

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA  
NÍVEL MESTRADO

DANIEL DUTRA SARAIVA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE CACTOS (*CACTACEAE*) RUPESTRES EM  
CAMPOS SUBTROPICAIS DA AMÉRICA DO SUL

SÃO LEOPOLDO

2010

Daniel Dutra Saraiva

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE CACTOS (*CACTACEAE*) RUPESTRES EM  
CAMPOS SUBTROPICAIS DA AMÉRICA DO SUL

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza

SÃO LEOPOLDO

2010

S243e Saraiva, Daniel Dutra

Estrutura de comunidades de cactos (Cactaceae) rupestres em campos subtropicais da América do Sul / por Daniel Dutra Saraiva. -- 2010.

45 f. : il. ; color. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, RS, 2010.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza.

1. Cactaceae - Botânica. 2. Afloramento rochoso - Comunidade de plantas. 3. Plantação - Eucalipto. I. Título. II. Souza, Alexandre Fadigas de.

CDU 582.852

Catálogo na Publicação:  
Bibliotecária Eliete Mari Doncato Brasil - CRB 10/1184

## AGRADECIMENTOS

Aos professores, colegas e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Biologia, pelo apoio e pela agradável convivência durante o mestrado.

Ao professor Alexandre Fadigas de Souza, pela sua constante dedicação em me orientar, pelos seus valiosos ensinamentos e incentivos.

Aos professores Juliano Morales de Oliveira, Jean Budke, Carlos Fonseca, Gislene Ganade e Marco Pizzo, pelas valiosas sugestões em várias etapas deste trabalho.

À Fibria, pela concessão do recurso, que possibilitou a execução deste trabalho.

À Elisa Salengue, pela ajuda na coleta de dados em campo e pelas discussões metodológicas e analíticas.

Aos pesquisadores Erik Sokol e Tanya Murray, pelas opções analíticas discutidas.

À Kaaguy Consultoria Ambiental, por ter viabilizado a minha hospedagem em Pedras Altas.

Aos proprietários e funcionários das Estâncias Trindade, Teixeira e Flora, por terem permitido o acesso ao campo. Especialmente, em nome da “peonada”, pelos seus “ensinamentos tradicionais” sobre a vida local.

À GEOPAMPA, pela elaboração dos mapas das fazendas estudadas.

Aos amigos Vinícius Bastazini, Kleisson Sousa, Reges Echer e Fábio Penna, pelas discussões filosóficas e científicas a cerca deste trabalho.

À Débora Argou Marques, pelo carinho, apoio, dedicação e amor, e pela paciência nas horas mais críticas de elaboração deste manuscrito.

A minha família, pela confiança e incentivo em todos os meus projetos de vida, em especial, aos meus pais, pelos seus valiosos ensinamentos, amor, carinho, apoio e dedicação.

À Coxilha das Pedras Altas, por todas as suas lições e ensinamentos, os quais marcaram momentos inesquecíveis na minha jornada, entre eles, o encontro com a “bicharada bagual”.

*“A natureza é o único livro que oferece um  
conteúdo valioso em todas as suas folhas”*

*(Johann Goethe)*

## RESUMO

Investigamos a importância relativa de uma série de fatores ambientais e a importância do manejo da terra sobre a estrutura de 36 comunidades de cactos, ocorrendo em campos com afloramentos rochosos no sul do Brasil. Afloramentos rochosos foram inseridos em uma matriz constituída por campos nativos com pecuária extensiva, bem como em uma matriz de plantações comerciais de eucalipto com cinco anos de idade. A riqueza específica foi igual a 10 espécies de cactos, entre as quais nove com forma de crescimento globular e apenas uma com forma colunar, sendo todas de tamanho pequeno. A diversidade verdadeira de espécies foi relacionada positivamente com a área, inclinação e cobertura de rocha dos afloramentos, e relacionada negativamente com a distância ao afloramento mais próximo. A diversidade verdadeira dentro - ( $\alpha$ ) e entre-parcelas ( $\beta_1$ ) corresponderam a 16.1% e 30.1% da diversidade total, enquanto que entre-afloramentos ( $\beta_2$ ) e entre-maneios ( $\beta_3$ ) corresponderam a 35.2% e 18.6% da diversidade total, respectivamente. Diversidades observadas foram significativamente diferentes dos valores esperados, e as maiores diferenças foram encontradas entre os componentes  $\beta_2$  e  $\beta_3$ . Fatores ambientais e a estrutura espacial explicaram 41% da variância na abundância de espécies de cactos nos afloramentos rochosos. O manejo da terra e a estrutura espacial apresentaram um efeito significativo sobre a estrutura das comunidades de cactos, explicando 11% e 9% da variação total, respectivamente. Diferenças na composição de espécies entre os regimes de manejo foram ilustradas pelo primeiro eixo de uma ordenação NMDS, com comunidades concentradas à esquerda nas áreas de campo, e comunidades dispersas à direita nas áreas de plantação. Mudanças na abundância de espécies mediadas pelo manejo da terra podem ser conduzidas deliberadamente pela sucessão vegetal em afloramentos rochosos inseridos na matriz de plantações.

