

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS  
CIÊNCIAS DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:  
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE  
MESTRADO  
Rafael Gustavo Becker

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS  
RECUPERADAS PÓS-MINERAÇÃO EM COMUNIDADES DE AVES NO  
SUL DO BRASIL

São Leopoldo  
2009

Rafael Gustavo Becker

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS  
RECUPERADAS PÓS-MINERAÇÃO EM COMUNIDADES DE AVES NO  
SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito  
para a obtenção título de Mestre, pelo  
Programa de Pós-Graduação em Biologia  
da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

São Leopoldo  
2009

## Ficha Catalográfica

B395c Becker, Rafael Gustavo  
Influência da Estrutura da Vegetação de Áreas Recuperadas Pós-Mineração em Comunidades de aves no sul do Brasil / por Rafael Gustavo Becker. – 2008.

101 f. : il. ; 30cm.

Com: artigos “Influência da estrutura da vegetação de áreas recuperadas pós-mineração de diferentes estágios sucessionais nas comunidades de aves no sul do Brasil e Influência da estrutura da vegetação de áreas recuperadas pós-mineração nas comunidades de aves e no bioma Pampa”.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2008.

“Orientação: Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira, Ciências da Saúde”.

1. Ornitologia. 2. Ave – Comunidade. 3. Área recuperada – Pós-mineração. 4. Restauração – Habitat. I. Título.

CDU 598.2

Catálogo na Publicação:  
Bibliotecária Camila Rodrigues Quaresma - CRB 10/1790

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:  
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

MESTRADO

Rafael Gustavo Becker

A dissertação intitulada: “Influência da Estrutura da Vegetação de Áreas Recuperadas Pós-Mineração em Comunidades de Aves no Sul do Brasil”, elaborada pelo aluno **RAFAEL GUSTAVO BECKER**, foi julgada adequada e aprovada por todos os membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de **MESTRE EM BIOLOGIA, área de concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.**

São Leopoldo, 27 de fevereiro de 2009.

Apresentada à Banca, integrada pelos seguintes Professores:

---

Presidente da Banca e Orientador: Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira – UNISINOS

---

Dr. Jairo José Zocche – UNESC

---

Dr. Demétrio Luis Guadagnin- UNISINOS

*A minha família pelo apoio, carinho e compreensão.  
À Gabi pelo amor, auxílio, companheirismo,  
amizade e paciência.*

## AGRADECIMENTOS

Ao Pingo e Rejane, pela forte estrutura familiar que me sustenta até hoje. Mesmo que em dúvidas sobre o futuro que a biologia daria, respeitaram minha vocação e sempre acreditaram que ela seria feita da melhor maneira possível. Esta dissertação não existiria sem vocês. Kiti e Xande obrigado pela compreensão e por entender a minha ausência em momentos importantes da família de alegria e de dificuldades. À Julinha que é sinônimo de força e perseverança.

Ao meu amor Gabi, pelo companheirismo, amizade, críticas construtivas, paciência e consistência nas horas de análise de dados. Obrigado por estar sempre que possível ao meu lado, enfrentando todas as intempéries causadas por uma tese.

A Embrapa – Clima temperado, pelo apoio financeiro e logístico para a realização desta tese. Aos pesquisadores desta respeitada instituição que de alguma forma colaboraram para a realização desta tese, como Rosa Lia Barbieri, Clênio Pillon e ao amigo professor da Universidade Federal de Pelotas o Dr. Eduardo Dornelles.

Aos excelentes biólogos, ecólogos, licenciadores ambientais, colegas e amigos Roger, Tomás e Iberê que me acompanharam durante todas as campanhas de campo. Obrigado pelas conversas, risadas, tragos, churrascos, discussões e ajuda na realização das tarefas de campo e análises de dados. A todos os ajudantes de campo que participaram do projeto, como o Alessandro da SIX – Petrobrás e Fabinho Gralla da CRM. A secretária Fernanda Fraga, pela disposição em resolver problemas burocráticos.

Ao meu orientador, Prof. Marco Aurélio Pizo, pelos ensinamentos e experiência desses anos em ecologia de aves, pelas dicas, pelas dúvidas esclarecidas, idéias compartilhadas e as versões do manuscrito revisadas, meu muito obrigado.

Aos bons professores do curso pelas dicas dadas, mesmo que de forma indireta auxiliaram na realização desta tese.

A Capes pelo auxílio financeiro (bolsa) durante esses dois anos de curso.

## ÍNDICE

<i>Conteúdo</i>	<i>Página</i>
Resumo Geral.....	08
Abstract.....	10
Introdução Geral.....	12
Capítulo 1 - Influência da estrutura da vegetação de áreas recuperadas pós- mineração de diferentes estágios sucessionais nas comunidades de aves no sul do Brasil.....	18
Resumo.....	19
Abstract.....	20
Introdução.....	21
Métodos.....	23
Resultados.....	30
Discussão.....	40
Conclusão e Implicações Para o Manejo.....	45
Referências.....	49
Apêndice 1.....	57
Capítulo 2 - Influência da estrutura da vegetação de áreas recuperadas pós- mineração nas comunidades de aves e no bioma Pampa.....	61
Resumo.....	62
Abstract.....	63
Introdução.....	64
Métodos.....	66
Resultados.....	74
Discussão.....	81
Conclusão e Implicações Para o Manejo.....	85
Referências.....	88
Apêndice 2.....	96
Conclusão Geral.....	98
Referências Bibliográficas Gerais.....	99

## RESUMO GERAL

Atividades de mineração causam alterações nas paisagens, acarretando mudanças na vegetação e nas propriedades e topografia do solo que acabam por afetar a fauna. Para minimizar os efeitos da mineração, empresas mineradoras frequentemente implementam procedimentos de recuperação ambiental exigidos por lei. O presente estudo aborda o efeito e a influência da estrutura da vegetação nas comunidades de aves em áreas recuperadas após processos de mineração em florestas no município de São Mateus do Sul, sudeste do Estado do Paraná e em áreas de campo em Candiota no Rio Grande do Sul. No Paraná selecionei quatro áreas para as amostragens: três delas, com 5, 10 e 20 anos de recuperação vegetal (A05, A10 e A20, respectivamente) encontram-se na Unidade da Petrobrás (Superintendência de Industrialização de Xisto) e a quarta área de estudo é um fragmento florestal que não sofreu interferências de mineração (A50). Em Candiota selecionei três áreas com vegetação nativas nunca antes mineradas e três áreas recuperadas. Nos dois estudos amostragem a avifauna através de levantamentos qualitativos e quantitativos usando o método de pontos de escuta com distância ilimitada. Selecionei medidas estruturais que melhor caracterizaram o perfil da vegetação e que potencialmente poderiam afetar a avifauna. Para testar possíveis diferenças na riqueza e abundância da avifauna utilizei estatística de reamostragem aleatória com o programa Resampling Stats<sup>®</sup>. Para relacionar as espécies às características estruturais da vegetação utilizei análises multivariadas.

No Paraná, na Floresta Ombrófila Mista, registrei 122 espécies de aves. Entre as riquezas rarefeitas médias das áreas houve diferença entre a área A50 e A20. A área A10 não diferiu de A50 ou de A20, e a menor riqueza média foi obtida para A05. Com um total de 3454 registros, as áreas estudadas não apresentaram diferença no número médio de registros. Quanto à dissimilaridade da composição das espécies, houve diferença de 92% entre A50 e A05. Entre as guildas de aves estudadas (carnívoros, frugívoros, nectarívoros, insetívoros, onívoros, granívoros), registrei representantes de todos os grupos apenas nas áreas mais velhas (A50 e A20). Encontrei uma associação positiva entre a riqueza absoluta e diversidade da avifauna com complexidade e heterogeneidade do habitat.

No Rio Grande do Sul, no bioma Pampa, em 256 pontos amostrais registrei 42 espécies de aves. Não houve diferenças entre as riquezas médias das áreas recuperadas e nativas. As áreas nativas apresentaram uma diversidade de  $H' = 1,28$  e as áreas recuperadas  $H' = 1,09$ , não diferindo estatisticamente entre si. Obtive 2298 registros, 64% dos quais em áreas nativas e 36 % em áreas recuperadas. Não houve diferença entre as áreas quanto à abundância e composição de espécies. As áreas nativas são bastante variáveis em relação à densidade da vegetação, enquanto as áreas recuperadas são mais homogêneas, tendendo a apresentar maior densidade de vegetação em alturas mais baixas. Embora ocorra essa diferença, a maioria das aves utiliza ambos os tipos de áreas de forma similar. Algumas espécies respondem a determinadas características da estrutura de vegetação, embora a maioria das espécies não tenha apresentado uma resposta evidente.

O presente estudo revelou que as aves possuem alta capacidade de colonização de áreas em regeneração, mesmo que estas tenham passado por uma abrupta modificação no ambiente, como é o caso de mineração. A resposta da comunidade de aves nas diferentes fisionomias vegetais estudadas é diferente. Nas áreas florestais ocorreu uma mudança na riqueza, composição de espécies e número de guildas tróficas já nos primeiros anos de recuperação pós-mineração. Nesse tipo de ambiente, o tempo que a comunidade leva para se equiparar a uma área nunca antes minerada é consideravelmente maior do que em áreas de campo, pois aves de mata possuem maior sensibilidade em relação à estrutura da vegetação do que em áreas de campo. Nas áreas do Pampa, a recuperação é mais rápida, ou seja, em média de 10 anos as comunidades de áreas em recuperação são semelhantes a áreas nativas, embora haja diferença na estrutura da vegetação dessas áreas. Esse fator ocorre, possivelmente pelo fato de áreas de campo serem estruturalmente menos complexas do que ambientes florestados. Cada vez mais o Pampa é convertido em monoculturas. A recuperação destas áreas após seu uso, mesmo que resulte em uma



vegetação estruturalmente diferente de uma área nativa, possivelmente sirva de refúgio para as aves na presença de uma matriz agressiva.

Palavras chaves: áreas recuperadas pós-mineração, comunidade de aves, restauração de habitat.

## ABSTRACT

### Communities of Birds and Influence of the Structure of the Vegetation in Reclaimed Areas after Mining in the South of Brazil

Mining activities cause severe alterations in natural landscapes, changing the vegetation and the properties and topography of the soil, and thus altering habitats and the associated fauna. To minimize the effects of mining, mining companies implement procedures of environmental recuperation demanded by law. The present study investigates the influence of vegetation structure on bird communities in reclaimed areas after mining in forest and grassland habitats in south Brazil. Forested areas were studied in the State of Paraná, while grasslands were studied in the Pampa biome in Rio Grande do Sul. In Paraná I sampled four areas, three of them (with 5, 10 and 20 years of vegetation recuperation named, respectively, A05, A10, and A20), were located in the Unit of Petrobrás, and the fourth was a forest fragment that did not suffer mining interferences (A50). In Rio Grande do Sul I selected six areas, three with native vegetation never mined before and three reclaimed areas. I sampled the avifauna using the point count method with unlimited distance to obtain qualitative and quantitative data. At each study area I measured structural parameters that best characterized the vegetation profile and could potentially influence the avifauna. To test for differences among areas related to the richness and abundance of birds, I employed randomization procedures with the program Resampling Stats<sup>®</sup>. To relate the abundance of bird species to the structural characteristics of the vegetation I used multivariate analyses.

In Paraná I recorded 122 species of birds. Averaged rarefied richness revealed difference between areas A50 and A20, with 52.1 and 41,4 species, respectively. The area A10 with 46,6 species did not differ from A50 or A20, and the smallest was obtained for A05, with 27,3 species. With a total of 3454 records, the areas did not differ in total bird abundance. There was a great difference in species composition between A50 and A05 (92% of dissimilarity). There was no correlation between the distances separating sampled areas and the dissimilarities in species composition. Only the oldest areas (A50 and A20) had all the six guilds considered (carnivores, frugivores, nectarivores, insectivores, omnivores, and granivores), I found a positive association between bird richness and diversity and the index of structural complexity of vegetation. The heterogeneity of the vegetation was positively correlated with bird biomass at each area.

At Rio Grande do Sul I recorded 42 species of birds (20 families) in 256 sampling points (128 in each treatment, i.e. native and reclaimed areas). Forty two species were recorded in native areas, and 35 in reclaimed areas. Native and reclaimed areas did not differ in species richness or diversity ( $H' = 1, 28, \text{ and } 1,09$ , respectively). I made 2298 records, 64% of which in native areas and 36 % in reclaimed areas, with no difference between treatments. In relation to species composition, the treatments did not differ also. The density of the vegetation varied greatly across native areas, while reclaimed areas were more homogeneous, with higher vegetation density in lower heights. Despite such differences in vegetation structure, most of the bird species use those areas in a similar way. Although some species respond to certain characteristics of the vegetation structure, the majority apparently does not.

The study revealed important aspects of the use of mined reclaimed areas by birds, which were able to colonize such areas even after the abrupt modification of the environment caused by mining activities. The response of bird communities to the restoration varied according to the physiognomy of the vegetation. In forested areas, community changes were noticed in the first years of recovery after mining. The time that the community takes to compare to an area never mined before is considerably larger in forested physiognomies than in grassland. Forest birds apparently have larger sensibility to the structure of the vegetation than grassland birds. Few trophic groups occur in the initial stage of succession in forested areas, especially insectivores, omnivorous and granivores. The lack of frugivores can lead to a delay in the regeneration of these areas, due to the important ecological role of seed dispersers played by such species. In the Pampa, approximately ten years is necessary

to the bird communities of reclaimed areas be similar to native areas, a time considerably smaller than forested areas possibly because the vegetation in grassland is structurally less complex than in forested areas. The Pampa is gradually being converted to soybean plantations and monocultures of exotic trees so that native areas are becoming rare. In such a scenario reclaimed areas, even if structurally different from native areas, offers a refuge for birds in the presence of an inhospitable matrix.

