(2):366–372.
- FINK, R.D., LINDELL, C.A., MORRISON, E. B. R., ZAHAWI, A. & HOLL, K.D. 2009. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. *Restoration Ecology* 17(4):479–486. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00383.x>
- FULLER, R.J. 2012. *The bird and its habitat: an overview of concepts*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FULLER, R.J., CHAMBERLAIN, D.E., BURTON, N.H.K. & GOUGH, S.J. 2001. Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84(1): 79–92.
- GABRIEL, V.A. & PIZO, M.A. 2005. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 1072–1077. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000400036>
- GANDOLFI, S., MARTINS S.V. & RODRIGUES, R.R. 2007. *Forest Restoration: Many Views and Objectives*. High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas, Nova Science Publishers INC, New York.

- GASPERIN, G. & PIZO, M.A. 2012. Passage time of seeds through the guts of frugivorous birds, a first assessment in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(1): 48–51.
- GOLAWSKI, A. & GOLAWSKA, S. 2013. Are the birds dangerous for insect pollinators? The relationship between hymenopterans and the red-backed shrike. *Journal of Insect Conservation* 17: 1155–1160. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-013-9596-2>
- GONÇALVES, R.M.G., GIANNOTTI, E., GIANNOTTI, J.D.G. & SILVA, A.A. 2005. Aplicação de modelo de Revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da Microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. *Revista do Instituto Florestal* 17(1): 73–95.
- GORENSTEIN M.R. BECHARA F.C. ESTEVAN D.A. SGARBI A.S. & GALLO. I.C. 2011. Estrutura e diversidade da comunidade arbórea na trilha ecológica da UTFPR, Campus Dois Vizinhos através do método de Quadrantes. In V Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Ciências Agrárias, Animais e Florestais – UTFPR. Dois Vizinhos, Brasil, p.01-05.
- GRAHAM, L.L.B. & PAGE, S.E. 2012. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology* 20(5): 631–637. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00805.x>
- GUEDES, M.C., MELO, V.A. & GRIFFITH, J.J. 1997. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. *Ararajuba* 52(2): 229–232.
- HALL, T.R., HOWARD, W.E. & MARSH, R.E. 1981. Raptor Use of Artificial Perches. *Wildlife Society Bulletin* 9: 296–298.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 01–09.
- HASLEM, A. & BENNETT, A.F. 2008. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4):191–203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.001>
- HERZON, I., MARJA, R., MENSHIKOVA, S. & KONDRATYEV, A. 2014. Farmland bird communities in an agricultural landscape in Northwest Russia: Seasonal and spatial patterns. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 183: 78– 85
- HOLL, K.D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6(3): 253–261. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00638.x>
- HOLL, K.D., LOIK, M.E. LIN, E.H.V. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical Montane Forest restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339–349. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>
- HURLBERT, A.H. 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology Letters* 7(8): 714–720. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00630.x>
- JESUS, S. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2007. Frugivoria por aves em *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) e *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(4): 585–591.
- JOHNSON, R.A. & WICHERN, D.W. 2007. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. 6. ed. Prentice Hall, Nova York.
- JORDAN, W.R., GILPIN, M.E. & ABER, J.D. 2003. *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological restoration*. Cambridge University Press, Cambridge.

- JORDANO, P.M.; GALETTI, M.; PIZO, M.A. & SILVA, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In *Biologia da conservação: essências* (Duarte, C.F.; Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S. & Van Sluys, M. Eds.). São Paulo, Editorial Rima. p411–436.
- KAMINSKI, N. 2013. Consumo de frutos por três espécies de Picidae em área de Floresta Ombrófla Mista de Santa Catarina. *Biotemas* 26(3): 261–263. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p261>
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Ecological Methodology. Harper and Row, New York.
- LINDELL, C.A., COLE R.J., HOLL, K.D. & ZAHAWI, R.A. 2012. Migratory bird species in young tropical forest restoration sites: effects of vegetation height, planting design, and season. *Bird Conservation International* 22 (1):94–105. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270911000177>
- LINDENMAYER, D.B., KNIGHT, E.J., CRANE, M.J., MONTAGUE-DRAKE, R., MICHAEL, D.R. & MACGREGOR, C.I. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143: 289–301.
- MARTINS-OLIVEIRA, L., LEAL-MARQUES, R., NUNES, C.H., FRANCHIN, A. G. & MARÇAL-JÚNIOR, O. 2012. Forrageamento de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em habitats urbanos. *Bioscience Journal* 28(6):1038–1050.
- MARZLUFF, J.M. & EWING, K. 2001. Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9(3): 280–292. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x>
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Oregon: MjM Software.
- MCDONNELL, M.J. & STILES, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56(1):109–116.
- MELO, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrópica* 8(3): 21–27. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>
- MOTA GOMES, V.S.; CORREIA, M.C.R., LIMA, H.A. & ALVES, M.A.S. 2008. Potential role of frugivorous birds (Passeriformes) on seed dispersal of six plant species in a restinga habitat, southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical* 56 (1): 205–216.
- ODUM, E.P. 1950. Bird populations of the Highlands (North Carolina) Plateau in relation to plant succession and avian invasion. *Ecology* 31:587–605. <http://dx.doi.org/10.2307/1931577>
- ORTEGA-ÁLVAREZ, R., LINDIG-CISNEROS, R., MACGREGOR-FORS, I., RENTON, K. & SCHONDUBE, J.E. 2013. Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering* 53: 275–283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.058>
- PIAS, K.E, WELCH, Z.C. & KITCHENS, W.M. 2012. An Artificial Perch to Help Snail Kites Handle an Exotic Apple Snail. *Waterbirds* 35(2): 347–351. <http://www.bioone.org/doi/full/10.1675/063.035.0217>
- PILLATT, N., PILLATT, N., FRANCO, E.T.H.F. & COELHO, G.C. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Brazilian Journal of Biosciences* 8(3):246–252.
- PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15(suppl.): 117–126.
- PIZO, M.A. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In *Seed dispersal - theory and its application in a changing world* (A.J. Dennis, E.W. Schupp, E.W. Green & D.A. Westcott ed.). Oxford shire, UK: CAB International, Oxford, p. 615–627.

- POLETTI, F., ANJOS, L., LOPES, E.V., VOLPATO, G.H., SERAFINI, P.P. & FAVARO, F.L. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba* 12(2): 89–96
- PREACHER, K.J. 2001. Calculation for the Chi-Square test: An interactive calculation tool for chi-square tests of goodness of fit and independence. Retrieved from <http://quantpsy.org>.
- QUINN, G.P. & KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
- REIS, A., BECHARA, F.C., ESPÍNDOLA, M.B., VIEIRA N.K. & SOUSA, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1(1): 28–36.
- REIS, A., BECHARA, F.C. & TRES, D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agrícola* 67(2): 244–250. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>
- REIS, A.; TRES, D.R. & SCARIOT, E.C. 2007. Restauração da Floresta Ombrófila Mista através de sucessão natural. *Pesquisa Florestal Brasileira* 55(2): 67–73.
- REID, J.L., BERTON, J., HARRIS, C. & ZAHAWI, R.A. 2012a. Avian Habitat Preference in Tropical Forest Restoration in Southern Costa Rica. *Biotropica* 44(3):350–359. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00814.x>
- REID, J.L., KATSUKI, K.N. & HOLL, K.D. 2012b. Do birds bias measurements of seed rain? *Journal of Tropical Ecology* 28:421–422. <http://dx.doi.org/doi:10.1017/S0266467412000247>
- RIES, L. & SISK, T.D. 2010. What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos* 119(10): 1636–1642. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18414.x>
- REY-BENAYAS, J.M., BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329–336. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1890/070057>
- RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., NAVE, A.G., ARONSON, J., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y. & BRANCALION, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1605–1613. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.foreco.2010.07.005>
- RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142(6): 1242–1251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- SANDERSON, F.J., KUCHARZ, M., JOBDA M. & DONALD, P.F. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168: 16–24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.015>
- SCHERER-NETO, P. & TOLEDO, M.C.B. 2012. Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 102(4): 412–422. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212012000400007>
- SCHIECK, J. & SONG, S.J. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1299–1318. <http://dx.doi.org/10.1139/x06-017>
- SEKERCIOGLU, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153(1):153-161. <http://dx.doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>

- SHELDON, K.S., NADKARNI, N.M. 2013. The use of pasture trees by birds in a tropical montane landscape in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 29(5):459–462. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467413000503>
- SHIELS, A.B. & WALKER, L.R. 2003. Birds Perches Increase Forest Seeds on Puerto. *Restoration Ecology* 11: 457–465.
- SHONO, K., CADAWENG, E.A. & DURST, P.B. 2007. Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620–626. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526100X.2007.00274.x>
- SILVA, W.R., PIZO, M. A. & GABRIEL, V.A. 2010. Avifauna como promotora da restauração ecológica. In *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (S. Von Matter, F.C. Straube, I. Accoerdi, V. Piacentini & J.F. Cândido-Jr, ed.). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil, p. 507–516.
- STATSOFT INC. 1984-2004. Statistics for Windows (Software-system for data-analyses). Version 7.0. StatSoft Inc., Tulsa, Oklahoma, USA.
- TELINO-JÚNIOR, W.R., DIAS, M.M., JÚNIOR, S.M.D.A., LYRA-NEVES, R.M. & LARRAZÁBAL, M.E.L. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 962–973. <http://dx.doi.org/10.1590/S010181752005000400024>
- VAN-ANDEL, J. & ARONSON, J. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Science, Oxford.
- VERDU, M. & GARCIA-FAYOS, P. 1996. Nucleation Processes in a Mediterranean Birds-Dispersed Plant. *Functional Ecology* 10(2): 275–280. <http://dx.doi.org/10.2307/2389853>
- VICENTE, R., MARTINS, R., ZOCHE, J.J. & Harter-Marques, B. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências* 8(1): 14–23.
- VICKERY, J.; CARTER, N. & FULLER, R. J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89(1-2): 41–52.
- VIELLIARD, J.M.E., ALMEIDA, M.E.C., ANJOS, L. & SILVA, W.R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (S. Von Matter, F.C. Straube, I. Accoerdi, V. Piacentini & J.F. Cândido-Jr, ed.). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil, p. 45–60.
- WAL, H.V.H., PEÑA-ÁLVAREZ, B., ARRIAGA-WEISS, S.L. & HERNÁNDEZ-DAUMÁS, S. 2012. Species, Functional Groups, and Habitat Preferences of Birds in Five Agroforestry Classes in Tabasco, Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124(3): 558–571. <http://dx.doi.org/10.1676/10-111.1>
- WILLSON, M.F. 1974. Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology* 55(5):1017–1029. <http://dx.doi.org/10.2307/1940352>
- WRIGHT, S.J. 1980. Density Compensation in Island Avifaunas. *Oecologia* 45(3): 385–389. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00540211>
- WUNDERLE JR., J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99(1-2): 223–235. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00208-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208-9)

YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. 1974. Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. *The Journal of Ecology* 62(2): 417–428. <http://dx.doi.org/10.2307/2258988>

ZAHAWI, R.A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J. & REID, J. L. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 51(1):88-96. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12014>

APÊNDICE 1. Lista de espécies. São demonstrados valores obtidos por meio da Análise dos Percentuais de Similaridade (SIMPER) efetuada para a dissimilaridade total entre tratamentos e grupos artificiais. As guildas ($\alpha+\beta$) utilizam os códigos compostos pela dieta (primeira letra) e *habitat* principal (duas letras seguintes), a saber: insetívoros (I), onívoros (O), frugívoros (F), granívoros (G), nectarívoros (N), e carnívoros (C). As duas últimas letras representam o da espécie: áreas abertas (OA), florestais (FO) e bordas (ED).