Palavras-chave: Cactos globosos. Afloramentos rochosos. Campos nativos com pecuária. Plantações de eucalipto. Substituição de habitat.

## ABSTRACT

We investigated the relative importance of various natural and human-related environmental factors on the structure of 36 cacti communities occurring on rocky outcrops in southern Brazil grasslands. Outcrops were embedded in either open grasslands grazed by livestock or five years-old eucalypt plantations. Total richness equaled 10 species, nine of which were globose and only one columnar, all of small size. Outcrop-scale true diversity was positively related to outcrop area, slope, and rock cover, and negatively related to the distance to the nearest outcrop. The within- ( $\alpha$ ) and between-plot ( $\beta_1$ ) components corresponded to 16.1% and 30.1% of total true diversity, while the between-outcrop ( $\beta_2$ ) and between-management ( $\beta_3$ ) levels corresponded to 35.2% and 18.6% of total true diversity. Observed diversities were significantly different from expected values, and the largest differences occurred in the  $\beta_2$  and  $\beta_3$  components. Altogether, environmental variables and spatial structure explained 41% of the variance in species abundances in the rocky outcrops. Landscape management and the spatial structure had a significant effect on cacti communities structure, explaining 11% and 9% of total variation, respectively. The first axis in an NMDS ordination reflected compositional differences in cacti communities between management regimes, with the grassland rocky outcrops concentrated in the left, and the plantation outcrops scattered to the right. Management-mediated changes in species abundances can be driven by released succession in rocky outcrops embedded in plantations.

Keywords: Globose cacti. Rocky outcrops. Livestock. Eucalypt plantations. Habitat substitution.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Situação geográfica da área estudada no sul do Brasil, e a distribuição espacial de 36 afloramentos rochosos estudados.....	14
--	----

## LISTA DE FOTOGRAFIAS

- Fotografia 1: Regimes de manejo estudados; em primeiro plano, campo nativo com pecuária e ao fundo plantação de eucalipto. ....16
- Fotografia 2: Detalhe de um afloramento rochoso estudado em área de campo nativo.....17
- Fotografia 3: Detalhe de um afloramento rochoso estudado em área de plantação de eucalipto. ....18
- Fotografia 4: A: Detalhe da flor de *Gymnocalycium denudatum*, espécie indicadora das comunidades de cactos nas áreas de campo nativo. B: Detalhe de frutos imaturos de *G. denudatum*. ....28
- Fotografia 5: Detalhe da flor de *Parodia langsdorfii*, espécie indicadora das comunidades de cactos estudadas nas áreas de campo nativo.....29
- Fotografia 6: *Frailea pygmaea*, espécie indicadora das comunidades de cactos nas áreas de plantação de eucalipto, vegetando sobre manto de musgos ....29
- Fotografia 7: Indivíduos de *P. erinacea*, espécie indicadora das áreas de plantação de eucalipto. ....30

## LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1: Partição multiplicativa da diversidade verdadeira através de quatro escalas espaciais estudadas.....25
- Gráfico 2: Ordenação NMDS, com as distâncias de Bray-Curtis, para 36 comunidades de cactos estudadas em afloramentos rochosos inseridos em áreas de campo nativo e em áreas de plantação de eucalipto no sul do Brasil.....30

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Espécies de cactos (*Cactaceae*) amostradas em campos nativos com pecuária e em meio a plantações de eucalipto, e suas formas de crescimento e *status* de conservação, segundo a lista de espécies da flora ameaçadas de extinção. ....23
- Tabela 2: MANOVAs Não-paramétricas, com as distâncias de Bray–Curtis, para as comunidades de cactos em afloramentos rochosos inseridos em campos nativos e em afloramentos em meio a plantações de eucalipto no sul do Brasil. ....26