Key words: reclaimed areas; mining; bird communities, habitat restoration.

## INTRODUÇÃO GERAL

Esforços consideráveis têm sido realizados para entender os efeitos da restauração ambiental na estrutura e função dos ecossistemas após intervenções humanas, tornando a restauração de populações e organismos em seus habitats uma preocupação crescente no mundo todo (Hackney, 2000, McCoy et al., 2000; Passell, 2000). Um bom exemplo de interferências humanas no meio ambiente são as atividades de mineração. Nestas áreas, ocorrem mudanças na vegetação e nas propriedades e topografia do solo que alteram profundamente o ambiente resultando, assim, em mudanças significativas no habitat ocupado pela fauna. Essas mudanças podem afetar significativamente as espécies da fauna em geral, levando algumas delas ao declínio (Scott e Zimmerman, 1984).

Desse modo, para minimizar os efeitos da mineração, empresas mineradoras freqüentemente implementam procedimentos de recuperação ambiental exigidos por lei, que em geral envolvem (1) a reconformação da topografia, (2) deposição de terra vegetal com banco de sementes retirado de áreas que posteriormente serão mineradas e (3) o plantio de espécies pioneiras (e.g. bracatinga *Mimosa scabrella*, Leguminosae), espécies exóticas (e.g. eucalipto) em áreas florestadas e gramíneas, tanto exóticas como nativas, em áreas abertas (Alves, 2004; Rhodes et al., 1983; Scott e Zimmerman, 1984).

Animais, plantas, microrganismos e suas complexas interações respondem de diferentes maneiras ao manejo da paisagem e aos impactos ambientais, onde alguns organismos respondem de forma mais rápida do que outros (Paoletti, 1999). Pesquisas que procuram entender as preferências de habitat e padrões de utilização de habitat pela fauna como, por exemplo, o tempo de retorno da fauna para uma

área em recuperação é de suma importância para a biologia da conservação e políticas ambientais.

Grande parte das pesquisas relacionadas com a biologia da conservação implica em uma etapa de compreensão do habitat e das relações da espécie animal com os elementos do ambiente, especialmente com a vegetação (Durigan, 2003). Vários estudos já demonstraram a influência da estrutura da vegetação sobre a riqueza de espécies (e.g. MacArthur e MacArthur, 1961; Pianka, 1973). Estes estudos concluem que áreas que possuem habitats mais complexos oferecem uma maior diversidade de nichos potenciais, abrigo assim, um maior número de espécies (Klopfer e MacArthur, 1960).

No Brasil não existem estudos sobre o efeito das áreas manejadas pós-mineração em comunidades de aves. No entanto, as atividades mineradoras são comuns em nosso país, que possui uma das comunidades de aves mais diversas do mundo, com cerca de 1.822 espécies (CBRO, 2007), o que corresponde a mais da metade das aves da América do Sul. Cerca de 90 % das espécies de aves brasileiras presentes na lista vermelha da IUCN (2004) sofrem com a perda e degradação dos habitats (Marini e Garcia, 2005). Esses dois fatores são as principais ameaças enfrentadas pelas aves no Brasil. Outras ameaças incluem a invasão de espécies exóticas, a poluição dos habitats naturais e alterações na dinâmica das espécies nativas (Marini e Garcia, 2005).

O presente estudo aborda a influência da estrutura da vegetação na riqueza, abundância e composição das comunidades de aves em áreas manejadas de florestas e campos após processos de mineração. Essas áreas sofreram o mesmo tipo de recuperação topográfica e semelhantes técnicas de manejo e diferenciam apenas na complexidade estrutural. Em áreas florestadas no estado do Paraná, o

manejo foi realizado com o plantio da bracatinga. No Rio Grande do Sul, o manejo envolveu a plantação de gramíneas exóticas e nativas como *Brachiaria* sp. (braquiárias), *Lolium multiflorum* (azévem) e *Paspalum notatum* entre outras por se tratar de áreas de campo.

### Área de Estudo

Realizei o presente estudo em duas etapas: uma realizada no município de São Mateus do Sul no Estado do Paraná e outra em Candiota no Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). No Paraná, o estudo foi realizado nas áreas da Petrobrás – SIX (Superintendência de Industrialização de Xisto), local onde ocorre a mineração de xisto. A vegetação característica da região é a Floresta Ombrófila Mista. No Rio Grande do Sul, o estudo foi realizado nas áreas da Companhia Riograndense de Mineração (CRM), onde é extraído carvão mineral. Esse município está inserido no bioma Pampa. Estes dois Estados possuem cerca de 36 % (630) e 44 % (770), respectivamente, do total de espécies de aves brasileiras (Bencke, 2001; Marini e Garcia, 2005 e Scherer-Neto e Straube, 1995).

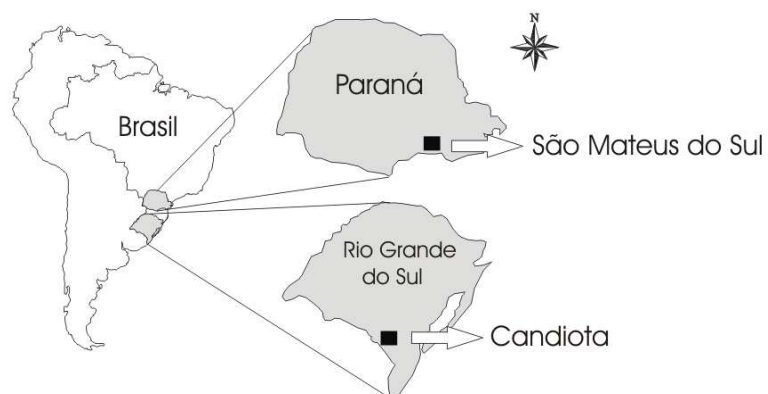


Figura 1. Localização do município de São Mateus do Sul no estado do Paraná (PR)

e Candiota no Rio Grande do Sul (RS).

#### *Avifauna e a Floresta Ombrófila Mista no Paraná*

A fauna do Paraná apresenta uma riqueza que reflete a diversidade de biomas e ecossistemas presentes no Estado, incluindo aproximadamente 770 espécies de aves (Mikich et al., 2004). No entanto, uma parcela significativa dessa riqueza se encontra sob algum grau de ameaça em função da destruição e redução dos ecossistemas, da caça, do comércio ilegal de espécimes, da poluição dos ecossistemas terrestres e aquáticos, da introdução de espécies exóticas, da perda de fontes alimentares e do uso indiscriminado de agroquímicos (Mikich et al., 2004). A Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), faz parte do bioma Mata Atlântica, o qual mais sofre com a devastação no Brasil. A Mata Atlântica possui 1020 espécies de aves sendo que 11% destas estão ameaçadas de extinção (MMA, 2000; Marini e Garcia, 2005). Dentre as espécies encontradas na Floresta com Araucária, o grimeiro (*Leptasthenura setaria*), espécie totalmente associada à araucária, a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*), citada como ave típica de Florestas com Araucária e, no extremo sul, o papagaio-charão (*Amazona pretrei*) estão presentes na lista vermelha de espécies ameaçadas do Brasil Machado et al. (2005).

#### *Avifauna e o Bioma Pampa no Rio Grande do Sul*

O Estado do Rio Grande do Sul é considerado como um dos mais conhecidos do Brasil do ponto de vista ornitológico, apresentando 624 espécies (Bencke, 2001). Mesmo assim, a ciência ornitológica desse Estado ainda se encontra em uma fase exploratória e descritiva, onde até mesmo o conhecimento sobre a distribuição regional das aves está incompleto (Bencke, 2001). Das 624 espécies ocorrentes no

Rio Grande do Sul, 128 (cerca de 20%) estão regionalmente ameaçadas de extinção Bencke et al. (2003).

No Pampa existem cerca de 250 a 400 espécies de aves, sendo que 4% destas estão na lista de espécies ameaçadas (Bilenca e Miñarro, 2004; Straube e Giacomo, 2007). Dentre as espécies muito comuns neste bioma encontramos a ema (*Rhea americana*), mais de dez espécies de anatídeos, a noivinha (*Xolmis irupero*), o cardeal (*Paroaria coronata*) entre outras (Accordi, 2003).

O bioma Pampa sofre com profundas modificações por atividades humanas (e.g. pastoreio excessivo, queimadas, invasão de espécies exóticas e conversão em áreas agriculturáveis), restando apenas pequenos remanescentes em uma paisagem predominantemente agrícola (Risser, 1997, Porto, 2002). O Pampa foi conhecido como um bioma independente com a publicação do novo mapa dos biomas do Brasil (IBGE, 2004). Se considerarmos o bioma *stricto sensu*, ou seja, somente a metade sul sem a planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul, somente 0,04% (cerca de 7.000 hectares) está em Unidades de Conservação de Proteção Integral (Fontana et al., 2003).

Eu me propus a determinar os efeitos da estrutura da vegetação de áreas recuperadas que sofreram impactos de mineração sobre a comunidade de aves em dois ambientes distintos. Uma área de Floresta Ombrófila Mista no Paraná e outra em áreas de campo do bioma Pampa no Rio Grande do Sul. Este estudo está dividido em dois capítulos. No primeiro verifiquei a influência de áreas manejadas de florestas de diferentes estágios sucessionais pós-mineração e a implicação da estrutura da vegetação em recuperação na comunidade de aves. No segundo capítulo abordei especificamente o efeito de áreas de campo em regeneração na



avifauna e a resposta dessa comunidade frente à nova estrutura da vegetação em formação.

## CAPÍTULO 1

---

O manuscrito está de acordo com as normas do periódico *Forest Ecology and Management*

Influência da estrutura da vegetação de áreas recuperadas pós-mineração de diferentes estágios sucessionais nas comunidades de aves no sul do Brasil

Rafael Gustavo Becker<sup>1,2</sup>

Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo<sup>1</sup>  
(Orientador)

1-Laboratório de Ecologia Vegetal, Centro de Ciências da Saúde – UNISINOS.

CP 275. São Leopoldo, RS. 93022-000 Brasil. 2-E-mail:

[rafaelgbecker@gmail.com](mailto:rafaelgbecker@gmail.com)

## RESUMO

Em áreas mineradas ocorrem mudanças físicas, alterações na estrutura e composição da vegetação natural e afugentação da fauna local. Em decorrência desses efeitos a fauna pode não retornar para essas áreas devido à falta de recursos necessários para sua sobrevivência. Os principais objetivos foram: avaliar os efeitos do manejo pós-mineração sobre a comunidade de aves em áreas previamente mineradas e que se encontram em diferentes estágios sucessionais com uma área controle e a influência da estrutura da vegetação nestas comunidades. Realizei o estudo no município de São Mateus do Sul, a sudeste do Estado do Paraná. Neste estudo demarquei quatro áreas para realizar as amostragens: três delas, com 5, 10 e 20 anos de recuperação vegetal (A05, A10 e A20, respectivamente) e a quarta área de estudo é um fragmento florestal que não sofreu interferências de mineração com cerca de 50 anos de regeneração (A50). Amostrei a avifauna usando o método de pontos de escuta com distância ilimitada respeitando-se, porém a distância mínima de 100 m entre eles. Para amostragem da vegetação selecionei seis medidas estruturais que melhor caracterizaram o perfil da vegetação e que potencialmente poderiam influenciar a avifauna local. Para testar possíveis diferenças entre esses parâmetros, utilizei a própria distribuição dos dados empregando a estatística de reamostragem aleatória com o programa Resampling Stats<sup>®</sup> no Excel. E, por fim, usei o coeficiente de Spearman para correlacionar parâmetros ecológicos com os índices de complexidade e heterogeneidade obtidos através da Análise de Componentes Principais (PCA).

Entre as riquezas rarefeitas médias das áreas houve diferença entre a área A50 e A20 e a menor riqueza média foi obtida para A05. As áreas estudadas não apresentaram diferença no número médio de registros. Quanto à dissimilaridade da composição das espécies, houve diferença entre A50 e A05. Entre as guildas de aves estudadas (carnívoros, frugívoros, nectarívoros, insetívoros, onívoros, granívoros), registrei representantes de todos os grupos apenas nas áreas mais velhas (A50 e A20). Encontrei uma associação positiva entre a riqueza absoluta e diversidade da avifauna com complexidade e heterogeneidade do habitat.

O presente estudo revelou que é necessário mais de 20 anos para a composição da avifauna seja semelhante a uma área nunca antes minerada. A análise da riqueza com táxons com uma gama de espécies generalistas pode ocorrer erros de comparação com áreas controles e que padrões estruturais da vegetação estão intimamente relacionados com a riqueza, diversidade e biomassa das aves.

Palavras chaves: áreas recuperadas pós-mineração, comunidade de aves, restauração de habitat, Floresta Ombrófia Mista.