Família <i>CBRO</i> (2014)	Táxon <i>CBRO</i> (2014)	Dissimilaridade	Contribuição	Cumulativo	Abundância média (SIMPER; tratamentos/grupos)				Guildas		
		Total	%	%	FF	NC	PR	HD	NC-AP	AP	$\alpha+\beta$
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	9,05	13,33	13,33	0	64,3	66,5	9,5	61,3	1,5	GOA
Thraupidae	<i>Lanio cucullatus</i>	8,06	11,86	25,19	1	62,8	56,8	19,3	55,3	7	GED
Thraupidae	<i>Sporophila caerulescens</i>	6,92	10,18	35,37	0,25	60,8	45,8	5,25	39,5	12,8	GOA
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	4,08	6,008	41,38	1,5	48,5	20,3	12,8	23,8	19,5	GOA
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	2,45	3,599	44,97	21,3	3,5	1,25	13,8	3,75	0	GFR
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	2,23	3,279	48,25	28,5	1,25	1	1,75	1	0	OFR
Fringillidae	<i>Sporagra magellanica</i>	2,06	3,035	51,29	0	15,8	9,5	2,25	2,75	12,5	GOA
Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	1,99	2,922	54,21	0	13	13,8	6	12,3	0,25	IED
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	1,90	2,8	57,01	25,5	0	0	0	0	0	IFR
Parulidae	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	1,72	2,537	59,55	23,3	0	0	0	0	0	IFR
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	1,62	2,391	61,94	0	13	0,5	1,75	0,75	11,8	IOA
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	1,46	2,146	64,08	0	14,5	7,25	1,75	5,5	6,5	IOA
Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i>	1,37	2,015	66,1	0,5	10,8	0,25	1,75	1	9,25	GOA
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	1,21	1,776	67,88	0	9,25	7	4,25	8	1,5	IOA
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	1,03	1,517	69,39	12,8	0,5	0	1	0,5	0	GED
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	1,02	1,507	70,9	6,25	8	4,25	4,75	4,75	2	OFR
Parulidae	<i>Parula pitiayumi</i>	0,98	1,441	72,34	13,5	0	0	0	0	0	IFR
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0,96	1,413	73,75	0,75	6,5	1,25	7,25	3	2,5	NOA
Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	0,93	1,366	75,12	12	0	0	0	0	0	OFR
Thraupidae	<i>Embernagra platensis</i>	0,92	1,356	76,48	0	7	1,5	2,5	5,25	1,5	GOA
Thraupidae	<i>Saltator similis</i>	0,92	1,353	77,83	7,5	5	4,75	0,75	5	0,5	OFR
Tyrannidae	<i>Tyrannus savana</i>	0,91	1,345	79,17	1,5	7,25	0,25	3,5	0,75	5,25	IOA
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,88	1,289	80,46	5,25	7,25	1,75	1,75	1	4,75	OOA

Furnariidae	<i>Synallaxis spixi</i>	0,81	1,191	81,65	0	3,5	6,5	0,25	3,25	0	IED
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0,50	0,7329	82,39	2,5	2	3,25	0,5	2,25	0	OFR
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	0,48	0,7025	83,09	0	0,25	1,5	3,25	0,25	0,5	IOA
Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,47	0,6982	83,79	6	0	0	0	0	0	GFR
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	0,47	0,6897	84,48	4,5	0,5	0	1,5	0,25	0,25	OFR
Tyrannidae	<i>Serpophaga subcristata</i>	0,43	0,6297	85,11	0	2,5	3	1	2,25	0	IOA
Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	0,42	0,6164	85,72	3,75	0,5	1,25	0,5	0	0,5	IFR
Thraupidae	<i>Lanio melanops</i>	0,38	0,5628	86,29	5	0	0,25	0	0	0	OFR
Furnariidae	<i>Synallaxis cinerascens</i>	0,37	0,5474	86,83	5,25	0	0	0	0	0	IED
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	0,37	0,5427	87,38	0,25	2,5	2,75	0,75	2,25	0	IOA
Furnariidae	<i>Lochmias nematura</i>	0,35	0,5086	87,88	4,5	0	0	0	0	0	IFR
Tyrannidae	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,34	0,5054	88,39	5	0	0	0	0	0	IFR
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	0,33	0,4893	88,88	0,5	2,75	0,5	0,5	0,25	2,25	GOA
Icteridae	<i>Agelaioides badius</i>	0,32	0,4751	89,35	0	2,75	0	0	2	0,75	GOA
Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0,30	0,4465	89,8	3,75	0	0	0	0	0	IFR
Thraupidae	<i>Tersina viridis</i>	0,29	0,4248	90,23	2	0,25	0	1,25	0	0	FED
Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i>	0,28	0,4053	90,63	0	1	1,75	1	1	0,25	GOA
Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	0,27	0,3945	91,03	0	2	0,5	0	0,25	1,75	GOA
Tyrannidae	<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,26	0,384	91,41	0,25	1,75	1,5	0	1,5	0	IOA
Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	0,26	0,3836	91,79	0	1,75	1	0	0,25	1,5	IOA
Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	0,26	0,3786	92,17	3,25	0	0,25	0	0	0	NEF
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,24	0,3585	92,53	3,5	0	0	0	0	0	IFR
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	0,24	0,3488	92,88	0	1	0	0,25	0	2	OOA
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	0,22	0,3287	93,21	3	0	0	0	0	0	IED
Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,22	0,3218	93,53	3	0	0	0	0	0	OED
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	0,22	0,3176	93,85	2,75	0	0	0	0	0	OFR
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	0,21	0,3154	94,16	1,5	1	0,25	0	0	1	COA
Thraupidae	<i>Ammodramus humeralis</i>	0,20	0,3009	94,46	0	2	0	0	1,75	0	GOA

Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	0,20	0,2928	94,76	1,25	1	0,25	0	0,75	0,25	OFR
Rynchocyclidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,20	0,2875	95,04	2,75	0	0	0	0	0	IFR
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	0,18	0,2634	95,31	0	1,5	0	0,5	1	0,25	OED
Rynchocyclidae	<i>Myiornis auricularis</i>	0,18	0,2607	95,57	0	0,5	1,75	0	0,5	0	IED
Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,17	0,2547	95,82	2,25	0	0	0	0	0	IED
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	0,17	0,2533	96,08	0	1	0	0,5	0,25	0,75	COA
Cardinalidae	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	0,17	0,2502	96,33	0	0,5	1,25	0,25	0,75	0	GOA
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	0,17	0,2496	96,58	0	0,25	0	1,5	0	0,25	IED
Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	0,16	0,2303	96,81	0,25	1	0	0	0	1	IOA
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	0,15	0,2207	97,03	0	0,75	0,5	0,5	0,75	0	IOA
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,15	0,2138	97,24	0,5	1	0,5	0	0,5	0	IOA
Rynchocyclidae	<i>Phylloscartes ventralis</i>	0,14	0,2017	97,44	1,75	0	0	0	0	0	IFR
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	0,13	0,1976	97,64	1	0,5	0	0	0	0,5	OED
Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	0,13	0,1893	97,83	2	0	0	0	0	0	OFR
Rallidae	<i>Aramides saracura</i>	0,12	0,1782	98,01	1,25	0	0	0,25	0	0	OFR
Thraupidae	<i>Pipraeidea melanonota</i>	0,11	0,1692	98,18	1,5	0	0	0	0	0	OFR
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,11	0,1686	98,34	1,75	0	0	0	0	0	IFR
Picidae	<i>Picumnus temminckii</i>	0,11	0,168	98,51	1,25	0	0,5	0	0	0	IED
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	0,10	0,1504	98,66	1,25	0	0	0	0	0	OFR
Tyrannidae	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0,10	0,1407	98,8	1,25	0	0	0	0	0	IFR
Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0,09	0,1256	98,93	0	0,25	0	0,5	0,25	0	IED
Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,08	0,1241	99,05	1,25	0	0	0	0	0	OED
Cuculidae	<i>Tapera naevia</i>	0,08	0,1214	99,17	0,25	0	1	0	0	0	IED
Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	0,08	0,12	99,29	1	0	0	0	0	0	OFR
Cardinalidae	<i>Cyanoloxia glaucocaeerulea</i>	0,07	0,1063	99,4	1	0	0	0	0	0	GED
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	0,07	0,1057	99,51	0,5	0,25	0	0,25	0,25	0	OFR
Caprimulgidae	<i>Hydropsalis albicollis</i>	0,07	0,1009	99,61	0	0	0	0,75	0	0	IED

Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	0,06	0,09466	99,7	1	0	0	0	0	0	IFR
Strigidae	<i>Athene cunicularia</i>	0,05	0,06822	99,77	0	0	0	0,5	0	0	COA
Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	0,03	0,04195	99,81	0	0,25	0	0	0,25	0	COA
Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	0,02	0,0365	99,85	0	0	0,5	0	0	0	GOA
Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,02	0,02948	99,88	0,25	0	0	0	0	0	FFR
Picidae	<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,02	0,02948	99,91	0,25	0	0	0	0	0	IFR
Thamnophilidae	<i>Mackenziaena leachii</i>	0,02	0,02657	99,93	0,25	0	0	0	0	0	IFR
Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,02	0,02366	99,96	0,25	0	0	0	0	0	FFR
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	0,02	0,02366	99,98	0,25	0	0	0	0	0	COA
Tyrannidae	<i>Satrapa icterophrys</i>	0,01	0,01825	100	0	0	0,25	0	0	0	IOA
31	88	67,93	100%	100%	993	1582	1097	467	1131	451	14
Famílias	Espécies	Dissimilaridade	Total	Total	Total de Contatos					Guildas	

4 AVES EM POLEIROS ARTIFICIAIS: SUBSÍDIOS PARA A RESTAURAÇÃO DE FLORESTA SUBTROPICAL BRASILEIRA

Resumo: Aves utilizam poleiros artificiais e contribuem para a dispersão de sementes florestais, auxiliando na restauração de florestas tropicais. Paisagens subtropicais no Brasil são influenciadas pela sazonalidade, o que, em teoria, pode afetar padrões de migração e ocorrência de aves. Trabalhou-se com a hipótese de que a estrutura da assembleia de aves que utiliza poleiros artificiais é afetada pela variação sazonal. O objetivo deste trabalho foi descrever a riqueza, abundância e diversidade da assembleia de aves em poleiros artificiais na restauração de floresta Atlântica no sul do Brasil. Foram obtidas estimativas de riqueza e abundância de avifauna em oito poleiros artificiais inseridos em quatro parcelas experimentais de 1-2 anos de idade, restauradas utilizando técnicas de nucleação. Compararam-se os parâmetros de riqueza e abundância por meio de ANOVA. A assembleia de aves foi descrita por meio da análise SHE [riqueza (S), diversidade (H') e Equitabilidade (E)], com adicionais de estimativas de frequência de dominância e de ocorrência. No total foram obtidos 451 registros de $32 \pm 3,16$ DP espécies. A família Thraupidae foi a mais numerosa (nove espécies; 28,12% do total). Ocorreu variação entre estações para riqueza e abundância, com tendência de aumento das estimativas obtidas durante a primavera e o verão. Foram registradas cinco espécies migratórias de tiranídeos entre a primavera até o início do outono. Os poleiros foram inefetivos para atrair aves frugívoras especializadas, reforçando que a dispersão de sementes tende a ser efetuada principalmente por onívoros generalistas na fase inicial de regeneração florestal.