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>14</b>
<b>2.1 Área de Estudo .....</b>	<b>14</b>
<b>2.2 Métodos de Amostragem.....</b>	<b>17</b>
<b>2.3 Análise de Dados.....</b>	<b>19</b>
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>31</b>
<b>5 CONCLUSÃO .....</b>	<b>37</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>38</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Comunidades de plantas em afloramentos rochosos vivem sob condições ambientais significativamente diferentes das encontradas em comunidades florestais adjacentes, crescendo em solos profundos (CROW; WARE, 2007). Deste modo, plantas características de solos rasos são sujeitas a gradientes de condições estressantes, tais como: variações térmicas diárias, alta exposição aos raios UV (luz intensa durante todo o ano), maiores extremos diários de temperatura na superfície do solo no verão e no inverno, solo extremamente seco no verão, evapotranspiração elevada, ventos constantes, e geadas severas no inverno (CROW; WARE, 2007; GIULIETTI; PIRANI; HARLEY, 1997; JACOBI et al., 2007; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000; SCARANO, 2007). Os substratos rígidos dos afloramentos, geralmente pobres em nutrientes, ácidos e com baixa retenção hídrica, portanto, constituem uma barreira para muitas das plantas superiores.

Comunidades de plantas típicas de solos rochosos rasos estão representadas por formas de vida com uma notável variedade de adaptações, onde cabe destacar os membros da família *Cactaceae*, pela sua capacidade de armazenamento e eficiência no uso da água (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003). Entre algumas adaptações em *Cactaceae*, cabe mencionar a morfologia da raiz (raízes extensas e superficiais para maximizar a absorção e o aproveitamento da água), caules fotossintéticos (chamados de cladódios em cactos terrestres) com capacidade de estocar grande quantidade de água em seus tecidos, razões reduzidas entre superfície e volume (diminuindo a área de superfície total capaz de perder água e aumentando o volume que retém água), e um rigoroso controle estomático de consumo de água (rota fotossintética CAM) (GIBSON; NOBEL, 1986).

Espécies adaptadas especialmente a viver em solos rasos, geralmente apresentam altos níveis de endemismo (CROW; WARE, 2007; KRUCKEBERG, 2002). Na América do Sul, um importante centro de endemismo para a família *Cactaceae* é encontrado nas porções centro-oeste e sul do Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina (excluindo as partes noroeste e sul), principalmente para espécies globulares de tamanho pequeno, pertencentes aos gêneros *Parodia*, *Frailea* e *Gymnocalycium* (BOYLE; ANDERSON, 2002; OLDFIELD, 1997). Especificamente,

no Rio Grande do Sul (RS), espécies de cactos globosos são encontradas, em sua maior parte, em afloramentos rochosos inseridos em campos subtropicais (BRUXEL; JASPER, 2005). A maioria dos cactos globosos ocorrentes nesta região está citada na lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção (RIO GRANDE DO SUL, 2003) devido às especificidades de hábitat, grau de raridade e ameaça.

Cactos de uma forma geral são plantas vulneráveis aos distúrbios naturais e antrópicos, por apresentarem uma série de características ecológicas próprias, entre as quais: distribuição geográfica restrita, baixas taxas de crescimento individual, ciclos de vida longos e estágios reprodutivos (polinização e dispersão de sementes) dependentes da participação de outros organismos (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003; HUNT, 1999). A coleta ilegal de espécimes na natureza, o comércio internacional e a modificação e fragmentação de hábitat são tratadas como causas importantes para o declínio de populações de cactos na natureza (BOYLE; ANDERSON, 2002; OLDFIELD, 1997).

Apesar do fato de vários cactos globosos estarem presentes na lista de espécies ameaçadas, e que menos de 0,5% da área de campos se encontra protegida em unidades de conservação no RS (OVERBECK et al., 2007), não há praticamente nenhum dado sobre a ecologia ou sobre respostas de conservação detalhadas para esse grupo de plantas nessa região. Deste modo, o objetivo principal deste trabalho consiste em investigar a importância relativa de uma série de fatores ambientais, bem como a importância do manejo da terra sobre a estrutura de 36 comunidades de cactos, ocorrendo em campos com afloramentos rochosos no sul do Brasil.

Em termos gerais, espera-se que três fatores principais atuem em conjunto na configuração da estrutura das comunidades de cactos no sul do Brasil: características ecológicas dos afloramentos rochosos e de suas comunidades residentes, pecuária e plantação de eucalipto. Em uma escala local, comunidades de plantas, que crescem em hábitats rochosos, são fortemente estruturadas por condições adversas, que incluem limitações no suprimento de água e disponibilidade de microsítios adequados para o estabelecimento (FLORES-MARTÍNEZ; EZCURRA; SÁNCHEZ-COLÓN, 1998), exposição solar (MOURELLE; EZCURRA, 1996; PARKER, 1991), e facilitação por “plantas-enfermeiras” (*nurse-plants*) (HOULE; PHILLIPS, 1989; SHURE; RAGSDALE, 1977) ou por “rochas-enfermeiras” (*nurse-*

rocks) (PETERS; MARTORELL; EZCURRA, 2008). Como consequência, a vegetação de locais expostos mostra distribuição em mosaico (*patchiness*) (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003; MOURELLE; EZCURRA, 1996;) e reduzida riqueza de espécies em geral (MEDINA; FERNANDES, 2007; RIBEIRO; MEDINA; SCARANO, 2007). No caso dos cactos globosos de crescimento pequeno, que têm baixa capacidade de dispersão e são restritos aos afloramentos rochosos, a dinâmica entre manchas mostra ser restrita aos afloramentos próximos (POREMBSKI, 2007). Uma consequência disso seria uma diversidade beta ( $\beta$ ) elevada (ALADOS et al., 2009).