## ABSTRACT

Influence of the Structure of the Vegetation of Reclaimed Areas after mining of different successional stages in Communities of Birds in South of Brazil

In mined areas they have physical changes, alterations in the structure and composition of the natural vegetation and banish of the local fauna. In consequence of those effects, the fauna can't return for those areas due to the lack of necessary resources for its survival. The main objectives of this study were: to evaluate the effects after mining on the community of birds in areas were previously mined and have different successional stages with an controls area and the influence of the structure of the vegetation in these communities. I accomplished the study in the municipal district of São Mateus of the South, to southeast of the State of Paraná. In this study I demarcated four areas: three of them, with 5, 10 and 20 years of reclaimed (A05, A10 and A20, respectively) and the fourth study area are a forest fragment that it didn't suffer mining interferences with about 50 years of regeneration (A50). I sample the bird's using the point count method with unlimited distance the minimum distance of 100 m among them. For sampling of the vegetation I selected six structural measures that best characterized the profile of the vegetation and that potentially could influence the local birds. To test possible differences among those parameters, I used the own distribution of the data using the statistics of random with the program Resampling Stats<sup>®</sup> in Excel. And, finally, I used the coefficient of Spearman to correlate ecological parameters with the complexity index and heterogeneity obtained through the Principal Components Analysis (PCA).

Averaged rarefied richness of the areas there was difference among the area A50 and A20 and the smallest richness was obtained for A05. The studied areas didn't present difference in the average number of registrations. As for the dissimilaridade of the composition of the species, there was difference between A50 and A05. Among the guilds of studied birds (carnivores, frugivores, nectarivores, insectivores, omnivores, and granivores), I registered representatives of all of the groups just in the oldest areas (A50 and A20). I found a positive association between the absolute richness and diversity of the avifauna with complexity and heterogeneity of the habitat.

The present study revealed that it is necessary more than 20 years for the composition of the birds to be similar to an area never before mined. The analysis of the richness with taxons with a variety of species generalistas can have comparison mistakes with areas controls and that structural patterns of the vegetation are closely related with the richness, diversity and biomass of the birds.

Key words: reclaimed areas, community of birds, habitat restoration, Ombrofilous Mixed Forest.

## 1. INTRODUÇÃO

Em todo o mundo todo, atividades de mineração causam alterações nas paisagens (Hüttl e Gervin, 2005). Essas perturbações não estão restritas apenas localmente, seus impactos podem ser difundidos para áreas adjacentes e, até mesmo, distantes das áreas de mineração (Scott e Zimmerman, 1984). A área minerada sofre mudanças físicas, modificações na estrutura e composição da vegetação natural que podem alterar a fauna presente na área (Gorsira e Risenhoover, 1994).

Durante as atividades de mineração, a fauna local sofre diversos impactos e em consequência disto ocorre o deslocamento de seu habitat original, podendo não retornar para essas áreas devido à falta de recursos necessários para sua sobrevivência (Scott e Zimmerman, 1984). Os impactos incluem: a construção e uso de sistemas de estradas temporárias, maquinaria pesada, ruído, erosão, mudanças na topografia, perda da vegetação nativa, aumento da acidez nos cursos d'água e perda de interações bióticas (Barreto, 2001). Desse modo, a complexidade do habitat é freqüentemente reduzida, causando uma mudança na composição das comunidades (Wray et al., 1982). Para diminuir esse impacto, sob força de lei, ocorre o manejo dessas áreas que consiste em: 1- planificação da topografia local; 2- deposição de terra vegetal com banco de sementes retirado de áreas que posteriormente serão mineradas; 3- o plantio de espécies pioneiras, exóticas e nativas para promover o possível o retorno da fauna (Alves, 2004; Tischew e Kimer, 2007). Porém, a recuperação destas áreas para sua condição original pode levar tempo (Gorsira e Risenhoover, 1994).

Métodos de revegetação envolvem o plantio de espécies vegetais (herbáceas, arbustivas ou arbóreas) até a implantação de reflorestamento

extensivo, tanto para fins de preservação quanto para objetivos econômicos, incluindo a geração de condições propícias para o repovoamento da fauna e a regeneração de ecossistemas originais (Bitar, 1997). No Brasil, o plantio de espécies para recuperação de áreas degradadas por mineração vem sendo aplicado desde a década de 70, com utilização de espécies exóticas como eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e espécies nativas como a bracatinga (*Mimosa scabrella* – Leguminosae) (Willians, 1984). A resposta visual desse manejo é rápida, dando um efeito paisagístico agradável (Barth, 1989), porém, biólogos conservacionistas estão divididos sobre a real eficácia da regeneração ou reflorestamento. A grande dúvida é se a regeneração de áreas degradadas pode ser capaz de compensar a perda da biodiversidade, recuperando as interações e o funcionamento do ecossistema que havia anteriormente (Daily, 2001; Lindenmayer e Hobbs, 2004). Para a reconstrução de um ecossistema degradado, segundo Primack e Massardo (1998), deve ser considerada a estrutura da comunidade, a composição das espécies e o restabelecimento de processos ecológicos, não apenas o efeito paisagístico.

A presença de uma fauna variada, principalmente de aves em florestas em regeneração, é de vital importância, tanto para a conservação destas espécies, ameaçadas com a eliminação gradual de seus habitats naturais, quanto para importantes funções ecológicas (e.g. predação, polinização, dispersão de sementes e controle biológico de pragas) (Almeida e Rocha, 1977). Desse modo, as aves atuam freqüentemente como iniciadoras de sucessão em locais estéreis onde faltam bancos de sementes para os estágios iniciais de sucessão. Contribuem, assim, para o processo de revegetação,

transferindo propágulos para áreas em regeneração, acelerando, desse modo, o processo de regeneração (Sick, 1997; Walker e Del Moral, 2003).

Estudos têm comprovado a influência da estrutura da vegetação na fauna, indicando que as aves são sensíveis a esta mudança (e.g. MacArthur e MacArthur, 1961; Pianka, 1973; August, 1983; Whitman et al., 1998). Outros estudos específicos em áreas manejadas após mineração (e.g. Armstrong e Nichols, 2000; Passell, 2000; Nichols e Nichols, 2003) revelaram uma mudança na comunidade de aves conforme a mudança de estágios sucessionais. Investigações baseadas na diversidade, densidade e, principalmente, composição da avifauna podem fornecer dados sobre o “*status*” de áreas em reabilitação pós-mineração.

Através deste estudo procurei avaliar os efeitos de áreas regeneradas após impactos de mineração na avifauna em ambientes florestados no Estado do Paraná. Os principais objetivos foram: (i) avaliar os efeitos do manejo pós-mineração sobre a riqueza, abundância, composição e estrutura trófica das comunidades de aves através da comparação de comunidades em áreas previamente mineradas e que se encontram em diferentes estágios sucessionais com uma área controle, não minerada e, (ii) verificar a influência da estrutura da vegetação destas áreas na riqueza, diversidade, abundância, biomassa e estrutura trófica destas comunidades.

## **2. MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

Realizei o estudo no município de São Mateus do Sul, a sudeste do Estado do Paraná, Brasil (25°52' S e 50°23' W; Figura 1). Esse município encontra-se no planalto paranaense com altitude aproximada de 800 m. O

clima da região, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Cfb, subtropical úmido sem estação seca. A precipitação média anual está entre 1400 e 1500 mm, com temperatura média do mês mais quente inferior a 22 °C e a média do mês mais frio superior a 10 °C, com mais de cinco geadas por ano. A vegetação característica da região é a Floresta Ombrófila Mista caracterizada pela presença marcante de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze – Araucariaceae, espécie arbórea dominante neste tipo de vegetação (Veloso et al., 1991).

Neste estudo demarquei quatro áreas para realizar as amostragens (Tabela 1). Três delas encontram-se na Unidade de Superintendência de Industrialização de Xisto (folhelho pirobetuminoso) da Petrobrás. Essas áreas são fragmentos que já foram minerados e passam atualmente por processos de recuperação. A recuperação a que estas áreas foram submetidas envolve primeiramente a planificação topográfica e recobertura com terra vegetal do solo exposto pela mineração e, posteriormente, ocorre o plantio de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth - Leguminosae). A bracatinga é uma planta nativa que ocorre em regiões de altitude do sudeste e sul do Brasil. Árvore perenifólia, com quatro a 18 m de altura e 20 a 30 cm de diâmetro acima do peito, podendo atingir até 29 m de altura e 50 cm ou mais de diâmetro na idade adulta. É uma planta pioneira de crescimento rápido, indiferente quanto às condições físicas do solo e muito utilizadas em áreas degradadas (Mattos e Mattos, 1980; Lorenzi, 2002).

As áreas estudadas constituem um gradiente de regeneração que compreende desde áreas em estágios de sucessão primários até áreas em estados sucessionais mais avançados. A quarta área de estudo é um



fragmento florestal na Fazenda Toppel situada ao sul das áreas manejadas e que nunca sofreu interferências de mineração, apenas corte seletivo de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.- Aquifoliaceae) e está sem interferência humana há mais de 50 anos (Tabela 1).

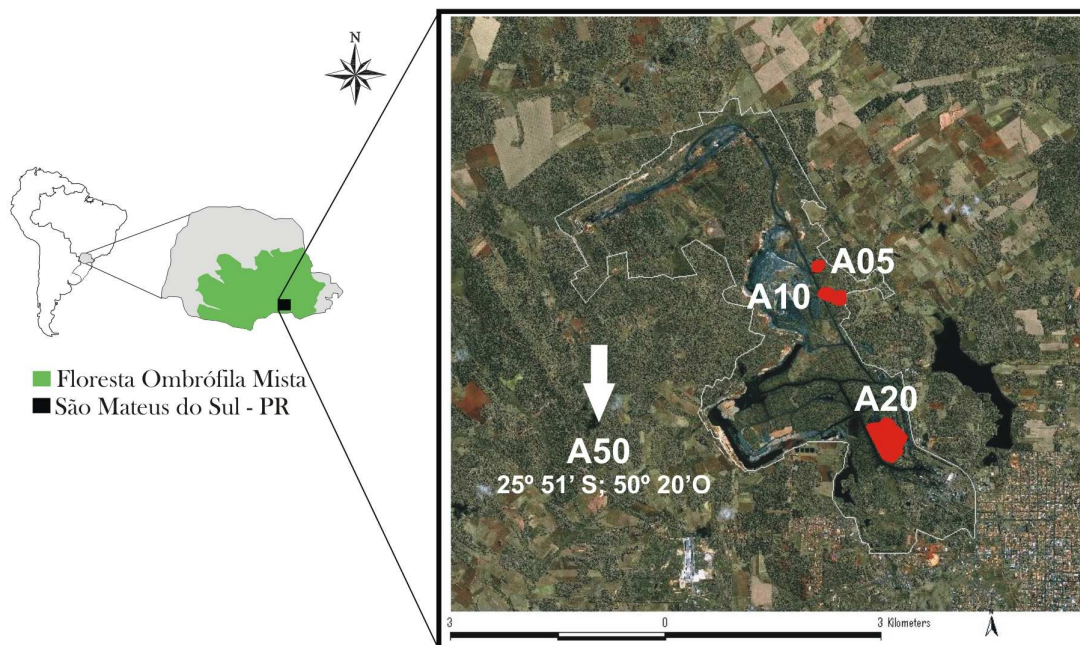


Figura 1. Localização São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. Em detalhe: áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle (A50) sem influência deste processo localizado nas coordenadas apresentadas no mapa.

Tabela 1. Resumo das principais características e composição vegetal das áreas de estudo em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. As siglas correspondem aos anos que se encontram em regeneração (A50 encontra-se cinquenta anos em regeneração; A20 há vinte anos, etc.).

Área	Tamanho (ha)	Tipo de exploração	Ano que finalizou a exploração	Espécies vegetais mais comuns*
A50 (Controle)	15	Extração de erva-mate ( <i>Ilex paraguariensis</i> )	c.a. 1950	<i>Lithraea brasiliensis</i> , <i>Rollinia sylvatica</i> , <i>Aspidosperma parvifolium</i> , <i>Araucaria angustifolia</i> , <i>Ocotea porosa</i> , <i>Sloanea monosperma</i> , <i>Cedrela fissilis</i> , <i>Jacaranda micrantha</i> , <i>Casearia decandra</i> , <i>Cupania vernalis</i> , <i>Campomanesia xanthocarpa</i> , <i>Podocarpus lambertii</i> , <i>Schinus terebinthifolius</i> , <i>Ilex paraguariensis</i> , <i>Psidium longipetiolatum</i> , <i>Syagrus</i>

Área	Tamanho (ha)	Tipo de exploração	Ano que finalizou a exploração	Espécies vegetais mais comuns*
				<i>romanzoffiana</i> , <i>Allophylus edulis</i> e <i>Eugenia</i> cf. <i>involucrata</i>
A20	15	Mineração	1985	<i>Mimosa scabrella</i> , <i>Casearia decandra</i> , <i>Cupania vernalis</i> , <i>Campomanesia xanthocarpa</i> , <i>Schinus terebinthifolius</i> , <i>Ilex paraguariensis</i> , <i>Syagrus romanzoffiana</i> , <i>Allophylus edulis</i> e <i>Eugenia</i> cf. <i>involucrata</i>
A10	5	Mineração	1995	Principalmente <i>Mimosa scabrella</i> e indivíduos de <i>Baccharis</i> sp., <i>Euphorbiaceae</i> , <i>Bauhinia candicans</i> e <i>Schinus terebinthifolius</i>
A05	2	Mineração	2001	Subbosque formado unicamente por arvoretas de <i>Mimosa scabrella</i>

\* Barbieri e Heiden (no prelo). Nomenclatura segue APG II - Angiosperm Phylogeny Group II (2003)

## 2.2. Amostragens da avifauna

Amostrei a avifauna através de levantamentos qualitativos e quantitativos usando o método de pontos de escuta com distância ilimitada (Bibby et al., 1992). Realizei a amostragem no período de janeiro a dezembro de 2006 em 40 pontos amostrais aleatorizados dentro de cada área de estudo, respeitando-se, porém a distância mínima de 100 m entre eles. Dez pontos foram amostrados uma vez em cada estação do ano. Para análise qualitativa, amostrei as aves através de registro focal e auditivo com escuta de distância ilimitada durante sete dias no horário de maior atividade das aves, ou seja, no período matutino (06:30 - 10:00 h) e vespertino (16:00 - 17:30 h). Permaneci por 10 min em cada ponto amostral. O deslocamento entre eles foi realizado no intervalo de menos de 20 min, otimizando assim o tempo de amostragem e garantindo maior independência entre os pontos (Bibby, 1992; Lynch, 1995). Utilizei binóculos 07 x 50 mm e gravador digital para registro e posterior

identificação das vocalizações. Para a identificação das aves segui os autores Dunning (1987), Sick (1997) e De La Pena e Rumboll (1998).