Palavras-chave: avifauna, monitoramento da fauna, restauração ecológica, floresta Atlântica.

BIRDS IN ARTIFICIAL PERCHES: SUBSIDIES FOR THE RESTORATION OF BRAZILIAN SUBTROPICAL FOREST

Abstract: Birds use artificial perches and contribute to the dispersion of forest seeds, assisting tropical forest restoration. Brazilian subtropical landscapes are influenced by seasonality, which in theory could affect migration and occurrence of bird patterns. We worked with the hypothesis that the structure of the bird assemblage that uses artificial perches is affected by seasonal variation. We aimed to describe the richness, abundance and diversity of the bird assemblage on artificial perches in subtropical Atlantic forest restoration in southern Brazil. Estimates of richness and abundance of avianfauna were obtained from eight artificial perches placed in four restoration experimental plots (1-2 y-old) through nucleation techniques. Parameters of richness and abundance were compared using ANOVA. The bird assemblage was described using the SHE analysis [richness (S), diversity (H') and Equitability (E)], with additional estimates of occurrence and dominance frequency. In total, 451 records of 32 ± 3.16 SD species were obtained. Thraupidae was the most numerous family (nine species, 28.12% of the total). Richness and abundance variation occurred between stations, with an upward trend during the spring and summer. Five migratory species of flycatchers were recorded from

spring until early autumn. Perches were ineffective in attracting specialized frugivorous birds, reinforcing that seed dispersal tends to be done primarily by generalist omnivores along the initial phase of forest regeneration.

Keywords: *avianfauna, monitoring, wildlife, ecological restoration, Atlantic forest*

4.1 INTRODUÇÃO

Poleiros para aves podem auxiliar no processo de restauração ecológica através do incremento de sementes florestais zoocóricas, tanto pioneiras como secundárias, aumentando a conectividade entre fragmentos florestais na paisagem, fazendo com que as aves atuem como dispersoras de sementes entre diversos ambientes, promovendo a variabilidade genética e repovoamento vegetal de *habitats* degradados (Wuderle Jr. 1997, Holl 1998, Shiels & Walker 2003, Reis et al. 2010). Mesmo reconhecendo a baixa eficiência do uso de poleiros artificiais para o recrutamento de plântulas de áreas tropicais dominadas por gramíneas exóticas invasoras (Holl et al. 2000, Reid et al. 2012), os poleiros fornecem áreas de caça e descanso para espécies de gaviões e corujas, que podem atuar no controle de populações de animais granívoros e herbívoros, tais como insetos e roedores (Hall et al. 1981, Pias et al. 2012). Também podem atrair aves polinizadoras (Shiels & Walker 2003, Lindell & Thurston 2013).

Poleiros, em geral, atraem aves insetívoras e onívoras generalistas (Bocchese et al. 2008, Morrison & Lindell 2011). Estes grupos tróficos substituem funções ecossistêmicas de dispersão efetuada por aves frugívoras especializadas, que geralmente são raras ou ausentes em ambientes degradados, devido à sua sensibilidade aos processos de supressão de *habitats* (Sekercioglu 2006, Pizo 2007). Adicionalmente, os poleiros artificiais podem ser usados como uma técnica de restauração complementar a outras técnicas usuais, como os plantios de alta diversidade de árvores (Rodrigues et al. 2011, Carnevale & Montagnini 2002), regeneração assistida (Shono et al. 2007) e nucleação (Reis et al. 2010, Corbin & Holl 2012).

Para que o processo de utilização de poleiros artificiais na restauração seja efetivo, é necessário conhecer a avifauna que potencialmente irá utilizar tais poleiros, pois espécies que possuem características favoráveis para a dispersão podem estar ausentes (Staggemeier & Galetti 2007, Caves et al. 2013). A ausência de espécies favoráveis à dispersão diminui a importância do uso de poleiros, principalmente em regiões subtropicais, onde existem evidências de que muitas aves contribuem apenas sazonalmente para a dispersão de sementes, acompanhando o ciclo fenológico da vegetação (Zanini & Ganade 2005). Pouca atenção tem sido dada para uma provável relação entre a variação anual na deposição de sementes e as mudanças decorrentes na composição da assembleia de aves (Vicente et al. 2010, Hartz et al. 2012). A sazonalidade é um fator importante a ser considerada em estudos com aves, sobretudo pela preferência de utilização de poleiros por tiranídeos (Holl et al. 1998, Vicente et al. 2010), que correspondem a cerca de um terço das aves migrantes austrais (Chesser 1994, Alves 2007). Além disso, a maioria dos estudos envolvendo aves em poleiros artificiais pouco explora os parâmetros quantitativos da avifauna.

Neste sentido, tornou-se importante compreender os padrões de utilização dos poleiros artificiais em paisagens subtropicais, promovendo informações que podem ser diretamente utilizadas como subsídio à restauração ecológica. Deste modo, foi trabalhada a hipótese de que a estrutura da assembleia de aves em poleiros artificiais utilizados para a restauração florestal em uma paisagem subtropical é afetada pela sazonalidade. Espera-se maior riqueza e abundância de aves utilizando poleiros nas estações da primavera e verão, época em que a maior parte dos migrantes austrais ocorre no Sul do Brasil (Belton 1985, Stotz et al. 1996, Ridgely & Tudor 2001). Portanto, o objetivo deste trabalho foi descrever a riqueza, abundância e diversidade da assembleia de aves em poleiros artificiais utilizados para a restauração de um agroecossistema subtropical por meio de técnicas de nucleação, discutindo a importância funcional de algumas espécies que podem atuar ativamente na restauração ecológica.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na fazenda da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (25°41'43,35''S e 53°6'12,27''W), no município de Dois Vizinhos, Paraná, região subtropical do Brasil (Figura 1). A área experimental está distante aproximadamente 50 m de um córrego. O clima da região é *Cfa*, segundo Köppen, com temperatura média de 20 °C e elevação em torno de 500 m. A precipitação ocorre entre 1.800 e 2.000 mm/ano, com vegetação ecotonal entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, ambas pertencentes ao bioma Mata Atlântica. A área utilizada para a implantação do experimento foi historicamente utilizada com agricultura e pastagens até outubro de 2010, quando se iniciou o processo de restauração. Foram delineadas 12 parcelas experimentais aleatórias (espaçadas em torno de 13 m entre si), onde em quatro delas foram implantados poleiros artificiais dentro de um conjunto de técnicas de nucleação.

4.2.2 Técnicas de Nucleação

Em cada parcela, foi utilizado um conjunto de sete técnicas de nucleação (adaptado de Reis et al. 2010) em seis faixas de implantação florestal de 3 x 40 m, ocupando 33,33% da área total. Em cada parcela foram utilizadas duas técnicas estruturais e cinco processuais. As técnicas estruturais consistem em: (1) utilização de seis abrigos artificiais para a fauna (pilha de 1 x 1 x 1 m de madeira empilhada); (2) dois poleiros artificiais feitos com o tronco mais a copa de árvores secas de eucalipto com 10 m de altura e diâmetro na altura do solo de 15-20 cm. Na base de cada poleiro foi cultivado o maracujá-doce (*Passiflora alata* Curtis, 1788), espécie nativa da região. As cinco técnicas processuais, consistiram na utilização de: (3) banco de sementes (*topsoil* coletado no fragmento florestal mais conservado da região) em seis núcleos de 1 m² de área; (4) chuva de sementes (capturada em 30 coletores de sementes durante 12 meses no fragmento florestal mais conservado da região) em seis núcleos de 1 m² - o banco e a chuva de sementes coletados foram acondicionados em bandejas com 10 cm de profundidade para produção de placas de alta diversidade de mudas (em

viveiro florestal), as quais foram posteriormente implantadas na área experimental; (5) núcleos de cobertura viva compostos pela semeadura direta de feijão-guandu - *Cajanus cajan* (L.) Huth, Fabaceae - em 12 núcleos de 3 x 4 m; (6) ilhotas de árvores nativas compostas por cinco mudas espaçadas em 1 m e dispostas em forma de "+", com quatro mudas de 12 espécies pioneiras de rápido crescimento nas bordas, e uma muda central de 24 espécies não-pioneiras, numa densidade de 24 ilhotas ou 556 mudas.ha⁻¹; e (7) ilhotas de epífitas terrestres compostas por cinco mudas de bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol) espaçadas em 0,5 m de distância em forma de "+".

Durante três anos, foram efetuadas roçadas mecânicas seguidas de capinas químicas com herbicida do tipo glifosato com periodicidade semestral a partir da data de implantação, feita em torno das técnicas processuais (somente nas seis faixas de implantação florestal). As mudas receberam hidrogel, colar de proteção e adubação química; foi usado formicida na área total do experimento.