Além dos fatores estruturantes mencionados acima, as comunidades de cactos no sul do Brasil também são cronicamente afetadas pela pecuária (principalmente bovinos e ovinos). Impactos diretos da pecuária ocorrem através do pisoteio e da herbivoria, que são fatores conhecidos por produzir importantes mudanças no tamanho e na estrutura etária das populações (GÓMEZ-APARICIO; ZAMORA; GÓMEZ, 2005). Os impactos indiretos ocorrem através dos efeitos do pastejo sobre a vegetação herbácea, bem como dos efeitos do fogo utilizado no manejo das pastagens (NABINGER et al., 2009; OVERBECK et al., 2007;).

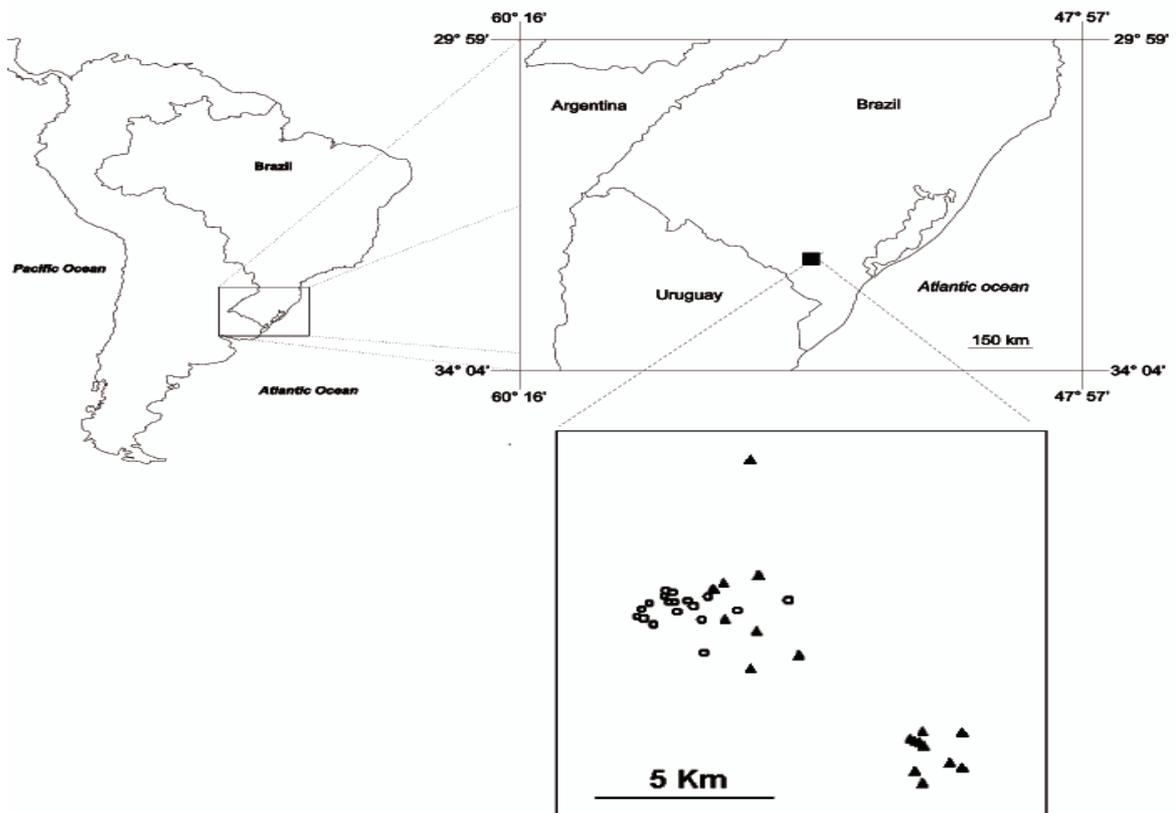
Nos últimos anos, as plantações de espécies arbóreas exóticas, principalmente de eucalipto (*Eucalyptus* spp.), têm aumentado nas paisagens da América Latina, substituindo parcialmente a pecuária como o principal uso da terra (CECCON; MARTÍNEZ-RAMOS, 1999; COUTO; DUBÉ, 2001). No Brasil, cerca de 5.4 milhões de hectares (55% de eucalipto) são cobertos com florestas plantadas de rotação curta (BROCKERHOFF et al., 2008). Ao contrário do que pode acontecer em paisagens previamente florestais (SOUZA, I. et al., 2010), plantações de eucalipto podem alterar e fragmentar fortemente os campos naturais (BROCKERHOFF et al., 2008). Sendo assim, plantações de eucalipto têm chamado a atenção, devido às suas consequências ambientais indesejáveis, entre elas: substituição e fragmentação de hábitat (CAINE; MARION, 1991), esgotamento de nutrientes do solo e inibição do crescimento de outras espécies de plantas nas proximidades como resultado da competição por água ou por efeitos alelopáticos (BROCKERHOFF et al., 2008).