Para a análise quantitativa, utilizei os registros médios de cada área como uma medida indireta da abundância das espécies. A nomenclatura científica e a ordenação taxonômica deste estudo estão de acordo com Scherer-Neto e Straube (1995), salvo algumas atualizações baseadas no Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CRBO, 2007).

### 2.3. *Estrutura da vegetação*

Delimitei aleatoriamente três parcelas de 10 x 30 m em cada área de amostragem. Dentro dessas parcelas selecionei seis medidas estruturais que melhor caracterizaram o perfil da vegetação e que potencialmente poderiam influenciar a avifauna local: (i) o perímetro do caule à altura do peito de todas as espécies arbóreas com circunferência  $\geq 15$  cm, (ii) a altura dessas árvores estimada com o auxílio de uma régua graduada de 1 m, (iii) a cobertura de vegetação rasteira estimada usando uma grade de 1 m<sup>2</sup> subdividida em 100 quadrados de 10 x 10 cm em 15 pontos aleatórios dentro de cada parcela, (iv) a altura da vegetação do sub-bosque (vegetação superior a 1 m) com perímetro acima da altura do peito  $\leq 15$  cm e (v) a altura máxima absoluta da vegetação herbácea (altura inferior a 1 m) em 15 pontos sorteados na parcela. Além disso, medi (vi) a porcentagem de cobertura de copa usando um densiômetro esférico em cinco pontos dentro de cada parcela, sendo quatro pontos nos vértices da parcela e um ponto centralizado. Em cada um desses pontos foram registradas quatro medidas para obtenção de uma média que caracterizou cada ponto (Lemmon, 1956).

#### 2.4. *Análise de Dados*

Analisei a suficiência amostral através de curvas de acúmulos de espécies registradas para cada área (Krebs, 1999). Para comparações das riquezas entre as áreas utilizei a análise de curvas de rarefação baseadas em amostras (Gotelli e Colwell, 2001). Essa análise constitui uma forma não-tendenciosa de comparação entre as áreas, por não sofrer influência das variações na densidade de indivíduos por área (Colwell e Coddington, 1994; Gotelli e Colwell, 2001), o que pode ser esperado em áreas de tamanhos diferentes. Para o cálculo da curva de rarefação utilizei o programa EstimateS<sup>®</sup> versão 7.5 (Colwell, 1997). Calculei a diversidade de espécies segundo o índice de Shannon-Wiener (Krebs, 1999). Para verificar possíveis correlações espaciais entre as áreas, utilizei a o teste de Mantel com distância de Sorensen - Bray-Curtis (dissimilaridade) baseada na matriz de composição de espécies e distância em metros das áreas estudadas (Quinn e Keough, 2002). Realizei o teste de Mantel com o auxílio do software PCord 4.20 (McCune e Mefford, 1999), utilizando 1.000 permutações aleatórias.

Avaliei as diferenças da composição da avifauna entre as áreas estudadas através da análise de agrupamento utilizando a distância de Bray-Curtis com o algoritmo de ligação simples usando o programa MVSP (Kovach, 2003).

Para testar possíveis diferenças na riqueza rarefeita, o número de registros das espécies entre as diferentes áreas e o índice de Bray-Curtis para dissimilaridade das comunidades, utilizei a própria distribuição dos dados empregando a estatística de reamostragem aleatória com o programa

Resampling Stats<sup>®</sup> no Excel (Simon, 1997; Blank et al., 2001) com 10.000 reamostragens par-a-par. Mesmo conhecendo a possível interferência espacial entre pontos de escuta em cada área, assumi cada um como se fossem uma amostra (Hurlbert, 1984). Devido às múltiplas interações entre as médias e para evitar o erro Tipo I, ajustei as variâncias à *posteriori*, quando significativas ( $\alpha = 0,05$ ), conforme o critério de correção Holm (1979).

Verifiquei possíveis diferenças entre as médias das variáveis da estrutura da vegetação com a análise de variância ANOVA (um critério) e, quando significativo, utilizei o teste *a posteriori* de Tukey (Zar, 1996). Além disso, para interpretação dessas variáveis, utilizei a Análise de Componentes Principais (PCA). Através da interpretação dos *factor scores* do eixo 1 (PC1) gerado por esta análise, obtive um índice de complexidade e heterogeneidade para cada área (August, 1983). A complexidade foi obtida através da média dos *factor scores* do PC1. O *factor scores* do eixo 1 condensa toda a graduação das variáveis originais de cada amostra, além disso, esse eixo esboça um plano representando a maior variação presente nos dados absolutos (August, 1983). Assim, áreas estruturalmente mais complexas foram indicadas por altas médias desses escores. A heterogeneidade das áreas foi obtida através do desvio padrão dos escores desse mesmo eixo. Assim, áreas heterogêneas são locais que possuem alta variância em relação à média. Transformei as medidas de proporção para uma medida angular (arcoseno) da raiz quadrada do número (Zar, 1996). Por fim, para verificar a associação desses dois índices com a riqueza, abundância, índice de diversidade, biomassa e estrutura trófica das comunidades, utilizei o coeficiente de Spearman (Zar, 1996). Para biomassa multipliquei o número de registros de determinada espécie em cada

área pelo peso individual baseado em Belton (1994) e Sick (1997). Para guildas tróficas, agrupei as espécies em seis categorias: CA (carnívoros), FR (frugívoros), NC (nectarívoros), IN (insetívoros), ON (onívoros), GR (granívoros) seguindo Willis (1979), Sick (1997) e Sigrist (2006). Realizei todas as análises estatísticas e multivariadas da estrutura da vegetação e comunidade de aves no programa Systat 8.0 (Wilkinson, 1998).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Riqueza, diversidade, abundância e composição

Registrei um total de 122 espécies distribuídas em 33 famílias e 11 ordens durante 400 min de amostragem (Apêndice 1). A curva de suficiência amostral apresentou uma estabilização no final do estudo, logo após um aumento no início da primavera (Figura 2). Obtive a maior riqueza absoluta na área A50 com 81 espécies, seguida da área A10 com 66 espécies e área A20 com 54 e, por fim, a área A05 com 39 espécies (Apêndice 1).

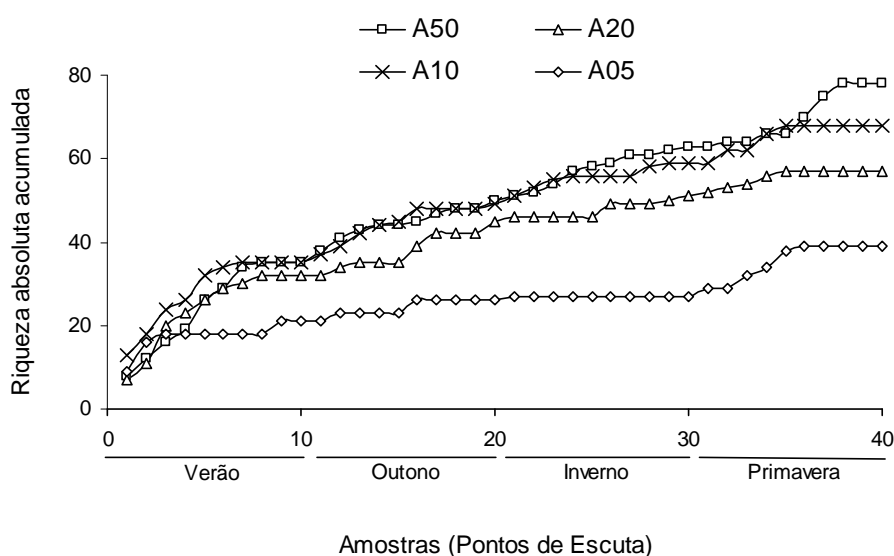


Figura 2. Curva de suficiência amostral das áreas manejadas pós-mineração

(A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) nas quatro estações do ano em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Entre as riquezas rarefeitas médias das áreas houve diferença entre a área A50 e A20 com 52,12 e 41,42, respectivamente. A área A10 com 46,64 não diferiu de A50 nem de A20 e a menor riqueza média foi obtida para A05 com 27,35 (Figura 3, Tabela 2). O índice de diversidade apresentou o mesmo padrão, ou seja, as áreas A50 e A10 apresentaram  $H' = 5,21$  e  $H' = 5,00$  respectivamente, A20 com  $H' = 4,74$  e, com menor índice, A05 com  $H' = 3,76$ .

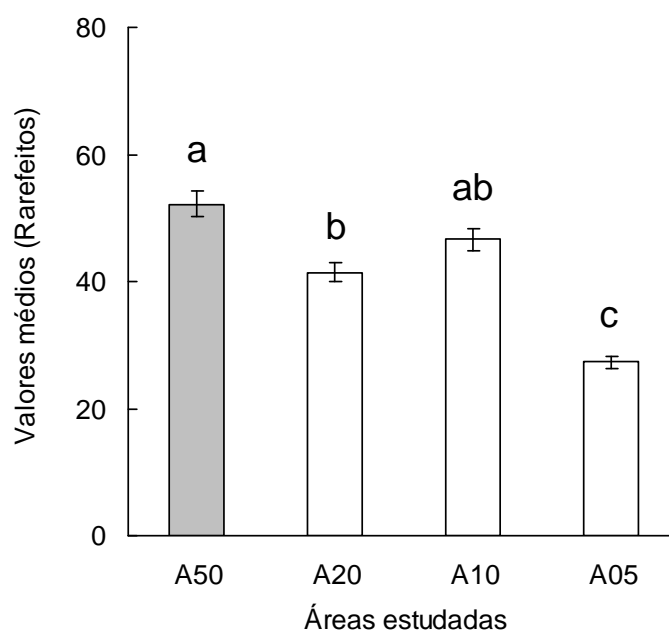


Figura 3. Riqueza média (Rarefação) das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. Barras indicam o erro padrão. Letras iguais significam variância semelhante.

Tabela 2. Resultados das diferenças médias da riqueza rarefeita e correções do nível de significância par-a-par das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Áreas	Diferenças médias	P-valor	0,05/(N+1-1)*	Significância
A50 e A20	10,79	0,001	0,008	sim
A50 e A05	24,86	0,001	0,010	sim
A20 e A05	14,06	0,001	0,013	sim
A10 e A05	19,29	0,001	0,017	sim
A50 e A10	5,56	0,036	0,025	não
A20 e A10	-5,23	0,066	0,050	não

\* Conforme Holm (1979).

Com um total de 3.454 registros, as áreas estudadas não apresentaram diferença entre o número médio de registros (Figura 4). A tovaca-campainha (*Chamaeza campanisona*) foi a espécie com maior número de registros na área A50 com 115 registros. Na área A20 o maior índice foi do pula-pula-assobiador (*Basileuterus leucoblepharus*) com 60 registros. Nas áreas mais jovens, o maior número de registros foi do tico-tico (*Zonotrichia capensis*), com 130 registros em A10 e 212 registros em A05.



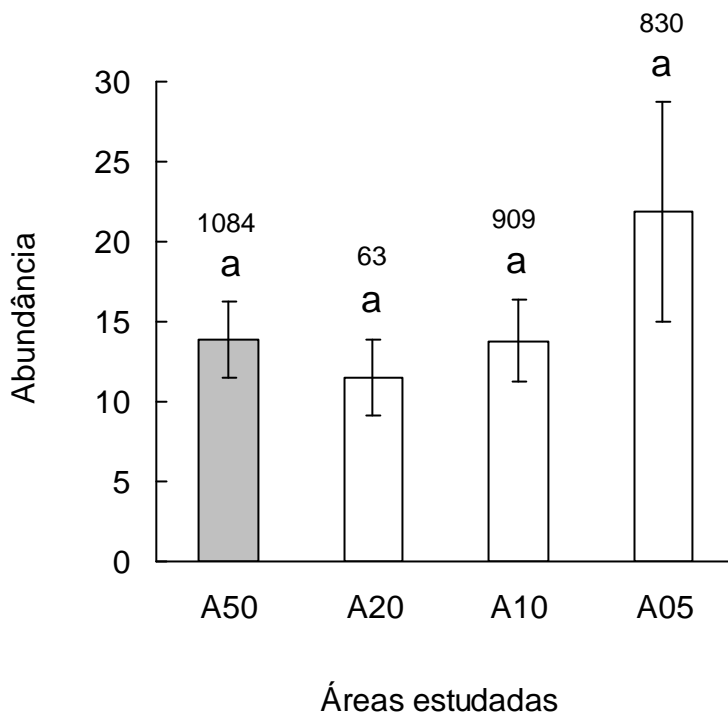


Figura 4. Média de registros das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. Barras indicam o erro padrão. Letras iguais significam variância semelhante. Valores acima de cada barra correspondem ao número total de registros.