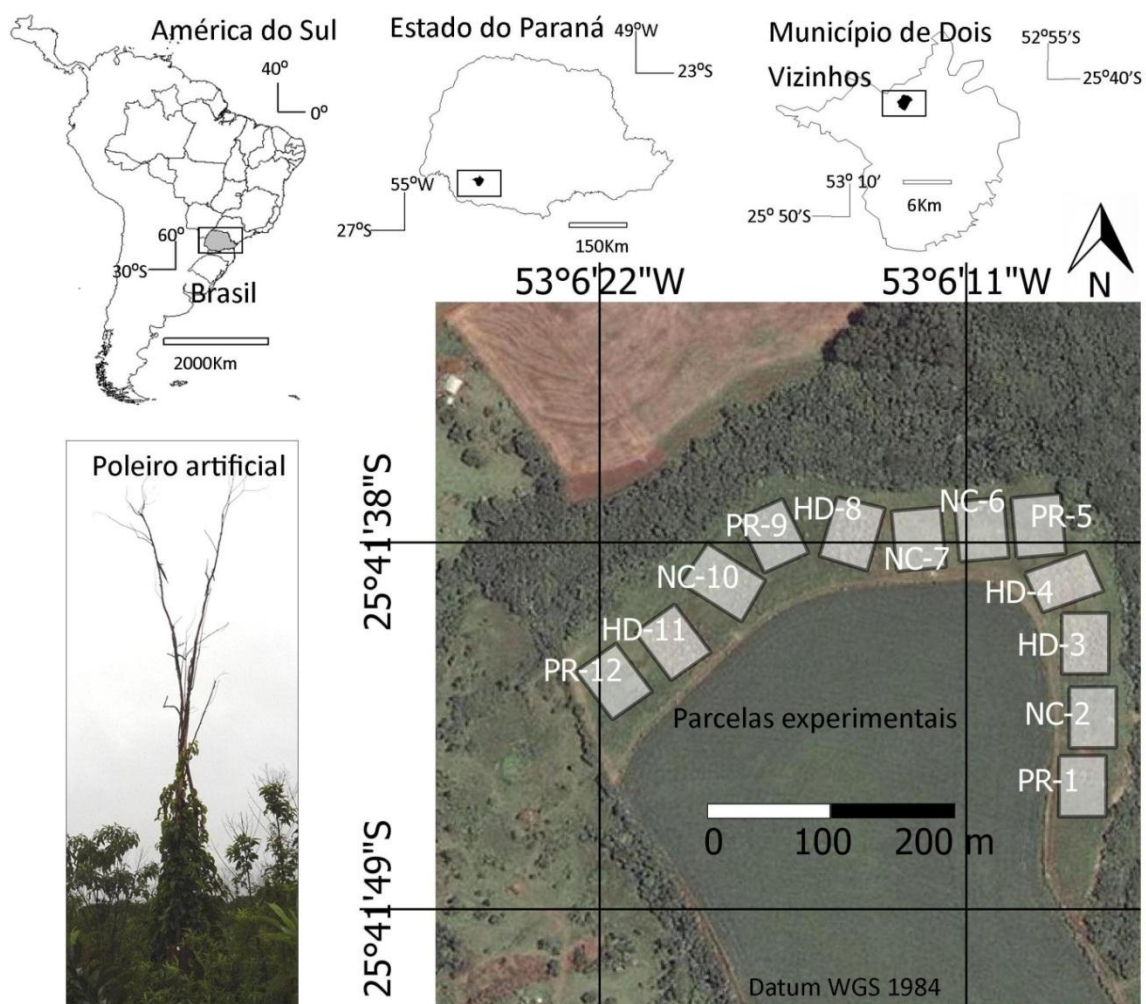


Figura 1. Área de estudo e distribuição dos poleiros nas parcelas experimentais. Em detalhe, foto de um poleiro artificial utilizado.

4.2.3 Coleta de dados

De janeiro a dezembro de 2012, foi realizado o censo das aves (1-2 anos após o início da restauração), obtendo-se a riqueza e abundância através da contagem direta (Bibby et al. 2000) em um único ponto amostral no centro de cada parcela experimental entre os dois poleiros. As amostragens foram realizadas quinzenalmente utilizando duas observações diárias, sendo uma pela manhã, com início, quando o sol encontrava-se em ângulo $\sim 5^\circ$ no horizonte, e, à tarde, com o sol em $\sim 45^\circ$. Cada amostragem foi composta por dois períodos de 10 min em cada turno. A parcela de início da amostragem foi sorteada e o percurso sempre foi da primeira para a última parcela. Foram totalizadas 24 amostragens (seis por estação) com um esforço amostral de 8 h por parcela ou 32 h de esforço total. A nomenclatura utilizada para a identificação das aves está de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Comitê... 2014).

4.2.4 Análises estatísticas

Para descrever a assembleia de aves que utilizaram os poleiros, foram obtidas estimativas de riqueza por meio dos estimadores Chao 2, Jackknife 1 e Bootstrap, utilizando 10.000 aleatorizações indicadas para situações em que as populações amostradas são compostas por várias subpopulações não identificadas (Colwell et al. 2004). Para obtenção de parâmetros componentes da diversidade, foi utilizada a análise SHE (Buzas & Hayek 1998) que examina a relação entre S (riqueza de espécies), H' (índice de diversidade de Shannon-Wiener) e (LnE) (equitabilidade, medida através do índice Pielou – J'). Esta abordagem é uma alternativa para avaliar tendências gerais dos parâmetros que compõem a diversidade ao longo do aumento do esforço amostral. Adicionalmente, foi obtida função exponencial de segunda ordem para a curva de acumulação de espécies e funções lineares (Ln) da equitabilidade e diversidade.

A abundância das espécies foi interpretada tendo como base a dominância de Berger-Parker - D (Krebs 1999, Melo 2008). Posteriormente classes de dominância foram agrupadas com base em Palissa et al. (1977), a saber: eudominantes ($> 10\%$); dominantes ($10 + 5\%$); subdominantes ($2 + 5\%$); recessivas ($1 + 2\%$); e raras ($< 1\%$). Foi obtido o índice de frequência de ocorrência (Linsdale & Rodgers 1937), expressa pelo número de amostras em que a espécie esteve presente em relação ao total de amostragens. A proposta de categorias utilizada para agrupamento em classes de frequência de ocorrência foi baseada em Dajoz (1983), sendo: constante (percentual acima de 50%); acessória (entre 25% a 50%); e acidentais (abaixo de 25%). Os índices de dominância (%) e frequência (%) foram relacionados através de uma análise de regressão linear (PAST[®] ver. 2.17; Hammer et al. 2001), tendo como variável dependente a dominância, com o objetivo de verificar se ela poderia prever parâmetros de ocorrência da utilização de poleiros.

Os agrupamentos tróficos foram obtidos com base em guildas mistas propostas por Almeida et al. (2003). O status de ocorrência entre (M) migrantes e (R) residentes foi baseado em Bencke (2001). As proporções de espécies nas classes de dominância, frequência, categorias tróficas e status de ocorrência foram comparadas por meio do teste (Qui-quadrado) com $\alpha = 0,05$ de aceitação estatística. As amostragens entre estações foram ordenadas utilizando uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) com maior peso para as espécies pouco abundantes, possibilitando a obtenção

das medidas de correlações de Pearson entre espécies e eixos (PC-ORDTM ver. 6; McCune & Mefford 2011). Posteriormente, os escores dos eixos entre tratamentos foram testados entre estações através de uma análise de variâncias não paramétrica de Kruskal-Wallis (PAST[®] ver. 2.17; Hammer et al. 2001).

Para verificar o efeito da variação anual sobre espécies que possuem a capacidade de dispersar sementes sob os poleiros, foi utilizada bibliografia específica, de onde foi obtida uma lista de espécies que efetuam frugivoria em maior ou menor proporção, podendo atuar como potenciais dispersores (Pineschi 1990, Pizo 2004, Fonseca & Antunes 2007, Athiê & Dias 2012). Deste modo, a abundância e riqueza entre estações do ano foram testadas e comparadas em termos gerais e entre os grupos [prováveis dispersores (P-dispersores) e inefetivos dispersores (N-dispersores)], utilizando Análise de Variâncias [ANOVA fatorial (dois grupos x quatro estações)]. Foi utilizado o teste de Bartlett e Shapiro-Wilk para testar a homogeneidade das variâncias e a normalidade dos dados (Quinn & Keough 2002).

4.2.5 Resultados

No total foram obtidos 451 registros de $32 \pm 3,16$ espécies com as seguintes estimativas de riqueza: $48,11 \pm 6,17$ (Jackknife 1), $31,34 \pm 5,23$ (Chao 2) e $30,49 \pm 2,63$ (Bootstrap). Foram constatadas 14 famílias (APÊNDICE 1), sendo Thraupidae a mais numerosa com nove espécies (28,12%), seguida por Tyrannidae (6 ou 18%). A curva de acumulação de espécies obedece a um modelo logarítmico expresso pela função de segunda ordem $y = 8,2793 \ln(x) + 5,2989$ e $R^2 = 0,997$. Os modelos lineares obtidos a partir da equitabilidade ($y = -0,0141x - 0,0881$; $R^2 = 0,8964$) e diversidade ($y = 0,0213x + 2,5905$; $R^2 = 0,699$) permitem observar uma tendência de diminuição da equitabilidade, contrária ao aumento na diversidade.

Baseando-se na frequência de dominância, houve diferença nas proporções entre classes ($\chi^2 = 13,93$; $gl = 4$; $P = 0,007$), com predominância de espécies categorizadas como raras ($n = 14$; 43,75%), seguidas de espécies recessivas (25%). Apenas *Columbina talpacoti*, *Sporophila caeruleascens*, *Sporagra magellanica* e *Tyrannus melancholicus* foram consideradas eudominantes. Considerando a frequência de ocorrência, apenas quatro (12,5%) das espécies foram consideradas constantes nos poleiros artificiais (novamente *C. talpacoti*, *Lanio cucullatus*, *S. caeruleascens* e *T. melancholicus*). A maior proporção foi constatada na categoria acidental ($n = 24$; 75%; $\chi^2 = 25$; $gl = 3$; $P < 0,001$). A análise de regressão permite diagnosticar que a frequência de dominância pode prever razoavelmente a frequência de ocorrência ($y = 7,1955 + 4,3642 * x$) com o ajuste de $R^2 = 0,85$ (Figura 2b).

As espécies foram agrupadas dentro de cinco grupos tróficos, com predominância da utilização dos poleiros artificiais por aves granívoras ($n = 11$; 34,37%; $\chi^2 = 13,31$; $gl = 4$; $P < 0,05$), onívoros ($n = 10$), insetívoros ($n = 8$), carnívoros ($n = 2$) e uma única espécie nectarívora (*Chlorostilbon lucidus*). A Análise de Correspondência Destendenciada DCA (Figura 2c) separou em termos estruturais a assembleia de aves entre a estação da primavera em relação ao outono e verão (Figura 2d). De um modo geral, as espécies estiveram fracamente correlacionadas com os dois primeiros eixos retidos, que, juntos, explicaram 60% da variância encontrada (APÊNDICE 1).

A hipótese inicial foi corroborada, pois, para o conjunto total de dados, ocorreram variações estacionais sobre a riqueza ($F_{[3,40]} = 14,79; P < 0,01$) e abundância ($F_{[3,40]} = 4,33; P = 0,01$), conforme a Tabela 1 e a Figura 2e-f. Não houve efeito da sazonalidade sobre os grupos ou interação dos fatores. Entretanto, analisando detalhadamente os resultados do teste de Tukey, foi observado que a riqueza do grupo N-dispersores foi superior apenas durante o verão ($6,66 \pm 1,96DP$ espécies). A abundância de indivíduos foi maior no verão para ambos os grupos (P-dispersores $15,83 \pm 5,11DP$ e N-dispersores $23,66 \pm 12,58DP$ conforme Figura 2e-f).