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção apresenta-se uma caracterização ambiental da área estudada, bem como uma descrição dos métodos, procedimentos e tratamentos estatísticos empregados neste trabalho.

### 2.1 Área de Estudo

Comunidades de cactos foram amostradas em campos nativos e em meio a plantações de eucalipto em uma região topográfica conhecida como Coxilha das Pedras Altas, na porção sudoeste do bioma Pampa, sul do Brasil (Figura 1).



**Figura 1:** Situação geográfica da área estudada no sul do Brasil, e a distribuição espacial de 36 afloramentos rochosos estudados. ○ = afloramentos nas áreas de campo, ▲ = afloramentos nas áreas de plantação de eucalipto.

Fonte: SOUZA, A. (2010)

A região estudada é classificada como parte integrante da ecoregião da Savana Uruguaia (*Uruguayan savanna ecoregion*) (OLSON et al., 2001) ou região fitoecológica da Estepe, de acordo com o sistema brasileiro de classificação da vegetação (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009). A região da Coxilha das Pedras Altas foi reconhecida como uma área de importância biológica “extremamente alta” para a conservação da biodiversidade no âmbito do bioma Pampa (ROSA, 2007). O clima é classificado como Subtropical Úmido (Cfa), de acordo com o sistema climático de Köppen-Geiger atualizado (PEEL; FINLAYSON; McMAHON, 2007), com temperatura média do mês mais frio acima de 11,3°C, e sem estação seca (BURIOL et al., 2007). A precipitação média anual é em torno de 1600 mm (dados de 1961 – 2008) e a temperatura média anual cerca de 16°C (CARGNIN et al., 1998). A fisiografia da região é caracterizada por coxilhas suave-onduladas a onduladas (altitude média em torno de 239 m a.s.l.) cobertas por campos nativos paleáceos ou gramíneo-lenhosos, áreas úmidas isoladas em vales e terraços, e florestas ripárias de pequeno porte ao longo da rede de drenagem. Os solos foram classificados como uma associação de Luvisolos Háplicos Órticos e Entissolos (STRECK et al., 2008). Rochas de origem antiga, como gnaisses, migmatitos e granitos afloram intercaladas nas zonas mais elevadas (> 300 m a.s.l.), enquanto que rochas mais recentes de origem sedimentar (arenitos e argilitos marinhos) ocorrem restritas a porção sudoeste (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1986). Todos os afloramentos rochosos selecionados para este estudo foram de origem sedimentar. Comunidades de plantas, que ocorrem nos afloramentos de rocha da região, são dominadas por geófitas e hemicriptófitas, e famílias botânicas, como *Asteraceae*, *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae* e *Rubiaceae*.

Os afloramentos rochosos estudados foram inseridos tanto em campos nativos, como em meio a plantações de eucalipto (de agora em diante essas duas categorias são referidas como regimes de manejo – Fotografia 1).



**Fotografia 1:** Regimes de manejo estudados; em primeiro plano, campo nativo com pecuária e ao fundo plantação de eucalipto.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).

Nas áreas de campo, bovinos e ovinos e, em menor parte, cavalos e búfalos foram criados extensivamente em pastagens nativas. Plantações de eucalipto foram constituídas por *Eucalyptus saligna* e *E. grandis*, e foram estabelecidas em 2004-2005 (quatro a cinco anos antes de começarmos a coleta de dados). O tempo de rotação planejado é de sete anos e o espaçamento dos povoamentos é 3.0 x 2.0 m. As plantações não são certificadas e as práticas de manejo incluem Áreas de Proteção Permanente (APP) definidas, conforme o Código Florestal. Herbicidas e formicidas foram utilizados no primeiro ano de plantio. Nas fazendas de plantação, além dos povoamentos de eucalipto também há pecuária em meio às APP's, porém, a densidade de animais é reduzida nas plantações (gado: 1 – 3 animal/ha<sup>-1</sup> em campos *versus* 0.8-1 animal/ha<sup>-1</sup> em plantações; ovelha: ausente nas plantações). Distâncias entre os povoamentos de eucalipto e os afloramentos rochosos estudados variaram de 0 a 26 m ( $mean \pm SD = 5.1 \pm 7.0$  m, N = 18), e a altura das árvores variaram de 8 a 12 m ( $10.5 \pm 1.7$  m).