Quanto à dissimilaridade da composição das espécies, houve alta diferença significativa de 92 % entre a composição da área de 50 anos (A50) e da mais nova (A05) (Figura 5; Tabela 3). Encontrei semelhança de 69 % entre as áreas de 20 e 10 anos (Figura 5; Tabela 3). A área manejada mais velha, ou seja, A20 possui uma diferença significativa de 70 % em relação à composição de espécies da área (A50) e, também, possui uma diferença significativa de 67 % da área mais nova (A05). A área A10 e A20 apresentaram uma dissimilaridade de 59 % e 67 % respectivamente em

relação à área mais nova (A05) (Figura 5; tabela 3). A composição de espécies não está relacionada com a proximidade das comunidades de aves, ou seja, não houve correlação entre a distância entre as áreas e a dissimilaridade na composição de espécies (Mantel  $r = 0,298$ ;  $P = 0,173$ ).

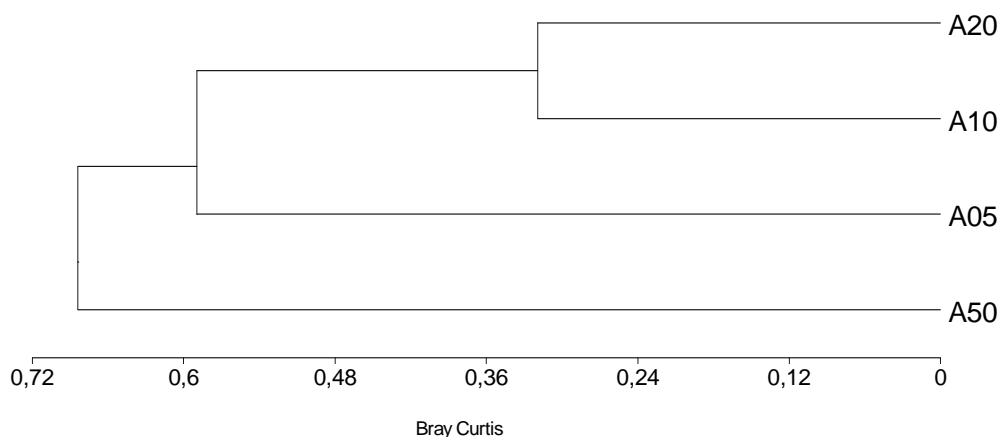


Figura 5. Análise de agrupamento das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Tabela 3. Resultados da dissimilaridade de Bray-Curtis e das correções do nível de significância par-a-par das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Áreas	Índice de Bray Curtis (Dissimilaridade)	P-valor	$0,05/(N+1-1)^*$	Significância
A20 e A10	0,315	0,000	0,008	sim
A50 e A10	0,684	0,000	0,010	sim
A20 e A05	0,670	0,001	0,013	sim
A50 e A05	0,926	0,007	0,017	sim
A50 e A20	0,695	0,011	0,025	sim
A10 e A05	0,588	0,015	0,050	sim

\* Conforme Holm (1979).

### 3.2. Guildas tróficas

Entre as seis guildas estudadas, registrei representantes de todos os grupos apenas nas áreas mais velhas A50 e A20 (Figura 6). A maioria das espécies registradas em todas as áreas são insetívoras e onívoras. Não registrei espécies frugívoras nem nectarívoras em A05. Observei um acréscimo de granívoros nas áreas mais jovens, ou seja, A10 e A05. A área A05 possui o menor número de grupos tróficos, apenas três: granívoros, onívoros e insetívoros (Figura 6).

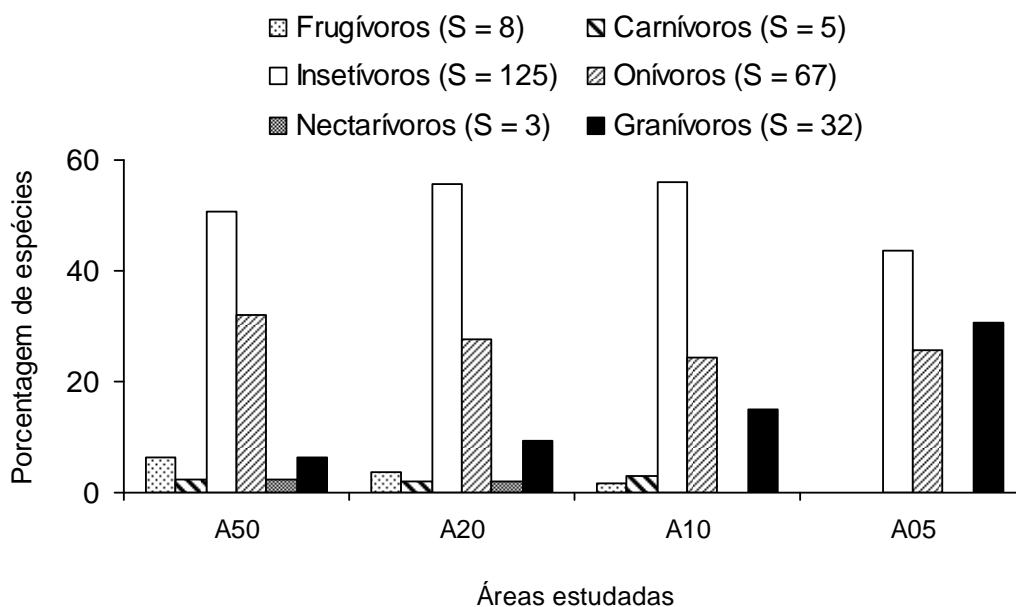


Figura 6. Contribuição (em %) de cada grupo trófico em relação ao total de espécies de aves registradas nas áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) em São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

### 3.3. Estrutura da vegetação e a comunidade de aves

Encontrei diferenças na estrutura da vegetação nas áreas estudadas (Tabela 4). A área A50 apresentou maior complexidade e heterogeneidade

(Tabela 5). Essa área apresentou maior média de perímetro à altura do peito juntamente com a A20 (Tabela 4). A50 e A10 possuem dossel mais alto (Tabela 4), porém somente A50 possui um dossel denso e contínuo. O estrato emergente de A50 é formado por araucárias (*Araucaria angustifolia*) com sub-bosque em desenvolvimento, apresentando camada herbácea de altura média intermediária e cobertura de vegetação rasteira escassa (Tabela 4). A área A10 apresentou o segundo maior índice de complexidade e heterogeneidade (Tabela 5), possivelmente devido à altura das bracatinga (*Mimosa scabrella*). Entre as áreas que sofreram impactos de mineração, essa área possui a maior altura média das espécies arbóreas (Tabela 4), formada unicamente por bracatinga, sub-bosque e camada herbácea intermediária em relação às áreas estudadas e alta cobertura de vegetação rasteira. Na área A20 ocorreu um aporte de outras espécies arbóreas (ver tabela 1), porém em fases de vida iniciais e intermediárias, apresentando assim, um dossel baixo, com perímetro médio maior do que a área A10, semelhante a áreas de 50 anos. Além disso, a área A20 apresentou uma camada herbácea rala com solo coberto por espessa vegetação rasteira. A área mais nova (A05) não possui dossel formado, apresentou um sub-bosque com altura média maior do que as áreas manejadas, formado unicamente por bracatinga em fase inicial de vida. Essa área apresentou alta vegetação herbácea, apresentando uma estrutura pouco complexa e homogênea (Tabela 5).

Tabela 4. Valores médios e erro padrão das medidas da vegetação nas áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Parâmetros da vegetação	A50	A20	A10	A05
Perímetro a altura do peito (m)	0,43 ± 0,07 <sup>a</sup>	0,38 ± 0,02 <sup>a,b</sup>	0,30 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>c</sup>
Altura das árvores (m)	10,62 ± 0,64 <sup>a</sup>	4,91 ± 0,16 <sup>b</sup>	10,00 ± 0,14 <sup>a</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>c</sup>
Altura da vegetação herbácea (m)	0,30 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,19 ± 0,02 <sup>b</sup>	0,29 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,38 ± 0,02 <sup>c</sup>
Cobertura de vegetação rasteira (arcoseno)	0,45 ± 0,06 <sup>a</sup>	1,36 ± 0,05 <sup>b</sup>	1,31 ± 0,08 <sup>b</sup>	0,96 ± 0,09 <sup>c</sup>
Altura do sub-bosque (m)	3,36 ± 0,16 <sup>a</sup>	1,59 ± 0,22 <sup>b</sup>	1,39 ± 0,16 <sup>b</sup>	2,93 ± 0,17 <sup>c</sup>
Abertura de copa (arcoseno)	1,38 ± 0,01 <sup>a</sup>	1,28 ± 0,02 <sup>b</sup>	1,03 ± 0,03 <sup>c</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>d</sup>

Letras iguais na mesma linha significam que não há diferença estatística entre médias ( $P \geq 0,05$ ) pelo teste de Tukey.

A análise do eixo 1 da PCA, (Tabela 6), que explica 30% da variação dos dados, revelou valores altos e positivos para o perímetro a altura do peito (PAP) e altura de árvores (HAR), e negativos para a altura da vegetação herbácea (HEH) e altura do sub-bosque (HSB), demonstrando que quanto mais desenvolvida a vegetação, isto é, maior o perímetro e altura das espécies arbóreas, menor a altura de sub-bosque e menos vegetação herbácea ocorre nas áreas.

Tabela 5. Complexidade (média dos *factor scores* do eixo 1 da PCA; veja texto para detalhes do método) e heterogeneidade (desvio padrão dos *factor scores* do eixo 1) das áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e uma área controle não minerada (A50) no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

	Áreas Estudadas			
	A50	A20	A10	A05
Complexidade	0,80	0,18	0,43	-1,40
Heterogeneidade	0,90	0,36	0,45	0,23

Encontrei uma associação positiva entre a riqueza absoluta e diversidade com o índice de complexidade das áreas (Figura 7). Quanto mais complexa é a área, maior a riqueza e diversidade existente. Quanto ao índice

de heterogeneidade, encontrei relação positiva com a biomassa, o que não ocorreu com a complexidade (Figura 7).

Tabela 6. Escores dos eixos selecionados pela Análise de Componentes Principais envolvendo parâmetros da vegetação amostrada nas áreas manejadas pós-mineração (A05, A10 e A20) e em uma área controle não minerada (A50) no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Variáveis do habitat (abreviações)	Eixo I	Eixo II
Perímetro a altura do peito (PAP)	0,759	0,225
Altura da árvore (HAR)	0,828	0,214
Altura da vegetação herbácea (HEH)	-0,444	-0,063
Cobertura de vegetação rasteira (CVR)	0,002	0,805
Altura do sub-bosque (HSB)	-0,308	0,763
Cobertura de copa (COB)	0,544	-0,261
Autovalores	1,831	1,418
Porcentagem total da variação explicada (%)	30,514	23,641

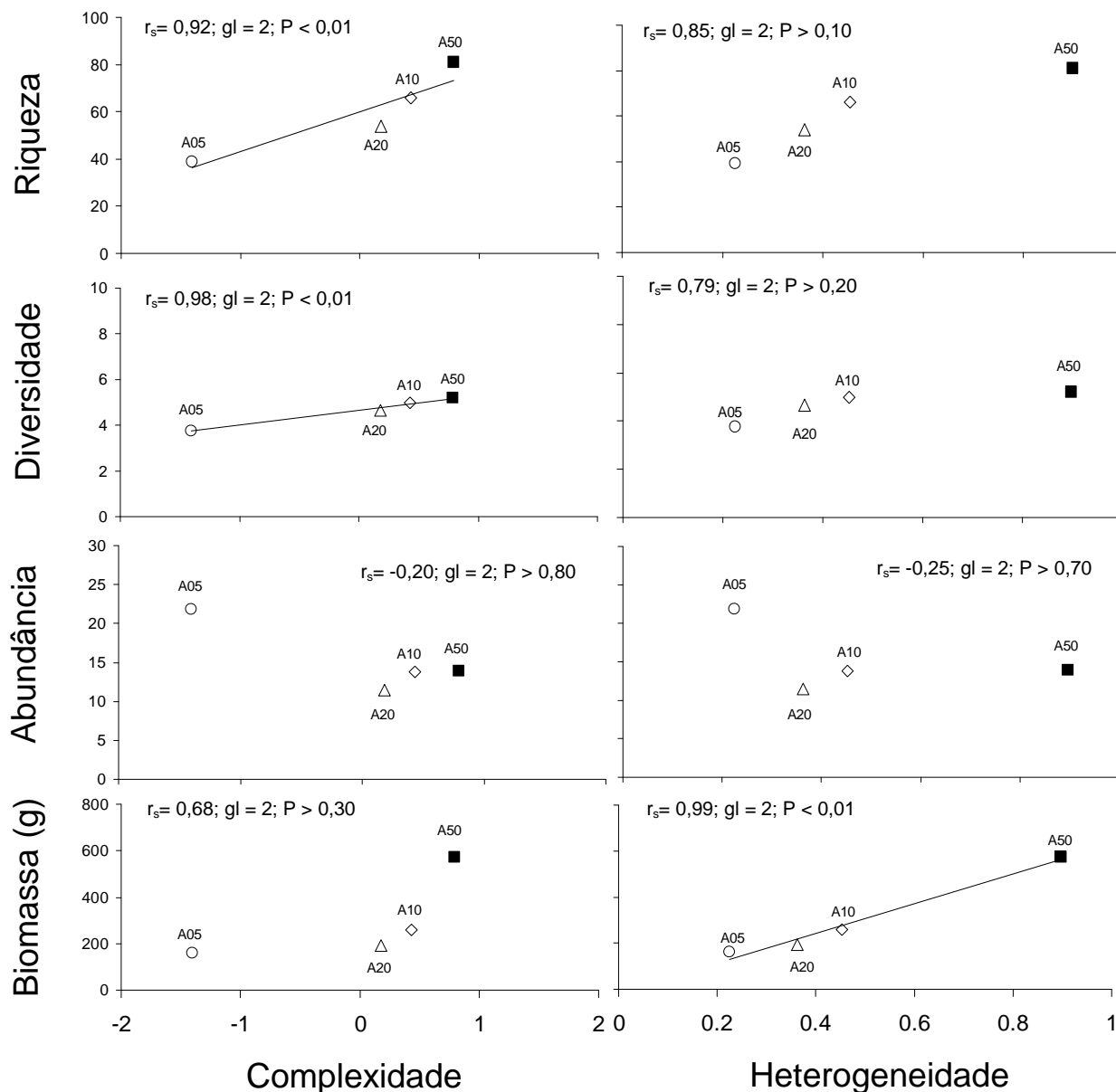


Figura 7. Associação (Correlação de Spearman) entre os índices de complexidade e heterogeneidade com riqueza absoluta, diversidade (Shannon-Wiener), média de registros e biomassa (número de registros x peso individual) nas áreas manejadas pós-mineração A05 (○), A10 (◇) e A20 (△) e uma área controle não minerada A50 (■) no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Quanto às relações entre os índices de complexidade e heterogeneidade com os grupos tróficos, encontrei associações positivas entre o número de espécies insetívoras e onívoras com a complexidade e heterogeneidade dos habitats (Tabela 7). Houve uma tendência a aumentar o número de carnívoros

em áreas mais complexas, apesar dessa relação ser marginalmente significativa (Tabela 7).