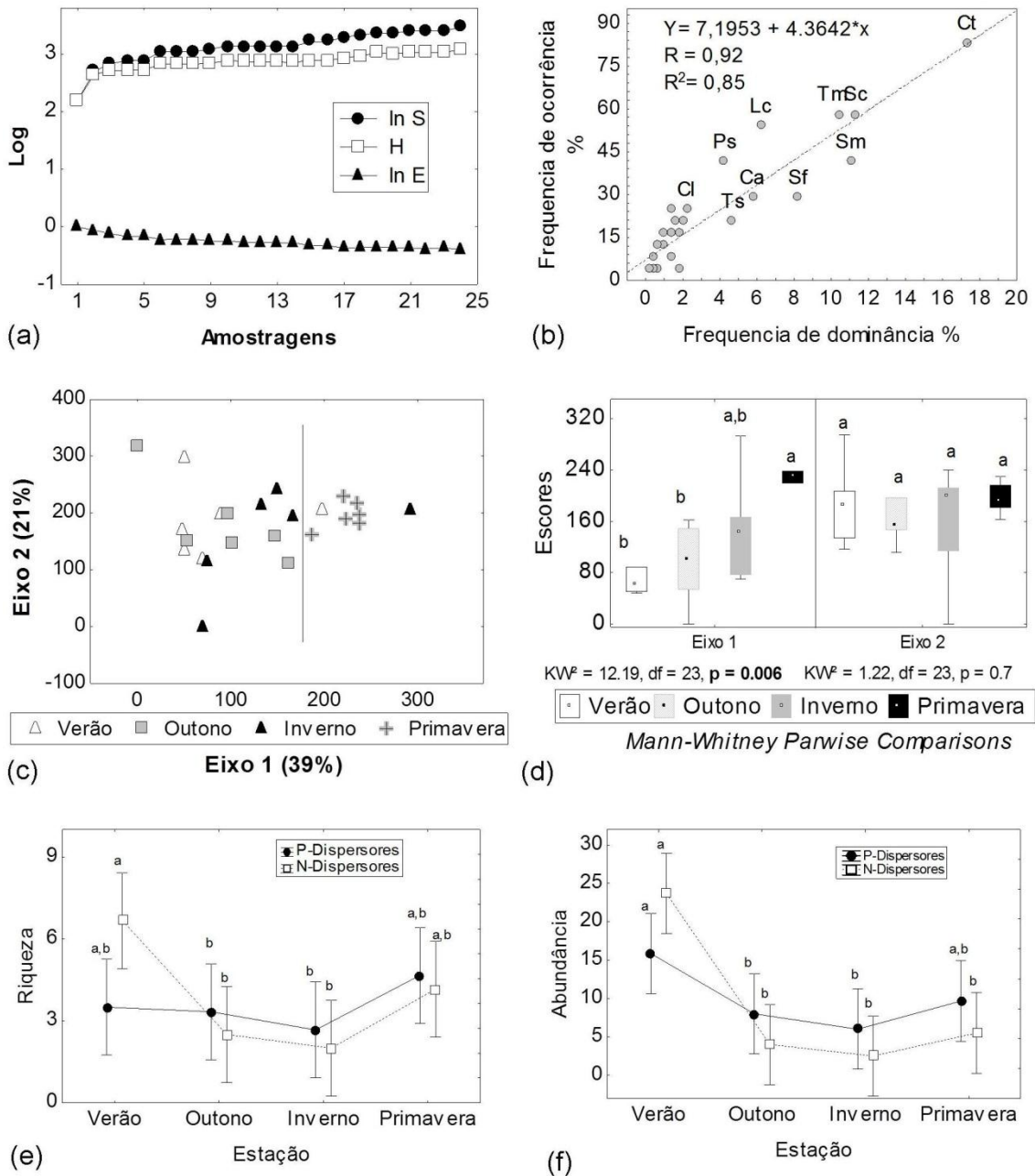


Figura 2. (a) Análise SHE (escrever por extenso ao invés de sigla “SHE”); (b) Análise de regressão entre a frequência de dominância e frequência de ocorrência de aves que utilizam poleiros artificiais. As siglas representam respectivamente a abreviação dos gêneros e espécies. (c) Análise de

Correspondência Destendenciada (ACD); (d) ACD com respectivo teste de Kruskal-Wallis entre escores dos eixos; (e) Teste para riqueza; e (f) Abundância de espécies potenciais dispersoras que utilizaram poleiros artificiais (ANOVA: onde as médias seguidas por mesmas letras não diferem por meio do teste de Tukey, com aceitação mínima de $P < 0,05$).

Tabela 1. Resultado da Análise de Variância Fatorial entre grupos N-dispersores e P-dispersores. As abreviações SQ, GL, QM, F e P representam respectivamente a soma de quadrados, graus de liberdade, quadrado médio, valor de teste da ANOVA e significância estatística.

Abundância (N)	Efeito	SQ	GL	QM	F	P
	Grupos	11	1	11	0,27	0,60NS
	Estação	1782	3	594	14,79	0,00S
	Interação	310	3	103,3	2,57	0,06NS
	Erro	1606,50	40	40,15	-	-
Riqueza (S)	Grupo	1,02	1	1,02	0,22	0,63NS
	Estação	58,9	3	19,63	4,33	0,01S
	Interação	33,23	3	11,08	2,44	0,07NS
	Erro	181,16	40	4,52	-	-

4.4 DISCUSSÃO

A riqueza encontrada neste trabalho (32 espécies) foi próxima da obtida pelos estimadores Chao 2 e Bootstrap, evidenciando um satisfatório esforço amostral. Com base na função da taxa de acumulação de espécies, seriam necessários cinco anos de amostragem para atingir a riqueza estimada pelo método Jackknife 1 (48 spp.). Entretanto, o modelo de poleiros artificiais utilizado começa a quebrar seus galhos a partir de dois anos, reduzindo área de pouso. Isso pode explicar a tendência de diminuição da equitabilidade ao longo das amostragens, pois algumas espécies agressivas tendem a defender o local de pouso ou território (Tomaz & Alves 2009), excluindo outras espécies. Todavia, o aumento gradual percebido na diversidade (H') deve-se à chegada de indivíduos migrantes na primavera.

Uma análise geral da riqueza encontrada em outros trabalhos demonstra que o número de espécies utilizando poleiros artificiais é bem variável, com valores encontrados entre sete espécies em Guedes et al. (1997) e 35 no estudo de Bechara et al. (2007). Tal variação encontrada pode ser atribuída a diversos fatores, como, por exemplo, o tipo de poleiros utilizado (Silva et al. 2010), estrutura e grau de alteração do *habitat* e paisagem (Staggemeier & Galetti 2007, Pillatt et al. 2010) e, provavelmente, variações no esforço amostral e metodológico. Outro aspecto que merece mais atenção é a densidade ótima de poleiros na paisagem, pois a utilização de poucos poleiros pode concentrar as aves em um único local, enquanto que muitos poleiros podem diluir a abundância, dando a falsa interpretação de eficiência ou ineficiência (Silva et al. 2010).

A análise de regressão demonstrou relação positiva entre o grau de dominância e frequência das aves na utilização dos poleiros. Este resultado foi desfavorável, pois entre as espécies mais abundantes, somente *T. melancholicus* pode ser considerado efetivo dispersor, já que o mesmo ingere frutos de bordas

florestais e deposita as sementes em ambientes abertos (Fonseca & Antunes 2007, Athiê & Dias 2012). Demais espécies consideradas dominantes possuem predominância alimentar granívora (Belton 1985, Azpiroz et al. 2012) e se alimentam de sementes de Poaceae e Asteraceae que são abundantes na área.

A presença de aves granívoras é comum em poleiros artificiais, como, por exemplo, as encontradas neste trabalho (*C. talpacoti*, *L. cucullatus*, *Zenaida auriculata* e *Volatinia jacarina*). Sabe-se que estas espécies eventualmente podem efetuar a frugivoria e, de acordo com os critérios estipulados *a priori*, foram consideradas potenciais dispersoras. Por outro lado, a presença de aves granívoras nos poleiros, em certos casos, pode limitar o número de sementes viáveis devido à predação de sementes já dispersas por outras aves (Christianini & Galetti 2007). Entretanto, o papel destas aves como dispersoras ou predadoras de sementes ainda merece maiores estudos, pois muitas aves granívoras têm sido registradas efetuando frugivoria e dispersão e.g., *Z. auriculata* e *V. jacarina* (Vieira & Silva 1997, Bucher & Bocco 2009).

A hipótese inicial foi corroborada e o padrão observado indica que durante a primavera ocorre mudança estrutural na assembleia de aves. Explica-se que tal mudança ocorre pela chegada dos primeiros migrantes austrais (Joseph 1996, Alves 2007). Na região neotropical existem espécies que efetuam deslocamentos sazonais, em que nem todos os indivíduos da população migram (Belton 1985, Sick 1997). Deste modo, na medida em que mais migrantes retornam dos sítios de invernada em direção aos sítios reprodutivos, ocorre incremento de indivíduos migrantes sobre populações não migrantes, aumentando a abundância de certas espécies durante o verão, conforme sugerido pela ANOVA realizada. Como exemplo, destaca-se *Turdus amaurochalinus* que obteve maior peso para a separação das amostragens na DCA, segregando a primavera em relação ao outono e verão. Esta ave possui sobreposição de indivíduos migrantes sobre aqueles não migrantes durante a temporada reprodutiva (Capllonch et al. 2008, Vogel et al. 2012). *T. amaurochalinus* é considerada onívora e frugívora (Gasperin & Pizo 2012) e um dos mais importantes dispersores em áreas agrícolas ou nas proximidades de agroecossistemas (Pizo 2004).

Nossos dados evidenciam a importância da variação sazonal sobre o padrão de ocorrência de dispersoras generalistas, principalmente, pela ausência de dispersores especializados utilizando os poleiros. Outros estudos com poleiros também encontraram resultados semelhantes (e.g. Shiels & Walker 2003, Pillatt 2010, Vicente et al. 2010). A ausência de espécies frugívoras foi provavelmente ocasionada pela defaunação proporcionada pela fragmentação florestal ou antropização da paisagem (Gomes et al. 2008). Isso diminui a efetividade de poleiros para a atração de aves dispersoras em paisagens muito alteradas. Outro aspecto é que ambientes em regeneração fornecem poucos recursos alimentares e reprodutivos para frugívoros especializados e.g., cavidades para ninhos e disponibilidade frutos durante o ano todo (Sekercioglu 2006, Pizo 2007, Pillatt et al. 2010).

Foram registradas cinco espécies de aves migratórias, todas da família Tyrannidae (*Elaenia flavogaster*, *Megarynchus pitangua*, *Tyrannus melancholicus*, *Tyrannus savana* e *Empidonamus varius*). Este grupo de aves exerce a insetivoria (Ridgely & Tudor 2001, Gabriel & Pizo 2005, Martins-Oliveira et al. 2012) que pode ser interessante no controle de pragas florestais (Strong et al. 2000). Em teoria, esta capacidade de insetivoria pode ser potencializada durante o período

reprodutivo no sul do Brasil, que ocorre entre a primavera e outono (Belton 1985, Sick 1997), e exige grande demanda de insetos para a alimentação dos filhotes de aves (Argel-de-Oliveira et al. 1998, Marini et al. 2009). Um segundo benefício proporcionado pela presença de tiranídeos nos poleiros é a capacidade de promover a dispersão de sementes em pastagens e áreas abertas (Fonseca & Antunes 2007, Gabriel & Pizo 2005). Por outro lado, tiranídeos estão entre as principais espécies envolvidas no comportamento de “tumulto”, que consiste na defesa do território contra outras aves (Cunha & Fontenelle 2014). Ocorre que quando tiranídeos estão presentes nos poleiros, durante o seu período reprodutivo, eles tendem a afugentar espécies que podem exercer importantes funções ecossistêmicas para a restauração, como a dispersão em grande quantidade de sementes no caso de tucanos (Galetti et al. 2000) e a predação de roedores por gaviões (Hall et al. 1981, Pias et al. 2012).