## 2.2 Métodos de Amostragem

Foram amostrados afloramentos rochosos de um banco de dados SIG, contendo informações espacialmente explícitas sobre os usos da terra encontrados em oito fazendas vizinhas. Os dados de uso da terra foram retirados de imagens georreferenciadas (fotografias aéreas e imagens de satélite), com escala 1:10.000. Todos os afloramentos rochosos (N = 296) presentes nas imagens classificadas foram mensurados em relação à sua área, distância ao afloramento mais próximo, área do afloramento mais próximo, exposição (norte ou sul, variável binária) e inclinação (platô ou encosta, variável binária). Afloramentos com exposição nordeste, noroeste, norte e leste foram agrupados na categoria norte, porque no Hemisfério Sul, essas são as direções que recebem o maior número de horas de insolação.

Foram selecionados 36 afloramentos rochosos para o estudo da estrutura das comunidades de cactos, sendo 18 afloramentos nas áreas de campo nativo e 18 nas áreas de plantação de eucalipto (Figura 1 e fotografias 2 e 3).



**Fotografia 2:** Detalhe de um afloramento rochoso estudado em área de campo nativo.  
Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).



**Fotografia 3:** Detalhe de um afloramento rochoso estudado em área de plantação de eucalipto.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).

Para assegurar que afloramentos de todos os tamanhos (área) fossem contemplados no plano de amostragem, dividiu-se os afloramentos em três classes de tamanho, as quais foram baseadas em percentis (*Cleveland method*, SYSTAT..., 2007). Seis afloramentos foram sorteados para cada classe de tamanho em cada regime de manejo. Após a inspeção de campo, afloramentos com menos de 10 indivíduos de cactos foram substituídos aleatoriamente. Em cada afloramento, cactos foram amostrados em parcelas contíguas de 1 m<sup>2</sup> dispostas ao longo de transectos lineares. Transectos foram paralelos e eqüidistantes e acompanharam a dimensão mais longa de cada afloramento. Devido ao número reduzido de espécies de cactos em cada afloramento, foi possível determinar a riqueza de espécies antes da amostragem. Deste modo, novos transectos foram estabelecidos até que todas as espécies fossem amostradas. Em cada parcela, todos os cactos foram contados, medidos para o seu diâmetro (forma globular) ou comprimento (forma colunar), e identificadas as suas espécies. Todas as espécies amostradas apresentaram reprodução vegetativa através da produção de rametas laterais. Deste modo, rametas clonais não foram contados, mas somente indivíduos enraizados. A

classificação nomeclatural dos táxons seguiu *International Cactaceae Systematics Group* (HUNT, 1999; HUNT; TAYLOR; CHARLES, 2006), e os espécimes testemunhos foram depositados no Herbário Anchieta (PACA). As seguintes variáveis ambientais foram medidas em cada parcela: (1) se o substrato era constituído por rochas soltas, (2) presença ou ausência de sinais de pastejo por ungulados (3), cobertura vegetal, e (4) cobertura de rocha. Cobertura vegetal e de rocha foram avaliadas através da escala de Braun-Blanquet (1979).

### 2.3 Análise de Dados

Características (fatores) ambientais dos 36 afloramentos rochosos estudados foram comparadas entre os regimes de manejo com *Non-parametric Multivariate Analysis of Variance* (NPMANOVA) (ANDERSON, 2001), utilizando-se distâncias Euclidianas. NPMANOVA é uma análise de variância que particiona a soma dos quadrados tanto de uma matriz de distâncias métricas (e.g., distância Euclidiana) como de uma matriz de distâncias semimétricas (e.g., distância de Bray-Curtis). A significância do teste foi avaliada através de *F-tests (pseudo-F ratio)*, com base na soma de quadrados seqüenciais, a partir de 4999 permutações Monte Carlo dos dados brutos. Variáveis dependentes métricas (área do afloramento e distância ao afloramento mais próximo) foram log-transformadas, enquanto que as variáveis de frequência (cobertura vegetal total, cobertura de rocha total, proporção de parcelas com substrato de rochas soltas e proporção de parcelas com sinais de pastejo) foram transformadas na função arco-seno (McCUNE; GRACE, 2002). Zero e valores unitários proporcionais foram substituídos por  $1/4n$  ou  $1 - 1/4n$ , respectivamente, antes da transformação ( $n$  é o número de sementes “seeds” por replicação (ZAR, 1996) ). Todas as variáveis foram padronizadas em *Z-scores* (McCUNE; GRACE, 2002). Comparações pareadas (*Pair-wise a posteriori tests*) para cada variável ambiental entre os regimes de manejo foram realizadas com o mesmo teste (ANDERSON, 2001), considerando-se os valores de probabilidade corrigidos para testes múltiplos (*Benjamini-Hochberg-corrected  $\alpha$  thresholds for multiple testing*; WAITE; CAMPBELL, 2006). NPMANOVA foi realizada através da função ‘adonis’ do