Tabela 7. Associações (Correlação de Spearman) entre os índices de complexidade e heterogeneidade com a riqueza de espécies distribuídas nas guildas tróficas registradas nas áreas estudadas no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. Em negrito estão as correlações significativas.

Guildas Tróficas	Correlação			
	Complexidade		Heterogeneidade	
	<i>r</i>	Probabilidade	<i>r</i>	Probabilidade
Frugívoros	0.750	0.243	0.802	0.199
Carnívoros	0.944	0.055	0.632	0.367
Insetívoros	<b>0.983</b>	<b>0.001</b>	<b>0.838</b>	<b>0.001</b>
Onívoros	<b>0.829</b>	<b>0.001</b>	<b>0.993</b>	<b>0.006</b>
Nectarívoros	0.632	0.367	0.843	0.157
Granívoros	-0.741	0.258	-0.632	0.367

#### 4. DISCUSSÃO

Quatro importantes resultados devem ser destacados. Primeiramente, ocorre uma mudança significativa na riqueza, diversidade e composição da comunidade de aves após dez anos de manejo pós-mineração. Este resultado corrobora com os dados de Brewer (1958), realizado no Estado de Illinois nos Estados Unidos em áreas após exploração de carvão entre seis e 24 anos de recuperação sem manejo. Esse autor revelou que populações de aves acompanham as mudanças dos estágios sucessionais da vegetação e que características locais de cada habitat são muito importantes para alterações na comunidade das espécies, por exemplo, a presença de corpos d'água é importante para aumentar a densidade local de aves. Estes resultados também corroboram com o estudo de Krementz e Sauer (1982) realizado em áreas formadas por vegetação arbustiva no centro sul dos Estados Unidos. Esses autores verificaram que ocorre uma mudança na abundância e diversidade de aves em dois a três anos de recuperação pós-mineração, acompanhando a



mudança de estágios sucessionais. Passell (2000), em estudo realizado na Indonésia, revelou que áreas manejadas pós-mineração com uma espécie de planta nativa do arquipélago (*Acacia mangium* - Leguminosae) apresentaram significativo aumento da riqueza, abundância e diversidade da comunidade de aves nos três anos que se seguiram ao plantio. Nichols e Nichols (2003), em um estudo realizado em áreas florestadas do oeste da Austrália, verificaram que essa mudança gradual na comunidade da avifauna ocorreu após oito anos de recuperação em áreas pós-mineradas de bauxita, apresentando uma riqueza e diversidade semelhante a áreas nunca antes exploradas. Armstrong e Nichols (2000) monitoraram comunidades de aves no oeste da Austrália pós-mineração e verificaram que houve uma mudança após 17 e 22 anos de regeneração vegetal. Segundo esses mesmos autores a diversidade e riqueza em áreas que sofreram intenso manejo são iguais ou até mesmo maiores do que em áreas nunca antes mineradas. Em contraste, Parmenter et al. (1985), mostrou que em áreas de semi-árido do oeste dos Estados Unidos, não existe relação entre o número de espécies de aves e o tempo de regeneração destas áreas, ou seja, não ocorre um aumento da riqueza das aves com o avanço sucessional das áreas manejadas pós-mineração. Estudo mais recente de Little et al. (2005) realizado na África do Sul em áreas de campo que sofreram exploração de carvão, revelou não haver sucessão temporal nas comunidades de aves em relação à mudança sucessional do habitat. Isso demonstra que o aumento da riqueza da avifauna em áreas pós-mineradas varia entre ecossistemas. Possivelmente, em áreas com estrutura vegetacional de menor complexidade estrutural não ocorram mudanças significativas na comunidade

de aves ao longo do tempo, como observado no semi-árido dos Estados Unidos e áreas abertas do sul do continente africano.

O segundo resultado importante é que a área A20 possui uma diferença significativa de 70 % na composição de espécies em relação a A50. O mesmo estudo de Nichols e Nichols (2003) citado anteriormente revelou que embora a riqueza e diversidade de áreas sejam semelhantes entre áreas manejadas pós-mineração e áreas nunca antes exploradas, a composição de espécies apresentou uma diminuição na dissimilaridade de mais de 70 % para 50 % após oito anos de reabilitação, demonstrando que as comunidades tornam-se mais similares ao longo do tempo. Entre as áreas estudadas, mesmo 20 anos de reabilitação não são suficientes para que ocorra semelhança significativa na composição das espécies em relação a uma área não minerada (A50), revelando então que as áreas que sofreram manejo pós-mineração na região de estudo necessitam mais 20 anos para que a composição das espécies de aves se assemelhe a florestas mais bem preservadas, não mineradas.

O terceiro resultado que merece ser destacado é que embora não exista diferença entre a abundância média das espécies entre as áreas, a área de 10 anos apresentou uma riqueza semelhante à área de 50 anos. Esse resultado se deve ao aporte de espécies granívoras comuns em áreas abertas (e.g. o tico-tico [*Zonotrichia capensis*], o canário-da-terra-verdadeiro [*Sicalis flaveola*], o tico-tico-rei [*Coryphospingus cucullatus*]). Além dessas, outras que são comuns em áreas de estágios mais avançados (e.g. o surucuá-de-barriga-vermelha [*Trogon surrucura*], o nambu-guaçu [*Crypturellus obsoletus*]) (Sick, 1997), resultando em uma riqueza comparável a uma área de 50 anos. Diferentemente da área de 10 anos, A50 possui espécies mais sensíveis às

perturbações humanas (*e.g.* algumas espécies das famílias Dendrocolaptidae e Formicariidae; Stotz et al., 1996), que não foram registradas nas áreas manejadas. Isso significa que a riqueza da área de dez anos, embora comparável com uma de cinquenta anos, possui espécies generalistas, que ocupam tanto ambientes abertos como áreas florestadas.

Não registrei espécies frugívoras nem nectarívoras em A05. Motta-Júnior (1990) relatou que em ambientes com altos índices de degradação ambiental há um número crescente de aves onívoras e, possivelmente, insetívoras menos especializadas, corroborando com os dados deste estudo. A área de cinco anos (A05) é formada unicamente por espécies insetívoras, onívoras e grande parte das espécies granívoras encontradas neste estudo, revelando o estágio inicial de regeneração após forte impacto de mineração. Em A05, não registrei espécies como predadores de topo de cadeia (*e.g.* Accipitridae), médios e grandes frugívoros (*e.g.* famílias Tinamidae, Trogonidae, Ramphastidae), insetívoros de chão (algumas espécies da família Formicariidae), grandes insetívoros de troncos (*e.g.* Dendrocolaptidae) e diversos frugívoros especializados (*e.g.* Thraupinae), o que pode ser considerado uma consequência típica da redução dos ambientes florestais e estágio inicial de sucessão (D'Angelo Neto et al., 1998). Espécies frugívoras movem-se mais freqüentemente entre manchas de florestas do que insetívoras e onívoras segundo Poulsen (1994) em estudo realizado no Equador. A ausência de espécies arbóreas em A05 dificulta a movimentação e presença de frugívoros.

Por fim, o quarto resultado que merece destaque é que a complexidade e heterogeneidade estrutural são importantes para a estrutura das comunidades de aves. Meu estudo revelou que áreas manejadas com o plantio

de bracatinga após processos de mineração têm um incremento rápido (em dez anos) no tamanho das árvores e, conseqüentemente, na altura do dossel. Este incremento leva a um aumento na complexidade da estrutura da vegetação, que é acompanhado pela colonização das áreas pelas aves. A área de 20 anos de regeneração diminui sua complexidade estrutural após a morte de boa parte das bracatingas (*Obs. pess.*), resultando na diminuição na riqueza e diversidade de aves. Esse resultado corrobora com os estudos clássicos (MacArthur e MacArthur, 1961; MacArthur, 1965) realizados em florestas decíduas da América do Norte, que revelaram que a diversidade de aves aumenta com o acréscimo de estratos verticais e da complexidade da vegetação. Estudo como o de Allaire (1978) sugere que o manejo realizado com uma diversidade de espécies arbóreas em áreas manejadas promove o estabelecimento de espécies nativas e conseqüentemente aumenta a diversidade da avifauna local. Em meu estudo, em áreas plantadas apenas com bracatinga, apesar de apresentarem outras diferenças como composição de espécies, a riqueza e diversidade de aves aumentaram após cinco anos, sendo comparáveis com uma área de 50 anos nunca antes minerada, demonstrando a importância do avanço da complexidade vertical das áreas.

Brenner e Kelly (1981) na Pensilvânia, Estados Unidos, realizaram um estudo em 10 áreas que haviam sido mineradas e se encontravam em diferentes estágios sucessionais (de 10 a 30 anos em recuperação), com diferentes composições florísticas (árvores decíduas, plantações de coníferas e áreas de campo) e constataram que a comunidade de aves esteve fortemente relacionada tanto com a estrutura da vegetação como com a composição florística das áreas. Assim, esses autores concluem que quanto maior a

heterogeneidade das áreas maior a riqueza e diversidade. Esse mesmo padrão foi encontrado por Karr (1968) em áreas manejadas pós-mineração nos Estados Unidos. Esse estudo revelou uma correlação significativa entre a diversidade de aves e o aumento da estrutura do habitat. Armstrong e Nichols (2000) no mesmo estudo citado acima enfatizaram que o desenvolvimento da comunidade vegetal é o fator chave para aumentar a riqueza de espécie de aves. Da mesma forma, Read et al. (2000) em um estudo em áreas regeneradas após exploração de cobre, urânio, prata e ouro no sul da Austrália verificaram que a alta complexidade encontrada em áreas florestadas com elevada camada arbustiva suporta maior riqueza e diversidade de aves do que áreas manejadas sem estas características. Esse resultado demonstra que as aves são sensíveis às mudanças na estrutura da vegetação e por isso têm sido recomendadas como bons bioindicadores de degradação da paisagem, porque respondem às mudanças no habitat em diversas escalas (Whitman et al., 1998; Furness et al., 1993).

## **5. CONCLUSÃO E IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO**

Apesar de poucos estudos realizados sobre o assunto e nenhum na região Neotropical, os resultados citados neste estudo demonstram que a estrutura da comunidade de aves em áreas em regeneração após mineração é muito variável, mudando conforme a estrutura de cada ambiente específico, porém alguns padrões puderam ser verificados.

Fica evidente que as técnicas de manejo, mesmo quando aplicadas de forma simplificada, possibilitam a colonização da avifauna nas áreas em recuperação. Essas técnicas são muito semelhantes em todo o mundo. O

manejo é aplicado somente na fase inicial da recuperação, sem monitoramento ao longo dos anos de sucessão. Dessa forma, a regeneração ocorre mais pelo caminho natural dos processos sucessionais do que pelas ações de manejo implantadas pelo homem no decorrer dos anos da recuperação.

Meus dados revelaram que os padrões estruturais da vegetação estão intimamente relacionados com a riqueza, diversidade e biomassa das aves. Na área de 20 anos (A20), embora ocorra a presença de espécies vegetais características de estágios sucessionais mais avançados (ver tabela 1), a riqueza e diversidade de espécies são menores do que na área de 10 anos (A10), devido a diminuição da complexidade estrutural do habitat principalmente com a morte das bracatingas. Esse fato pode retardar processos de sucessão, considerando a importância da avifauna como grupo chave para acelerar os processos ecológicos do ecossistema através polinização e dispersão de sementes (Howe e Primack, 1975; Argel-oliveira, 1988; Galetti et al., 1999; Pizo, 2004). A alta capacidade de colonização da avifauna em áreas de regeneração, mesmo que com uma abrupta modificação no ambiente (e.g. mineração), torna o grupo muito eficiente na dispersão de sementes e, conseqüentemente, a aceleração dos processos sucessionais destas áreas (Uhl et al., 1991; Silva, 1996; Andrade e Andrade, 2000). Uma ação para solucionar essa perda de complexidade estrutural que ocorre em áreas de 20 anos é o plantio de espécies nativas, especialmente com sementes grandes, que tem dificuldade de chegar naturalmente a estas áreas (Martínez-Garza e Howe, 2003) quando as bracatingas estiverem com cerca de dez anos de vida, ou seja, no período em que inicia sua morte. Essas ações irão evitar a perda da complexidade estrutural após 20 anos, aumentar a

colonização destas áreas pela avifauna, principalmente por espécies insetívoras e onívoras que são intimamente associadas à complexidade e a heterogeneidade das áreas e, assim, acelerar os processos sucessionais das áreas. Este procedimento permitiria, possivelmente, que uma área com 20 anos de regeneração possuísse riqueza, diversidade e composição de aves semelhante a uma área com 50 anos.