Tanto para a Floresta Estacional Semidecidual como para Floresta Ombrófila Mista do sul do Brasil, a maior disponibilidade de frutos com síndrome de dispersão zoocórica ocorre entre primavera e verão (Mikich & Silva 2001, Liebsch & Mikich 2009). Deste modo, observa-se uma clara sincronia entre o período em que ocorre maior quantidade de frutos disponíveis e o período em que ocorre maior parte dos dispersores no agroecossistema subtropical, caracterizando a relação de mutualismo (Jordano et al. 2006, Carlo et al. 2007, Zanini & Ganade 2005, Hartz et al. 2012). Assim, sugere-se que a maior riqueza de sementes depositadas sob os poleiros pode ocorrer entre primavera e outono para esta região subtropical, não somente em função da disponibilidade de frutos, mas também pelo aumento no número de dispersores. Entretanto, os resultados do presente trabalho contrariam estudos realizados em áreas tropicais por Shiels & Walker (2003) e Graham & Page (2012). Neste último, é apontado que a estabilidade de ambientes tropicais pode refletir em um número constante de espécies, padrão distinto de regiões subtropicais.

Em síntese, na fase inicial de regeneração florestal (1-2 anos de idade), houve variação sazonal sobre a riqueza e abundância da avifauna usuária dos poleiros artificiais. Um total de 50% das aves que utilizaram os poleiros foram consideradas possíveis dispersoras, representando cinco grupos tróficos. A utilização de poleiros foi inefetiva para atrair aves frugívoras especialistas, reforçando que a dispersão de sementes em paisagens fragmentadas tende a ser efetuada principalmente por insetívoros e onívoros generalistas, dentre os quais, também ocorrem espécies migratórias ou parcialmente migratórias, o que implica uma variação anual de riqueza e abundância das aves nos poleiros, com maiores medidas de riqueza e abundância obtidos na primavera e verão, de modo sincronizado com a frutificação da maioria das espécies zoocóricas que ocorrem nas fitofisionomias florestais da Mata Atlântica subtropical. Recomenda-se que futuros estudos abordem a capacidade de dispersão daquelas espécies conhecidamente granívoras, que foram as mais frequentes e abundantes neste estudo.

Agradecimentos

Agradecemos ao CNPQ - Conselho de Desenvolvimento Científico Tecnológico pelo financiamento do projeto (processo nº 575081/2008-2) e COPEL-GET, especialmente à Murilo L. Barddal, pela implantação e manutenção florestal. Agradecemos ao técnico florestal Gilmar Poser Brizola pelo auxílio em campo. Somos gratos ao Programa em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e a

Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo apoio logístico. HFV agradece o suporte financeiro concedido pela bolsa de estudos concedida pela CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A., COUTO, H.T.Z., ALMEIDA, A.F. 2003. Diversidade beta de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. *Ararajuba* 11(1): 157-171.
- ALVES, M.A.S. 2007. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(2): 231-238.
- ARGEL-DE-OLIVIRA, M. M., CURI, N.A. & PASSERINI, T. 1998. Alimentação de um filhote de Bem-te-vi, *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus) (Passeriformes, Tyrannidae), em ambiente urbano. *Revista Brasileira de Zoologia* 15(4): 1103-1109.
- ATHIÊ, S. & DIAS, M.M. 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 26(1): 84-93. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>
- AZPIROZ, A.B., ISACCH, J.P., DIAS, R.A., DIGIACOMO, A.S., FONTANA, C.S. & PALAREA C.M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83(3): 217-246. doi. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>
- BECHARA, F.C., FILHO, E.M.C., BARRETTO, K.D., GABRIEL, V.A., ANTUNES, A.Z., REIS, A. 2007. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. *Revista Brasileira de Biociências* 5(1): 9-11.
- BELTON, W. 1985. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil, part 2. Formicariidae through Corvidae. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 180: 01-242.
- BENCKE, G. A. Lista de Referência das Aves do Rio Grande do Sul. Fundação Zoobotânica, Porto Alegre, 2001. 104 p.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A. & MUSTOE, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*. 2 ed. Academic Press, London.
- BOCCHESI, R.A., OLIVEIRA, A.K.M., FAVERO, S., GARNÉS, S.J.S. & LAURA, V.A. 2008. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 16(3): 207-213.
- BUCHER, E.H. & BOCCO, P.J. 2009. Reassessing the importance of granivorous pigeons as massive, long-distance seed dispersers. *Ecology* 90(8): 2321-2327. doi. <http://dx.doi.org/10.1890/08-2077.1>
- BUZAS, M.A. & HAYEK, L.A.C. 1998. SHE analysis for biofacies identification. *The Journal of Foraminiferal Research* 28(3): 233-239.
- CAPLLONCH, P., ORTIZ, D. & SORIA, K. 2008. Migración del Zorzal común *Turdus amaurochalinus* (Aves, Turdidae) en Argentina. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(1): 12-22.
- CARLO, T.A., AUKEMA, J.E. & MORALES, J.M. 2007. Plant-Frugivore Interactions as Spatially Explicit Networks: Integrating Frugivore Foraging with Fruiting Plant Spatial Patterns. In. *Seed dispersal - theory and its application in a changing world* (A.J. Dennis, E.W. Schupp, E.W. Green. & D.A. Westcott, eds). Oxford shire, CAB International, Oxford, p. 360-390.

- CARNEVALE, N.J. & MONTAGNINI, F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163(1-3): 217-227.
- CAVES, E.M., JENNINGS, S.B.; HILLE, R. LAMBERS, J.H.R., TEWKSBURY, J.J. & ROGERS H.S. 2013. Natural experiment demonstrates that bird loss leads to cessation of dispersal of native seeds from intact to degraded forests. *PLoS ONE* 8(5):01-09. doi. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0065618>
- CHESSER, R.T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4(2-3): 91-107.
- CHRISTIANINI, A.V. & GALETTI, M. 2007. Spatial variation in post-dispersal seed removal in an Atlantic forest: effects of habitat, location and guilds of seed predators. *Acta Oecológica* 32(3): 328-333. doi. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2007.06.004>
- COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85(10): 2717-2727. doi. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0557>
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS – CBRO. 2013. Lista das aves do Brasil. <http://www.cbro.org.br> (último acesso em 15/12/2013).
- CORBIN, J.D. & HOLL, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265(1): 37-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>
- CUNHA, F.C.R. & FONTENELLE, J.C.R. 2014. Registros de tumulto em aves no Brasil: uma revisão usando a plataforma Wikiaves. *Atualidades Ornitológicas*, 177: 46-53.
- DAJOZ, R. 1983. *Ecologia geral*. Vozes, Petrópolis.
- FONSECA, F.Y. & ANTUNES, A.Z. 2007. Frugivoria e predação de sementes por aves, Parque Estadual Alberto Löfgren. *Revista do Instituto Florestal* 9(2): 81-91.
- GABRIEL, V.A. & PIZO, M.A. 2005. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 1072-1077. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000400036>
- GALETTI, M., LAPS, R. & PIZO, M.A. 2000. Frugivory by Toucans (Ramphastidae) at Two Altitudes in the Atlantic Forest of Brazil. *Biotropica* 32(4): 842-850. doi. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00622.x>
- GASPERIN, G. & PIZO, M.A. 2012. Passage time of seeds through the guts of frugivorous birds, a first assessment in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(1): 48-51.
- GOMES, L.G G., OOSTRA, V., NIJMAN, V., LEEF, A.M. & KAPPELLE, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in atropical cloud forest. *Biological Conservation* 141: 860-871. doi. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.biocon.2008.01.007>
- GRAHAM, L.L.B. & PAGE, S.E. 2012. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology* 20(5): 631-637. doi. <http://dx.doi.org/doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00805.x>
- GUEDES, M.C., MELO, V.A. & GRIFFITH, J.J. 1997. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. *Ararajuba* 5(2): 229-232.
- HALL, T.R., HOWARD, W.E. & MARSH, R.E. 1981. Raptor Use of Artificial Perches. *Wildlife Society Bulletin* 9:296-298.

- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:01-09.
- HARTZ, S.M., PINHEIRO, G.C., MENDONÇA-LIMA, A.D. & DUARTE, S. 2012. The potential role of Migratory Birds in the Expansion of Araucaria Forest. *Natureza e Conservação* 10(1): 52-56. doi. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.009>
- HAYEK L.A.C. & BUZAS M.A. 1997. *Surveying Natural Populations*. Columbia University Press, New York.
- HOLL, K.D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6(3):253-261. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00638.x>
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H.V. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349. doi. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>
- JORDANO, P.M., GALETTI, M., PIZO, M.A. & SILVA, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In *Biologia da conservação: essências* (C.F. Duarte, H.G. Bergallo, M.A.S. Alves. & M. Van Sluys eds). Editorial Rima, São Paulo, p. 411-436.
- JOSEPH, L. 1996. Preliminary climatic overview of migration patterns in South America austral migrant passerines. *Ecotropica* 2: 185-193.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Harper and Row, New York.
- LIEBSCH, D. & MIKICH, S.B. 2009. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 32(2): 375-391. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042009000200016>
- LINDELL, C.A. & THURSTON, G.M. 2013. Bird pollinator visitation is equivalent in island and plantation planting designs in tropical forest restoration sites. *Sustainability* 5(3): 1177-1187. doi. <http://dx.doi.org/10.3390/su5031177>
- LINSDALE, J.M. & RODGERS, T.M. 1937. Frequency of occurrence of birds in Alum Rock Park, Santa Clara County, California. 39(3):108-111. <http://dx.doi.org/10.2307/1363741>
- MARINI, M.Â. LOBO, Y., LOPES, L.E., FRANÇA, L.F. & PAIVA, L.V. 2009. Breeding biology of *Tyrannus savana* (Aves, Tyrannidae) in cerrado of Central Brazil. *Biota Neotropica* 9(1): 55-63. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000100007>
- MARTINS-OLIVEIRA, L., LEAL-MARQUES, R., NUNES, C.H., FRANCHIN, A.G. & MARÇAL-JÚNIOR, O. 2012. Forrageamento de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em habitats urbanos. *Bioscience Journal* 28(6): 1038-1050.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. PC-ORD. 2011. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Oregon: MjM Software.
- MELO, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrópica* 8(3): 21-27. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>
- MIKICH, S.B. & SILVA, S.M. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 15(1): 89-113. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000100010>
- MORRISON E.B. & LINDELL, C.A. 2012. Birds and bats reduce insect biomass and leaf damage in tropical forest restoration sites. *Ecological Applications* 22(5): 1526-1534.