pacote 'VEGAN' 1.6-22 (DIXON; VEGAN, 2003), no Ambiente de Programação R 2.9.1 (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009).

Diversidades foram definidas como o número efetivo de espécies (diversidades verdadeiras), como sugerido por Jost (2006). O número efetivo de espécies derivado de índices de diversidade padrão partilha um conjunto comum de propriedades matemáticas que os torna comparáveis entre os diferentes estudos, enquanto que em índices brutos a comparação não é possível (JOST, 2006). Diversidades verdadeiras foram calculadas de acordo com a entropia de Shannon ( $q = 1$ , em JOST, 2006). Utilizamos a função 'd' do pacote 'VEGETARIAN' (CHARNEY; RECORD, 2010), no Ambiente de Programação R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009), para calcular as diversidades verdadeiras. Os efeitos do regime de manejo, juntamente com as características dos afloramentos padronizadas (*Z-scores*) (área do afloramento, distância ao afloramento mais próximo, área do afloramento mais próximo, inclinação e exposição) sobre a diversidade verdadeira de cactos (em escala de afloramento), foram avaliados a partir de uma regressão múltipla (*standard least-squares*) pelo método *stepwise*, no programa SYSTAT 12 (SYSTAT..., 2007). Em geral, a colinearidade entre as variáveis independentes não foi severa, o que resultou em correlações sempre baixas ( $r < 0.28$  (GRAHAM, 2003)). Níveis de significância fixados em 0.05 e 0.10, para entrada e saída, foram utilizados no modelo, respectivamente (SOKAL; ROHLF, 1995).

Foi utilizado o particionamento da diversidade (CRIST et al., 2003) para as diversidades verdadeiras de cactos a partir de um desenho amostral aninhado hierarquicamente, incluindo parcelas, afloramentos rochosos e os regimes de manejo. O programa PARTITION 3.0 (VEECH; CRIST, 2009) foi utilizado para decompor o total da diversidade verdadeira regional observada (diversidade gama  $\gamma$ ) ( $q = 1$ , em JOST, 2006) em seus componentes:  $\alpha$  (dentro-de-parcelas),  $\beta_1$  (entre-parcelas),  $\beta_2$  (entre-afloramentos) e  $\beta_3$  (entre-manejos). A significância da partição das diversidades observadas, em relação aos valores esperados, foi avaliada através de 4999 randomizações (*individual-based randomization*).

NPMANOVA foi utilizada, com dissimilaridades de *Bray-Curtis*, para avaliar os efeitos dos fatores ambientais, bem como o efeito do regime de manejo sobre a composição de espécies das comunidades de cactos, em duas escalas espaciais de

grandeza: afloramentos rochosos e parcelas de 1 m<sup>2</sup>. As seguintes variáveis foram utilizadas no modelo: regime de manejo, inclinação, exposição, proporção de rochas soltas, pastejo, área do afloramento, distância ao afloramento mais próximo, área do afloramento mais próximo, cobertura vegetal e cobertura de rocha. Variáveis métricas foram padronizadas em Z-scores. A significância do teste (*pseudo-F ratio*) foi avaliada, utilizando-se 4999 permutações Monte Carlo. Afloramentos foram agregados espacialmente na paisagem (Figura 1), devido à separação dos tipos de manejo. A autocorrelação espacial entre os afloramentos foi, deste modo, um fator de confusão potencial na avaliação do efeito do regime de manejo sobre a composição das comunidades de cactos. Para controlar os efeitos da autocorrelação espacial, utilizou-se *Principal Coordinates of Neighbour Matrices* (PCNM) (BORCARD; LEGENDRE, 2002), visando modelar as estruturas espaciais presentes na matriz de dados. Autovetores (*eigenvectors*) correspondentes a autovalores (*eigenvalues*) positivos foram, então, utilizados como descritores espaciais (covariáveis) no modelo NPMANOVA. PCNM visa reconstruir os padrões espaciais, partindo de relações em uma escala-fina, por decomposição de autovalores de uma matriz Euclidiana truncada de distâncias geográficas entre os locais amostrados (mais detalhes, em: BORCARD; LEGENDRE, 2002; BORCARD et al., 2004). A análise PCNM foi executada a partir da transformação de Hellinger sob a abundância das espécies, no Ambiente de Programação R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009), utilizando-se a função 'quickPCNM' do pacote 'PCNM' versão 1.9 (LEGENDRE et al., 2009).