A presença de frugívoros em A05 pode acelerar os processos de sucessão desta área, dada a grande importância da dispersão de sementes zoocóricas na regeneração vegetal (Howe e Smallwood, 1982). Existem alguns métodos para atração de aves frugívoras com resultados bem satisfatórios em áreas degradadas como o plantio de espécies zoocóricas pioneiras e secundárias iniciais que permitem que os frugívoros atraídos por estas espécies zoocóricas, não apenas dispersam as sementes destas plantas, mas trazem consigo sementes de outras espécies nativas, aumentando a riqueza específica da área (Silva, 2003). No sudeste brasileiro, existem cerca de 20 famílias de plantas que produzem frutos carnosos ou arilados que são consumidos por aves e mamíferos frugívoros (Silva, 2003). Além disso, para garantir a permanência dos frugívoros nas áreas em restauração, Silva (2003) recomenda organizar o plantio de modo que a oferta de frutos seja constante ao longo do ano, o que implica no conhecimento da fenologia da frutificação das espécies selecionadas.

Em geral, estudos que investigam os efeitos pós-mineração realizam somente análises descritivas quanto à mudança na composição de espécies (e.g. Armstrong e Nichols, 2000; Nichols e Nichols, 2003; Lacki et al., 2004). Isso pode causar equívocos na interpretação do real efeito pós-mineração nas

comunidades. Portanto, uma análise criteriosa da composição das espécies torna-se mais eficaz para elucidar padrões e permitir comparações entre áreas em recuperação pós-mineração e outras sem influência deste processo.



## REFERÊNCIAS

- Allaire, P.N., 1978. Reclaimed surface mines: new potential for some North American birds. *American Birds* 32, 3-6.
- Almeida, A.F., Rocha, M.Z.P., 1977. Estabelecimento de áreas mínimas de preservação dos diversos ecossistemas terrestres do Brasil. In: Encontro Nacional Sobre Conservação da Fauna e Recursos Faunísticos, Brasília, pp.131-147.
- Alves, F. 2004., *Brasil Mineral - Edição Especial Mineração e Meio Ambiente* 228, 6-13.
- Andrade, M.V.G., Andrade, M.A., 2000. Uso de medidas para atração de avifauna na reabilitação de áreas alteradas por mineração em Mariana, Minas Gerais. In: Straube, F. (Ed). *Ornitologia Brasileira no Século XX*. Unisul/Sob, Curitiba, pp. 271-278.
- APG II (The Angiosperm Phylogeny Group). 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 141, p. 399-436.
- Argel-de-Oliveira, M.M., 1998. Aves que plantam: frugivoria e dispersão de sementes por aves. *Boletim CEO*, 13, 9-21.
- Armstrong, K.N., Nichols, O.G., 2000. Long-term trends in avifaunal recolonisation of rehabilitated bauxite mines in the jarrah forest of southwestern Australia. *Forest Ecology and Management* 126, 213-225.
- August, P.V., 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64, 1495-1507.

- Barbieri, R.L., Heiden, G., no prelo. Árvores de São Mateus do Sul e região, Paraná. Embrapa Clima Temperado, Pelotas.
- Barreto, M. L., 2001. Mineração e desenvolvimento sustentável: desafios para o Brasil. CETEM/MCT, Rio de Janeiro.
- Barth, R.C., 1989. Avaliação da reabilitação de áreas mineradas no Brasil. Brasil Mineral, 60-72.
- Belton, W., 1994. Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia. Unisinos, São Leopoldo.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., 1992. Bird census techniques. Academic Press, Orlando.
- Bitar, O.Y., 1997. Avaliação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo. Tese de Doutorado Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Blank, S., Seiter, C., Bruce, P., 2001. Resampling Stats in Excel, Resampling Stats Inc., Arlington,VA.
- Brenner, F.J., Kelly, J., 1981. Characteristics of bird communities on surface mine lands in Pennsylvania. Environmental Management 5, 441-449.
- Brewer, R., 1958. Breeding-bird populations of strip-mined land in Perry County, Illinois. Ecology 39, 543-545.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos., 2007. Lista das aves do Brasil. URL: <http://www.ib.usp.br/cbro>. Acessada em 19 de junho de 2007.
- Colwell, R.K., 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. User's Guide and application published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

- Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345, 101-118.
- D'Ângelo Neto, S., Venturin, N., Oliveira-Filho, T. A., Costa, F. A. F., 1998. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. *Revista Brasileira de Biologia* 58, 463-472.
- Daily, G.C., 2001. Ecological forecasts. *Nature*, 411, 245.
- De La Peña, M.R., Rumboll, M., 1998. *Birds of Southern South America and Antarctica*. Princeton University Press, New Jersey.
- Dunning, J.S., 1987. *South America Birds: A Photographic Aid to Identification*. Harrowood Books, Pennsylvania.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D., Jarvis, P.J., 1993. Can birds be used to monitor the environment? In: Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. (Eds), *Birds as monitors of environmental change*. Chapman and Hall, London, pp. 1-41.
- Galetti, M., Ziparro, V.B., Morellato, P.C., 1999. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland atlantica forest of Brazil. *Ecotropica* 5, 115-122.
- Gorsira, B., Risenhoover, K.L., 1994. An evaluation of woodland reclamation on strip-mined lands in east Texas. *Environmental Management* 18, 787-793.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Holm, S., 1979. A simple sequential rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6, 65-70.

- Howe, H.F., Primack, R. B., 1975. Differential Seed Dispersal by Birds of the *Casearia nitida* (Flacourtiaceae). *Biotropica* 7, 278-283.
- Howe, H. F., Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review Ecological Systems* 13, 201-228.
- Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54, 187-211.
- Hüttl, R.F., Gervin, W., 2005. Landscape and ecosystem development after disturbance by mining. *Ecological engineering* 24,1-3.
- Karr, J.R., 1968. Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. *The Condor* 70, 348-357.
- Köppen, W., 1948. *Climatologia: Con un estudio de los climas de la tierra.* Mexico, Fondo de cultura economica.
- Kovach, W., 2003. *Multi-variate Statistical Package Version 3.13 for Windows.* Kovoch Computing Services, Anglesey, Wales.
- Krebs, C.J.,1999. *Ecological methodology.* Harper and How, 2 ed.New York.
- Krementz, D.G., Sauer, J.R., 1982. Avian communities on partially reclaimed mine spoils in south central Wyoming. *Journal of Wildlife Management* 46, 761–765.
- Lacki, M.J., Fitzgerald, J.L., Hummer, J.W., 2004. Changes in avian species composition surface mining and reclamation along a riparian forest corridor in southern Indiana. *Wetlands and Management* 12, 447-457.
- Lemmon P.E., 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science* 2, 314-320
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. *Biological Conservation* 119, 151–168.

- Little, I.T., Little, R.M., Jansen, R., Crowe, T.M., 2005. Winter bird assemblages, species richness and relative abundance at a re-vegetated coal mine in the Middelburg district, Mpumalanga province, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 35, 13–22.
- Lorenzi, H., 2002. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. (4<sup>a</sup>ed.). Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Lynch, J.F., 1995. Effects of Point Count Duration, Time-of-Day, and Aural Stimuli on Detectability of Migratory and Resident Bird Species in Quintana Roo, México. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W., 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- MacArthur, R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews* 40, 510-533
- McCune, B.; Mefford, M. J., 1999. PC-Ord: multivariate analysis of ecological data -version 4. MJM Software Design, Gleneden Beach.
- Martínez-Garza, C., Howe, H. F., 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology* 40, 423-429.
- Motta-Júnior, J. C., 1990. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. *Ararajuba* 1, 65-71.
- Mattos, J.R., Mattos, N.F., 1980. *A bracatinga*. Instituto de Pesquisas de Recursos Naturais Renováveis, Porto Alegre.
- Nichols, O.G., Nichols, F.M., 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-272.

- Parmenter, R.R., MacMahon, J.A., Waaland, M.E., Stuebe, M.M., Landres, P., Chrisafulli, C.M., 1985. Reclamation of surface coal mines in western Wyoming for wildlife habitat: a preliminary habitat. *Reclamation and Revegetation Research* 4, 93-115.
- Passell, H.D., 2000. Recovery of bird species in minimally restored Indonesian thin strips mines. *Restoration Ecology* 8,112-118.
- Pianka, E.R., 1973 The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 53-74.
- Pizo, M. A., 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. *Ornitología Neotropical* 15, 117-126.
- Poulsen, B. O., 1994. Movements of single birds and mixed-species flocks between isolated fragments of cloud forest in Ecuador. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29,149-160.
- Primack, R., Massardo, F., 1998. Restauración ecológica. In: Primack, R., Rozzi, R.; Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. (Eds). *Fundamentos de conservación biológica perspectivas latino americanas*. Fondo de Cultura Económica, Cidade do México, pp. 559-579.
- Quinn, G.P., Keough M.J., 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Read, J. L., Reid, N., Venables, W. N., 2000. Which birds are useful bioindicators of mining and grazing impacts in arid South Australia? *Environmental Management*, 26: 215–232.
- Scherer-Neto, P., Straube, F.C., 1995. *Aves do Paraná. História, lista anotada e bibliografia*. Curitiba: Ed. dos Autores, Curitiba.

- Scott, M.D., Zimmerman, G.M., 1984. Wildlife management at surface coal mines in the Northwest. *Wildlife Society Bulletin* 12, 364-370.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira (Ed), Rio de Janeiro.
- Sigrist, T., 2006. *Aves Brasileiras: uma visão artística*. Editora Avis Brasilis, Valinhos, Brasil.
- Silva, J.M.C., Uhl, C., Murray, G., 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10, 491-503.
- Silva, W.R., 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Kageyama, P., Oliveira, R.E., Moraes, L.F.D., Angel, V.L., Gandara, F.B. (Orgs.). Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, Botucatu, SP, pp. 77-90.
- Simon, J.L., 1997. *Resampling: The New Statistics*, Resampling Stats Inc., Arlington, VA.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K., 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Tischew, S., Kirmer, A., 2007. Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restoration Ecology* 15, 321–325.
- Uhl, C., Nepstad, D., Silva, J.M.C., Vieira, I., 1991. Restauração da floresta em pastagens degradadas. *Ciência Hoje* 13, 22-31.
- Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

- Walker, L. R., Del Moral., 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Whitman, A.A., Hagan, J.M.III, Brokaw, N.V.L., 1998. Effect of selective logging on birds of northern Belize. *Biotropica* 30, 449-457.
- Wilkinson, L., 1998. Systat: the system for statistics. Evanston, Illinois.
- Willians, D.D., 1984. Reabilitação de minas de bauxita exauridas em Poços de Caldas, MG. In: Simpósio Brasileiro sobre técnicas exploratórias aplicadas à geologia. Salvador –BA, pp.464-467.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zoologia*. 33, 1-25.
- Wray, T., Strait, K.A., Whitmore, R.C., 1982. Reproductive success of grassland sparrows on a reclaimed surface mine in West Virginia. *Auk* 99, 157-164.
- Zar, J.H., 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.



## APÊNDICE 1.

Relação das espécies de aves registradas no município de São Mateus do Sul, Paraná, Brasil.

Siglas: A50 (área sem histórico de mineração com 50 anos com cinquenta anos de regeneração), A20 (área com 20 anos em regeneração), A10 (área com 10 anos em regeneração) e A05 (área com cinco anos em regeneração). Abreviação do grupo trófico: CA (carnívoros), FR (frugívoros), NC (nectarívoros), IN (insetívoros), ON (onívoros) e GR (granívoros). Cores das células: 0-20% ( ), 21-40% ( ), 41-60% ( ), 61-80% ( ) e 81 -100% ( ) do total de registros.