- PALISSA, A.E. & WIEDENROTH, M. & KLIMT, K. 1977. Anleitung zum ökologischen Geländepraktikum. Wissenschaftliches Zentrum der Pädagogischen Hochschule, Potsdam.
- PIAS, K.E. & WELCH, Z.C. & KITCHENS, W.M. 2012. An artificial perch to help snail kites handle an exotic apple snail. *Waterbirds* 35(2): 347-351. doi. <http://dx.doi.org/10.1675/063.035.0217>
- PILLATT, N., PILLATT, N., FRANCO, E.T.H.F. & COELHO, G.C. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Brazilian Journal of Biosciences* 8(3): 246-252.
- PINESCHI, R.B. 1990. Aves como dispersoras de sete espécies de *Rapanea* (Myrsinaceae) no maciço de Itatiaia, estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. *Ararajuba* 1: 73-78.
- PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15:117-126.
- PIZO, M.A. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In: Seed dispersal - theory and its application in a changing world (A.J. Dennis., E.W. Schupp., E.W. Green. & D.A. Westcott, eds). Oxford shire, CAB International, Oxford, p. 615-627.
- QUINN, G.P. & KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
- REIS, A., BECHARA, F.C. & TRES, D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67(2): 244-250.
- RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 2001. *The Birds of South America. Vol II. The Oscine Passerines*. University of Texas Press, Austin.
- RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., NAVE, A.G., ARONSON, J., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y. & BRANCALION, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1605-1613. doi. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>
- SEKERCIOGLU, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* 21(8): 464-71. doi. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- SHIELS, A.B. & WALKER, L.R. 2003. Birds Perches Increase Forest Seeds on Puerto Rican Landslides. *Restoration Ecology* 11(4): 457-465.
- SHONO, K., CADAWENG, E.A., DURST, P.B., 2007. Applications of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15, 620-626.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SILVA, W.R., PIZO, M.A.; GABRIEL, V.A. 2010. Avifauna como promotora da restauração ecológica. In *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (S. VON MATTER, F.C. STRAUBE, I. ACCOERDI, V.E. PIACENTINI, & J.F CÂNDIDO-JR eds). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, p. 507-516.
- STAGGMEIER, V.G. & GALETTI, M. 2007. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(2): 281-287.
- STRONG, A.M., SHERRY, T.W. & HOLMES, R.T. 2000. Bird predation on herbivorous insects: indirect effects on sugar maple saplings. *Oecologia* 125(3): 370-379. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420000467>

STOTZ, D.F., FITZPATRICK, F.W. & PARKER III, T.A. & MOSKOVITS D.K. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago.

TOMAZ, V.C. & ALVES, M.A.S. 2009. Comportamento territorial em aves: regulação populacional, custos e benefícios. *Oecologia Brasiliensis* 13(1): 132-140.

VICENTE, R., MARTINS, R., ZOCHE, J.J. & HARTE-MARQUES, B. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências* 8(1):14-23.

VIEIRA, I.C.G. & SILVA, J.M.C. 1997. Phenology, fruit set and dispersal of *Cordia multispicata* Cham., an important weed shrub of abandoned pastures in eastern Amazonia. *Revista Brasileira de Botânica* 20(1): 51-56. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041997000100005>

VOGEL, H.F., ZAWADZKI, C.H. & METRI, R. 2012. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. *Biota Neotrópica* 12(4): 241-247. doi. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000400024>

WUNDERLE JR., J.M., 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.

ZANINI, L. & GANADE, G. 2005. Restoration of Araucaria forest: the role of perches pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecology* 13(3): 507-514. doi. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00063.x>

APÊNDICE 1. Espécies. FD% = frequência de dominância em porcentagem e (CD) categorias de dominância. FO% = frequência de ocorrência em porcentagem, (CF) categorias de frequência. Também são apresentados valores de correlação das espécies entre os eixos da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) efetuada para ordenar as amostragens em função das estações. **Categorias de dominância:** eu = eudominante, do = dominante, sub = subdominante, re = recessiva e ra = rara. **Categorias de frequência de ocorrência:** com = constantes, ace = acessórias e aci = acidentais. Marcações: (●) = potencias dispersoras e (□) espécies sem eficiência para a dispersão.

Espécies (nome em inglês)	Dieta	Estações				Dominância		Constância		DCA (r)		Status migratório (grupo dispersivo)
		Verão	Outono	Inverno	Primavera	FD%	CD	FO%	CF	Eixo 1	Eixo 2	
<i>Elanus leucurus</i> (White-tailed Kite)	Carnívora	+	-	+	+	0,67	ra	12,50	aci	0,28	0	Residente (□)
<i>Rupornis magnirostris</i> (Roadside Hawk)	Carnívora	+	+	-	-	0,89	ra	12,50	aci	0,28	-0,23	Residente (□)
<i>Columbina talpacoti</i> (Ruddy Ground-Dove)	Granívora	+	+	+	+	17,29	eu	83,33	con	-0,49	-0,33	Residente (●)
<i>Zenaida auriculata</i> (Eared Dove)	Granívora	+	+	-	-	2,00	re	20,83	aci	-0,42	0,26	Residente (●)
<i>Crotophaga ani</i> (Smooth-billed Ani)	Insetívora	+	+	+	-	5,76	do	29,17	ace	-0,42	-0,13	Residente (□)
<i>Guira guira</i> (Guira Cuckoo)	Insetívora	-	-	-	-	0,44	ra	4,17	aci	0,23	0,02	Residente (□)
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Glittering-bellied Emerald)	Nectarívora	+	-	-	+	2,22	su	25,00	aci	0,07	-0,01	Residente (□)
<i>Colaptes melanochloros</i> (Green-barred Woodpecker)	Insetívora	-	-	-	+	0,22	ra	4,17	aci	0,23	0,02	Residente (□)
<i>Furnarius rufus</i> (Rufous Hornero)	Insetívora	+	+	-	-	1,33	re	16,67	aci	0,12	-0,03	Residente (□)
<i>Elaenia flavogaster</i> (Yellow-bellied Elaenia)	Insetívora	-	-	+	-	0,22	ra	4,17	aci	0	0,1	Migratório (●)
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Great Kiskadee)	Onívora	+	+	+	+	4,21	su	41,67	ace	0,26	-0,01	Residente (●)
<i>Megarynchus pitangua</i> (Boat-billed Flycatcher)	Onívora	-	+	-	+	0,44	ra	8,33	aci	0,13	-0,03	Migratório (●)
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Tropical Kingbird)	Onívora	+	-	+	+	10,42	eu	58,33	con	0,01	0,13	Migratório (●)
<i>Tyrannus savana</i> (Fork-tailed Flycatcher)	Onívora	+	-	+	+	4,66	su	20,83	aci	0,42	0,09	Migratório (●)
<i>Empidonamus varius</i> (Variegated Flycatcher)	Onívora	-	-	+	+	0,89	ra	16,67	aci	0,43	0,21	Migratório (●)
<i>Troglodytes musculus</i> (Southern House Wren)	Insetívora	+	+	-	+	1,33	rec	1,00	aci	0,28	0,16	Residente (□)
<i>Turdus rufiventris</i> (Rufous-bellied Thrush)	Onívora	-	+	-	-	0,22	ra	4,17	aci	-0,1	0,05	Residente (●)
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Creamy-bellied Thrush)	Onívora	-	-	-	+	1,77	re	16,67	aci	0,53	0,15	Residente (●)
<i>Mimus saturninus</i> (Chalk-browed Mockingbird)	Onívora	+	-	-	-	1,77	re	4,17	aci	-0,23	0,38	Residente (●)
<i>Saltator similis</i> (Green-winged Saltator)	Onívora	-	-	-	+	0,44	ra	8,33	aci	0,37	0,06	Residente (●)
<i>Lanio cucullatus</i> (Red-crested Finch)	Granívora	+	+	+	+	6,21	do	54,17	con	-0,28	0,15	Residente (●)
<i>Tangara sayaca</i> (Sayaca Tanager)	Onívora	-	-	+	-	0,22	ra	4,17	aci	0,44	0,21	Residente (●)

<i>Conirostrum speciosum</i> (Chestnut-vented Conebill)	Insetívora	-	-	+	-	0,44	ra	4,17	aci	0	0,04	Residente (●)
<i>Sicalis flaveola</i> (Saffron Finch)	Granívora	+	+	-	-	8,20	do	29,17	ace	-0,45	-0,21	Residente (□)
<i>Sicalis luteola</i> (Grassland Yellow-Finch)	Granívora	+	-	-	-	0,22	ra	4,17	aci	-0,22	0,38	Residente (□)
<i>Embernagra platensis</i> (Great Pampa-Finch)	Granívora	+	+	-	-	1,33	re	8,33	aci	-0,25	0,38	Residente (□)
<i>Volatinia jacarina</i> (Blue-black Grassquit)	Granívora	+		+	-	1,33	re	16,67	aci	-0,26	-0,49	Residente (●)
<i>Sporophila caerulescens</i> (Double-collared Seedeater)	Granívora	+	+	+	+	11,31	eu	58,33	con	-0,08	0,38	Residente (□)
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Masked Yellowthroat)	Insetívora	-	-	+	-	0,22	ra	4,17	aci	0,04	0,2	Residente (□)
<i>Agelaioides badius</i> (Bay-winged Cowbird)	Granívora	+	-	-	-	0,67	ra	4,17	aci	-0,23	-0,15	Residente (□)
<i>Molothrus bonariensis</i> (Shiny Cowbird)	Granívora	+	-	+	+	1,55	re	20,83	aci	0,45	0,15	Residente (□)
<i>Sporagra magellanica</i> (Hooded Siskin)	Granívora	+	-	+	+	11,09	eu	41,67	ace	-0,44	0,43	Residente (□)

5 CONCLUSÕES GERAIS

O conjunto de técnicas de nucleação possuiu capacidade de suportar maior riqueza, abundância e diversidade de aves, quando comparado às técnicas de restauração passiva e ativa, durante os momentos iniciais do processo de sucessão ecológica. O padrão funcional sugere que o método responde favoravelmente às hipóteses de complexidade do *habitat* e hipótese do equilíbrio dinâmico, sendo estes os prováveis mecanismos que influenciam o aumento na riqueza e controlam a diversidade de espécies de aves em ecossistemas sob restauração ecológica.

Poleiros artificiais foram ineficientes para a atração de espécies frugívoras, que também foram ausentes nas adjacências, porém eficientes na atração de espécies generalistas (principalmente por insetívoros, granívoros e onívoros ocorrentes em áreas abertas). Desta forma, poleiros proporcionaram um nicho adicional para aumentar a riqueza de espécies nas parcelas restauradas por meio da nucleação aplicada, tornando-se uma estratégia de manejo para aumentar a diversidade local em ambientes recém-restaurados. A menor dissimilaridade percentual e a maior similaridade com o fragmento fonte ocorreu no plantio de alta diversidade, que utiliza algumas espécies vegetais com síndrome de dispersão zoocórica. Portanto, mesmo em curto prazo, NC possuiu maior riqueza e HD maior potencial de atratividade de aves que ocorrem na área fonte.

Em síntese, na fase inicial de regeneração florestal (1-2 anos de idade), houve variação sazonal sobre a riqueza e abundância da avifauna usuária dos poleiros artificiais. Um total de 50% das aves que utilizaram os poleiros foram consideradas possíveis dispersoras, representando cinco grupos tróficos. A utilização de poleiros foi inefetiva para atrair aves frugívoras especialistas, reforçando que a dispersão de sementes em paisagens fragmentadas tende a ser efetuada principalmente por insetívoros e onívoros generalistas, dentre os quais, também ocorrem espécies migratórias ou parcialmente migratórias, o que implica uma variação anual de riqueza e abundância das aves nos poleiros, com maiores medidas de riqueza e abundância obtidas na primavera e no verão, de modo sincronizado com a frutificação da maioria das espécies zoocóricas que ocorrem nas fitofisionomias florestais da Mata Atlântica subtropical.

REFERÊNCIAS

- CORBIN, J.D., & HOLL, K.D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265(1): 37–46.
- GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R. & MARTINS, S.V., 2007. Theoretical bases of the forest ecological restoration, in: Rodrigues. In: Martins, R.R., Gandolfi, S.V. (Eds.), *High diversity forest restoration in degraded areas*. Nova Science Publishers, New York, pp. 27–60.
- GOMES, L. G.G., OOSTRA, V., NIJMAN, V. LEEF, A.M. & KAPPELLE, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in atropical cloud forest. *Biological Conservation* 141: 860–871.
- GONÇALVES, R.M.G., GIANNOTTI, E., GIANNOTTI, J.D.G. & SILVA, A.A. 2005. Aplicação de modelo de Revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da Microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. *Revista do Instituto Florestal* 17(1): 73–95.
- HOLL, K.D., CRONE, E.E., SCHULTZ, C.B. 2003. Landscape Restoration: Moving from Generalities to Methodologies. *BioScience* 53(5): 491-502.
- JORDAN III, W.R., GILPIN, M.E. & ABER, J.D. 2003. *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological restoration*. Cambridge University Press, Cambridge.
- PEJCHAR, L., PRINGLE, R.M., RANGANATHAN, J., ZOOKB, J.R., DURAN, G., OVIEDO, F. & DAILY, G. C. 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 141: 536-544.
- PILLATT, N., PILLATT, N., FRANCO, E.T.H.F. & COELHO, G.C. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Brazilian Journal of Biosciences* 8(3):246–252.
- PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15(suppl.): 117–126.
- PIZO, M.A. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In *Seed dispersal - theory and its application in a changing world* (A.J. Dennis, E.W. Schupp, E.W. Green & D.A. Westcott ed.). Oxford shire, UK: CAB International, Oxford, p. 615–627.
- REIS, A., BECHARA, F.C., ESPÍNDOLA, M. B., VIEIRA N.K. & SOUSA, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1: 28-36.
- REIS, A., BECHARA, F.C. & TRES, D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67(2): 244–250.
- REIS, A.; TRES, D.R. & SCARIOT, E.C. 2007. Restauração da Floresta Ombrófila Mista através de sucessão natural. *Pesquisa Florestal Brasileira* 55(2): 67–73.
- REY-BENAYAS, J.M., BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329–336.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, AM. C. PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 14(2): 1141–1153.
- RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142(6): 1242–1251.

- RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., NAVE, A.G., ARONSON, J., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y. & BRANCALION, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1605–1613.
- SHELDON, K.S., NADKARNI, N.M. 2013. The use of pasture trees by birds in a tropical montane landscape in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 29(5):459–462. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467413000503>
- SHIELS, A.B. & WALKER, L.R. 2003. Birds Perches Increase Forest Seeds on Puerto. *Restoration Ecology* 11: 457-465.
- SHONO, K., CADAWENG, E.A. & DURST, P.B. 2007. Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620–626.
- TABARELLI, M. et al. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 43(10): 2328–2340.
- VAN-ANDEL, J. & ARONSON, J. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Science, Oxford.
- VERDU, M. & GARCIA-FAYOS, P. 1996. Nucleation Processes in a Mediterranean Birds-Dispersed Plant. *Functional Ecology* 10(2): 275–280.
- VICENTE, R., MARTINS, R., ZOCHE, J.J. & HARTE-MARQUES, B. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Brazilian Journal of Biosciencias* 8(1):14–23.
- YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. 1974. Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. *The Journal of Ecology* 62(2): 417–428. <http://dx.doi.org/10.2307/2258988>
- ZAHAWI, R.A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J. & REID, J. L. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 51(1):88-96.

ANEXO 1-A. Lista de espécies utilizadas para a implantação do plantio de alta diversidade (HD) e técnicas de nucleação (NC).

As nomenclaturas adotadas para famílias e gêneros seguem o padrão *Angiosperm Phylogeny Group III* (APG III, 2009). A identificação das espécies (epítetos) segue a Lista da Flora do Brasil (2013) e *The International Plant Names Index* (2013). O período de frutificação e síndrome de dispersão esta baseado em Pijl (1982), Fonseca & Rodrigues (2000), Nascimento et al. (2001), Andreis et al. (2005), Yamamoto et al. (2007), Liebsch & Mikich (2009) e Prado-Junior et al. (2012). CT-SU significa categorias sucessionais: pioneiras (P) e não pioneiras (NP), enquanto CT- SI significa categoria silvicultural baseada em NBL e TNC (2013).

Código	Família	Espécie	Frutificação	Síndrome dispersiva	CT-SU	CT- SI
1	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	verão/outono	autocoria	P	Preenchimento
2	Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	verão/outono	autocoria	P	Preenchimento
3	Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br	primavera/verão	zoocoria	P	Diversidade
4	Myrtaceae	<i>Psidium</i> cf. <i>cattleianum</i> (Mart. ex O. Berg) Kiaersk.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
5	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	inverno/primavera	anemocoria	NP	Diversidade
6	Myrtaceae	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
7	Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	verão/outono	zoocoria	NP	Diversidade
8	Laminaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	todo ano	zoocoria	NP	Diversidade
11	Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	verão	zoocoria	P	Preenchimento
12	Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	verão/outono	zoocoria	P	Diversidade
15	Caricaceae	<i>Jaracatia spinosa</i> (Aubl.) DC.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
16	Euphorbiaceae	cf. <i>Croton urucurana</i> Baill.	verão/outono	autocoria	P	Diversidade
18	Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	outono/inverno	zoocoria	P	Preenchimento
19	Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	primavero	autocoria	NP	Preenchimento
23	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
24	Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	outono	anemocoria	NP	Diversidade
25	Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
26	Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	inverno/primavera	zoocoria	P	Diversidade
27	Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	primavera/verão	zoocoria	P	Diversidade
28	Fabaceae	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel.	outono inverno	autocoria	NP	Diversidade
29	Lauraceae	<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	primavera/verão	anemocórica	NP	Diversidade
30	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	primavera/verão	autocoria	NP	Diversidade
31	Cannabaceae	<i>Celtis</i> cf. <i>iguanaea</i> (Jacq.) Sargent	inverno/primavera	zoocoria	P	Diversidade
32	Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil	autono/inverno	anemocoria/autocoria	NP	Diversidade
33	Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	verão	anemocórica	NP	Diversidade
34	Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	verão	zoocoria	NP	Preenchimento
35	Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade

36	Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
37	Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
38	Asteraceae	<i>Moquiniastrum polymorpha</i> (Less.) Cabr.	primavera/verão	anemocoria	P	Diversidade
39	Meliaceae	<i>Cabralea canjarana</i> (Vell) Mart	inverno/primavera	zoocoria	NP	Diversidade
40	Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
41	Fabaceae	<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	verão/outono	autocoria	P	Diversidade
42	Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch	verão/outono	zoocoria	T	Diversidade
44	Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	verão	zoocoria	NP	Diversidade
45	Salicaceae	<i>Xylosma</i> sp.	primavera/verão	zoocoria	P	Diversidade
47	Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	primavera/verão	autocoria	P	Diversidade
48	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	primavera/verão	anemocoria	NP	Diversidade
50	Euphorbiaceae	<i>Sebastiania schottiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	primavera/verão	autocoria	NP	Diversidade
53	Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
54	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
55	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vellozo	primavera/verão	anemocoria	NP	Diversidade
56	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	verão	anemocoria	NP	Diversidade
57	Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	primavera/verão	anemocoria	NP	Diversidade
58	Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
58	Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	verão	anemocoria	NP	Diversidade
59	Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	verão/outono	zoocoria	P	Preenchimento
60	Moraceae	<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	outono/inverno	zoocoria	P	Diversidade
63	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	verão	autocoria	P	Diversidade
64	Fabaceae	<i>Lonchocarpus</i> sp.	--	autocoria	-	Diversidade
66	Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	primavera/verão	anemocoria	P	Diversidade
67	Fabaceae	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	primavera/verão	autocoria	NP	Diversidade
68	Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	verão	autocoria	NP	Preenchimento
69	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
72	Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	verão	zoocoria	NP	Diversidade
73	Myrtaceae	cf. <i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D. Legrand	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
74	Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	verão/outono	zoocoria	NP	Diversidade
75	Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	verão/outono	zoocoria	NP	Diversidade
76	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	verão/outono	zoocoria	NP	Diversidade
77	Myrtaceae	<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	verão	zoocoria	NP	Diversidade

79	Solanaceae	<i>Solanum cf. bullatum</i> Vell.	verão	zoocoria	P	Preenchimento
101	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	inverno/primavera	anemocoria	NP	Diversidade
103	Fabaceae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	verão	anemocoria	P	Diversidade
104	Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	outono/inverno	zoocoria	NP	Diversidade
110	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	primavera/verão	autocoria	NP	Diversidade
120	Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	verão/outono	autocoria	P	Diversidade
121	Arecaceae	<i>Butia capitata</i> (Mart.) Becc.	outono	zoocoria	NP	Diversidade
122	Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	primavera/verão	zoocoria	NP	Diversidade
123	Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	verão	anemocória	NP	Diversidade
124	Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	verão/outono	zoocoria	NP	Diversidade
125	Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	outono	zoocoria	NP	Preenchimento

REFERÊNCIAS

- ANDREIS, C.; LONGHI, S.J.; BRUN, E.J.; WOJCIECHOWSKI, J.C.; MACHADO, A.A.; VACCARO, S.; CASSAL, C.Z. 2005. Estudo fenológico em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza, RS. *Revista Árvore*, 29(1): 55-63.
- APG III. 2009. The angiosperm phylogeny group III. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of higher plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.161, n.2 p.105-121. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/boj.2009.161.issue-2/issuetoc>>. Acesso em: 01 mar. 2012. doi: 10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x.
- FONSECA, R.C.B. & RODRIGUES, R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. *Scientia Forestalis* 7:1-11.
- LIEBSCH, D. & MIKICH, S. B.O. S. 2009. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 32(2): 375-391. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042009000200016>
- LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. 2012. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 26 mai. 2014.
- NASCIMENTO, A.R.T.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal*, 11(1): 105-119.
- NBL & TNC. 2013. Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará. The Nature Conservancy, Belém, PA. 128 páginas. Disponível em <http://www.nature.org/media/brasil/manual-de-restauracao-florestal.pdf>. Acesso em: 26 mai. 2014.
- PIJL, L. V. D. Principles of dispersal in higher plants. 2. ed. Berlin: Springer Verlag. 1982. 161 p. <http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-642-87925-8>. Acesso em: 20 mai. 2013.
- PRADO JÚNIOR, J. A.; LOPES, S.F.; SCHIAVINI, I. V.; VAGNER, S.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E.; DIAS NETO, O. C. & STEIN, M. 2012. Fitossociologia, caracterização sucessional e síndromes de dispersão da comunidade arbórea de remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual em Monte Carmelo, Minas Gerais. *Rodriguésia*, 63(3): 489-499. <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602012000300001>.
- THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX. 2013. Published on the Internet <http://www.ipni.org>. Accessed 1 mai. 2013.
- YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S. & MARTINS, F.R. 2007. Síndromes de polinização e dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(3): 553-567 <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000300005>