Composição Nome Científico	Nome popular	Áreas				Grupo trófico
		A50	A20	A10	A05	
<b>Tinamiformes</b>						
<b>Tinamidae</b>						
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	nambu-guaçu					FR
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã					FR
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	codorna-amarela					IN
<b>Galliformes</b>						
<b>Cracidae</b>						
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacu-velho, jacu-açu					FR
<b>Odontophoridae</b>						
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru					IN
<b>Falconiformes</b>						
<b>Accipitridae</b>						
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó					CA
<b>Falconidae</b>						
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro					CA
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	falcão-caburé					CA
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio					CA
<b>Gruiformes</b>						
<b>Rallidae</b>						
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato					IN
<b>Columbiformes</b>						
<b>Columbidae</b>						
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa					GR
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolinha-picui					GR
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou					GR
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-amargosinha					GR
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu					GR
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard e Bernard, 1792)	juriti					GR
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	asa-branca					GR
<b>Psittaciformes</b>						
<b>Psittacidae</b>						
<i>Pyrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriva					FR
<i>Triclaria malachitacea</i> (Spix, 1824)	sabiá-cica					FR
<b>Cuculiformes</b>						
<b>Cuculidae</b>						
<b>Cuculinae</b>						
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta-acanelado					IN
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato					IN
<b>Crotophaginae</b>						

Composição Nome Científico	Nome popular	Áreas				Grupo trófico
		A50	A20	A10	A05	
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco					IN
<b>Neomorphinae</b>						
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci					IN
<b>Apodiformes</b>						
<b>Trochilidae</b>						
<b>Trochilinae</b>						
<i>Chlorostilbon aureoventris</i> (d'Orb. e Lafresnaye, 1838)	beija-flor-de-bico-vermelho					NC
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco					NC
<b>Trogoniformes</b>						
<b>Trogonidae</b>						
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucua-de-barriga-vermelha					ON
<b>Piciformes</b>						
<b>Ramphastidae</b>						
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde					FR
<b>Picidae</b>						
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão					IN
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado					IN
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo					IN
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó					IN
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado					IN
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca					IN
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	pica-pau-rei					IN
<b>Passeriformes</b>						
<b>Thamnophilidae</b>						
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata					IN
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> Vieillot, 1816	choca-de-coroa-castanha					IN
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choca					IN
<i>Drymophila malura</i> (Temminck, 1825)	choquinha-carijó					IN
<b>Conopophagidae</b>						
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente					IN
<b>Grallariidae</b>						
<i>Hylopezus nattereri</i> (Pinto, 1937)	pinto-do-mato					IN
<b>Formicariidae</b>						
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca, codorninha, sovaca					IN
<b>Scleruridae</b>						
<i>Sclerurus scansor</i> (Menetries, 1835)	vira-folhas					IN
<b>Dendrocolaptidae</b>						
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde					IN
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-grande, luzia					IN
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-de-garganta-branca					IN
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado					IN
<b>Furnariidae</b>						
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	grimpeiro					IN
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé					IN
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	pi-puí					IN
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném					IN
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	arredio-oliváceo					IN
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	trepador-quiete					IN
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	trepadorzinho					IN
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó					IN

Composição Nome Científico	Nome popular	Áreas				Grupo trófico
		A50	A20	A10	A05	
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro					IN
<b>Tyrannidae</b>						
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza					IN
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó					IN
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho					IN
<i>Elaenia</i> sp.						ON
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela					ON
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	guaracava-grande					ON
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	guaracava-de-bico-curto					ON
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque					ON
<i>Campostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha					ON
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho					IN
<i>Euscarthmus meloryphus</i> Wied, 1831	barulhento					IN
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	borboletinha-do-mato					IN
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	patinho-gritador					IN
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1819	patinho					IN
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	felipe					IN
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado					IN
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro					IN
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	peitica-de-bico-curto					IN
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi					ON
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado					ON
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi-de-bico-chato					ON
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica					IN
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1821	suiriri					IN
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis e Heine, 1859	irré					IN
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	capitão-castanho					IN
<b>Pipridae</b>						
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw e Nodder, 1793)	tangará ou dançador					ON
<b>Tityridae</b>						
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim					ON
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto					IN
<b>Vireonidae</b>						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari					IN
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruvira					IN
<b>Corvidae</b>						
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul					ON
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	gralha-picaça					ON
<b>Troglodytidae</b>						
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra					IN
<b>Turdidae</b>						
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira					ON
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-pardo					ON
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca					ON
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	sabiá-ferreiro					ON
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira					ON
<b>Thraupidae</b>						
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete					ON
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto					ON
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento					ON

Composição Nome Científico	Nome popular	Áreas				Grupo trófico
		A50	A20	A10	A05	
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	cabecinha-castanha					IN
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva					ON
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho					IN
<b>Emberizidae</b>						
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico					GR
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo					GR
<i>Poospiza lateralis</i> (Nordmann, 1835)	quete					ON
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro					GR
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Müller, 1776)	tico-tico-rei					GR
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho					GR
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu					GR
<b>Cardinalidae</b>						
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny e Lafresnaye, 1837	trinca-ferro					ON
<i>Cyanoloxia glaucocaeerulea</i> (d'Orb. & Lafresnaye, 1837)	azulinho					GR
<i>Cyanocompsa brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	azulão					GR
<b>Parulidae</b>						
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita					IN
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra					IN
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula					IN
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador					IN
<b>Icteridae</b>						
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	tecelão					ON
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe					ON
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna					ON
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	chopim-do-brejo					ON
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta					ON
<b>Fringillidae</b>						
<i>Carduelis magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo					GR
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho					ON
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais					ON
<b>Passeridae</b>						
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal					ON
<b>Riqueza absoluta</b>		<b>81</b>	<b>54</b>	<b>66</b>	<b>39</b>	

## APÊNDICE 2.

Relação das espécies de aves registradas nas áreas nativas e recuperadas e o número de registros de cada tratamento no município de Candiota, RS – Brasil.

Composição			
Nome Científico	Nome popular	Nativas	Recuperadas
<b>Tinamiformes</b>			
<b>Tinamidae</b>			
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	perdigão	69.00	25.00
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	perdiz ou codorna	66.00	31.00
<b>Anseriformes</b>			
<b>Anatidae</b>			
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho	0.00	2.00
<b>Falconiformes</b>			
<b>Accipitridae</b>			
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	0.00	1.00
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	1.00	0.00
<b>Gruiformes</b>			
<b>Cariamidae</b>			
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	0.00	6.00
<b>Charadriiformes</b>			
<b>Charadriidae</b>			
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	2.00	11.00
<b>Columbiformes</b>			
<b>Columbidae</b>			
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolhinha-picui	8.00	3.00
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	0.00	1.00
<b>Cuculiformes</b>			
<b>Cuculidae</b>			
<b>Cuculinae</b>			
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci	8.00	8.00
<b>Crotophaginae</b>			
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	8.00	4.00
<b>Piciformes</b>			
<b>Picidae</b>			
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	7.00	40.00
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	1.00	0.00
<b>Passeriformes</b>			
<b>Hirundinidae</b>			
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	4.00	0.00
<b>Formicariidae</b>			
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	6.00	0.00
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> Vieillot, 1816	choca-de-chapéu-vermelho	27.00	12.00
<b>Furnariidae</b>			
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	pi-puí	6.00	7.00
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném	13.00	4.00
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	21.00	6.00
<i>Anumbius annumbi</i> (Vieillot, 1817)	cochicho	19.00	0.00
<i>Phacellodomus striaticollis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1838)	tio-tio	72.00	1.00
<b>Tyrannidae</b>			
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	11.00	11.00
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho	18.00	20.00

<b>Composição</b>			
<b>Nome Científico</b>	<b>Nome popular</b>	<b>Nativas</b>	<b>Recuperadas</b>
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	14.00	25.00
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	primavera	6.00	0.00
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha	5.00	2.00
<b>Vireonidae</b>			
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	3.00	0.00
<b>Troglodytidae</b>			
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	13.00	27.00
<b>Turdidae</b>			
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	8.00	5.00
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	1.00	0.00
<b>Motacillidae</b>			
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	caminheiro-zumbidor	0.00	7.00
<b>Emberizidae</b>			
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	224.00	164.00
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	135.00	122.00
<i>Poospiza lateralis</i> (Nordmann, 1835)	quete	3.00	0.00
<i>Poospiza nigrorufa</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	quem-te-vestiu	23.00	2.00
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	73.00	4.00
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	tipio	154.00	179.00
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho	2.00	8.00
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	0.00	7.00
<i>Donacospiza albifrons</i> (Vieillot, 1817)	tico-tico-do-banhado	87.00	11.00
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	sabiá-do-banhado	139.00	58.00
<i>Paroaria coronata</i> (Miller, 1776)	cardeal	2.00	0.00
<b>Parulidae</b>			
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	50.00	16.00
<b>Icteridae</b>			
<i>Agelaius ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	garibaldi	5.00	0.00
<i>Pseudoleistes virescens</i> (Vieillot, 1819)	dragão	19.00	0.00
<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa-do-sul	0.00	6.00
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	asa-de-telha	8.00	0.00
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	62.00	0.00
<b>Fringillidae</b>			
<i>Carduelis magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo	56.00	3.00
<b>Riqueza</b>		<b>42.00</b>	<b>35.00</b>

## CONCLUSÃO GERAL

O presente estudo revelou importantes padrões da utilização de áreas degradadas por mineração no sul do Brasil. As aves possuem alta capacidade de colonização de áreas de regeneração, mesmo que com uma abrupta modificação no ambiente como é o caso de mineração. A resposta da comunidade de aves nos diferentes fisionomias vegetais estudadas é diferente. Ocorre uma mudança na riqueza, composição de espécies e número de guildas tróficas já nos primeiros anos de recuperação pós-mineração em áreas florestadas. Nesse tipo de ambiente, o tempo que a comunidade leva para se equiparar a uma área nunca antes minerada é consideravelmente maior do que em áreas de campo. Aves de mata possuem maior sensibilidade em relação à estrutura da vegetação do que em áreas de campo. Na Floresta de Araucária, áreas em estados sucessionais iniciais ocorrem poucos grupos tróficos com espécies insetívoras, onívoras e principalmente granívoras. A ausência de frugívoros pode representar um atraso na regeneração destas áreas, devido ao importante papel ecológico de dispersão de sementes que as espécies representantes desse grupo realizam. É evidente que em áreas do Pampa, a recuperação é mais rápida (em média de 10 anos), com comunidades de áreas em recuperação semelhantes a áreas nativas, embora haja diferença na estrutura da vegetação. Esse fator ocorre, possivelmente pelo fato de áreas de campo ser menos complexas do que ambientes florestados. Cada vez mais o Pampa é convertido em monoculturas de soja, eucalipto e acácia onde campos nativos são cada vez mais raros. O aparecimento de áreas recuperadas, mesmo que estruturalmente diferente de uma área nativa, possivelmente sirva de refúgio para as aves na presença de uma matriz agressiva.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

- Accordi, I. A., 2003. Levantamento e análise da conservação da avifauna na sub-bacia do Baixo-Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 114, 7-22.
- Alves, F. 2004., *Brasil Mineral - Edição Especial Mineração e Meio Ambiente* 228, 6-13.
- Bencke, G. A. 2001. Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul. FZBRS, Porto Alegre.
- Bencke, G. A., Fontana, C. S., Dias, R. A., Maurício, G. N., Mähler Jr., J. K. F., 2003. Aves. In: Fontana, C.S., Bencke, G.A., Reis, R. E. (Orgs). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, pp. 189-479.
- Bilenca, D., Miñarro, F., 2004. Identificación de Areas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina Uruguay y sur de Brasil. J.M. Kaplan Fund – Fundación Vida Silvestre Argentina, Argentina.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2006. Lista das aves do Brasil. Disponível em URL: <http://www.ib.usp.br/cbro>. Acessada em 19 de junho de 2007.
- Durigan, G., 2003. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen Jr, L.; Valladares-Padua, C., Rudran, R. (Orgs.). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Editora UFPR e Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, pp. 455-479.
- Fontana, C.F., Bencke, G.A., Reis, R.E. (eds). 2003. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Edipucrs.



- Hackney, C. T., 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecological Engineering* 15, 165-170.
- IBGE. 2004. Mapa de Biomas do Brasil. Primeira aproximação. Disponível em: [http://www2.ibge.gov.br/download/mapas\\_murais/biomas\\_pdf.zip](http://www2.ibge.gov.br/download/mapas_murais/biomas_pdf.zip). (Acesso em: junho/2008).
- IUCN. 2004. 2004 IUCN red list of threatened species. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. Disponível em <<http://www.redlist.org>> (acessado em dezembro de 2004).
- Klopfer, P. H., MacArthur, R., 1960. Niche size and faunal diversity. *American Naturalist* 94, 293-300.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- Machado, A.B.M., Martins, C.S., Drummond, G.M., 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Marini, M. A., Garcia, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1, 95-102.
- McCoy, E. D., Kluson, R., Keller, C., Mushinsky, H. R., 2000. Assessing wildlife usage of reclaimed phosphateminced lands and unmined lands. *Proceedings, American Society for Surface Mining and Reclamation* 17, 386-396.
- Mikich, S. B, Bérnilis, R. S, Pizzi, P.A., 2004. Fauna ameaçada no Paraná: uma introdução. In: Mikich, S. B, Bérnilis, R. S. (Eds) Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos sulinos.

- Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.
- Paoletti, M.G., 1999. Using bioindicator based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74,1-18
- Passell, H.D., 2000. Recovery of bird species in minimally restored Indonesian thin strips mines. *Restoration Ecology* 8,112-118.
- Pianka, E.R. 1973 The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 53-74.
- Porto, M.L., 2002. Os Campos Sulinos: sustentabilidade e manejo. *Ciência & Ambiente*, 24,119-138.
- Rhodes, M. J., Cloud, T.J.Jr., Haag, D., 1983. Habitat evaluation procedures for planning surface mine reclamation in Texas. *Wildlife Society Bulletin* 11, 222-232.
- Risser, P.G., 1997. Diversidade em e entre prados. In: Wilson, E.O. (Ed). *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp. 224-229.
- Scherer-Neto, P., Straube, F. C. 1995. Aves do Paraná. História, lista anotada e bibliografia. Curitiba: Ed. dos Autores, Curitiba.
- Scott, M. D., Zimmerman, G.M., 1984. Wildlife management at surface coal mines in the northwest. *Wildlife Society Bulletin* 12, 364-370.
- Straube, F. C., Di Giácomo, A., 2007. A avifauna das regiões subtropical e temperada do Neotrópico: desafios biogeográficos. *Ciência & Ambiente* 35, 137-166.