Análise de espécies indicadoras (*Indicator Species Analysis* ISA) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) foi utilizada como método complementar ao modelo NPMANOVA (McCUNE; GRACE, 2002), a fim de identificar as espécies características em cada regime de manejo, ou seja, aquelas com fidelidade de ocorrência e com concentração de abundância em cada grupo. Valores indicadores (*IV*) variam de zero (nenhuma indicação) a 100 (perfeita indicação). A significância estatística dos *IV's* foi testada a partir de 1000 permutações Monte Carlo, usando-se para tal a função 'duleg' do pacote 'LABDSV' (ROBERTS, D., 2009), no Ambiente de Programação R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009).

Para ilustrar as similaridades na composição de espécies entre os afloramentos e os regimes de manejo foi utilizado o Escalonamento Multidimensional

Não-Métrico (*Non-metric Multidimensional Scaling* NMDS), empregando-se a função 'metaMDS' do pacote 'VEGAN' (OKSANEN, 2010), no Ambiente de Programação R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009). Esta função encontra uma solução estável, usando vários pontos de partida aleatórios, e padroniza o escalonamento do resultado por uma rotação de componentes principais. Isso maximiza a variância dos pontos ao longo do primeiro eixo, de modo que as configurações ficam mais fáceis de serem interpretadas. Foi escolhido um número de dimensões igual a quatro para minimizar o *stress* (maximizar a ordem de correlação entre as distâncias calculadas e as distâncias plotadas no diagrama de ordenação), e o índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade.

### 3 RESULTADOS

Afloramentos apresentaram características distintas entre os regimes de manejo (NPMANOVA,  $F_{1,36} = 2.73$ ,  $P = 0.009$ ). Afloramentos no campo foram significativamente maiores (mediana = 0.84 ha) do que nas plantações de eucalipto (mediana = 0.19 ha). Além disso, uma proporção alta de afloramentos nas plantações foi encontrada em encostas (67%) do que nas áreas de campo (28%). Em geral, os afloramentos estudados ocorreram próximos a outros afloramentos (mediana = 50.0 m) e foram compostos, em sua maior parte, por rochas soltas (mediana = 85%). Além disso, apresentaram uma mediana de 58% de cobertura de rocha (em oposição à cobertura de solo) e uma considerável proporção de cobertura vegetal (mediana = 65%). É interessante ressaltar que 83% dos afloramentos estudados apresentaram face de exposição norte e uma média de 90% de parcelas com sinais de pastejo.

Um total de 2901 indivíduos de cactos rupestres foram amostrados em 2930 parcelas de 1m<sup>2</sup>, nos 36 afloramentos rochosos estudados (cada afloramento, contendo uma comunidade). A riqueza específica foi igual a 10 espécies, entre as quais nove com forma de crescimento globular e apenas uma com forma colunar, sendo todas de tamanho pequeno (Tabela 1). Todas as espécies estudadas foram classificadas pelo governo brasileiro a partir das categorias de ameaça da IUCN (Tabela 1) (RIO GRANDE DO SUL, 2003).

**Tabela 1:** Espécies de cactos (*Cactaceae*) amostradas em campos nativos com pecuária e em meio a plantações de eucalipto, e suas formas de crescimento e *status* de conservação, segundo a lista de espécies da flora ameaçadas de extinção (RIO GRANDE DO SUL, 2003).

<b>Espécies</b>	<b>Forma de Crescimento</b>	<b>Status de Conservação</b>
<i>Frailea gracillima</i> (Lemaire) Britton & Rose	colunar	EN
<i>Frailea phaeodisca</i> (Spegazzini) Spegazzini	globular	CR
<i>Frailea pygmaea</i> (Spegazzini) Britton & Rose	globular	EN
<i>Gymnocalycium denudatum</i> (Link & Otto) Pfeiffer	globular	CR
<i>Parodia concinna</i> (Monville) N. P. Taylor	globular	CR
<i>Parodia erinacea</i> (Haworth) N. P. Taylor	globular	EN

Continua

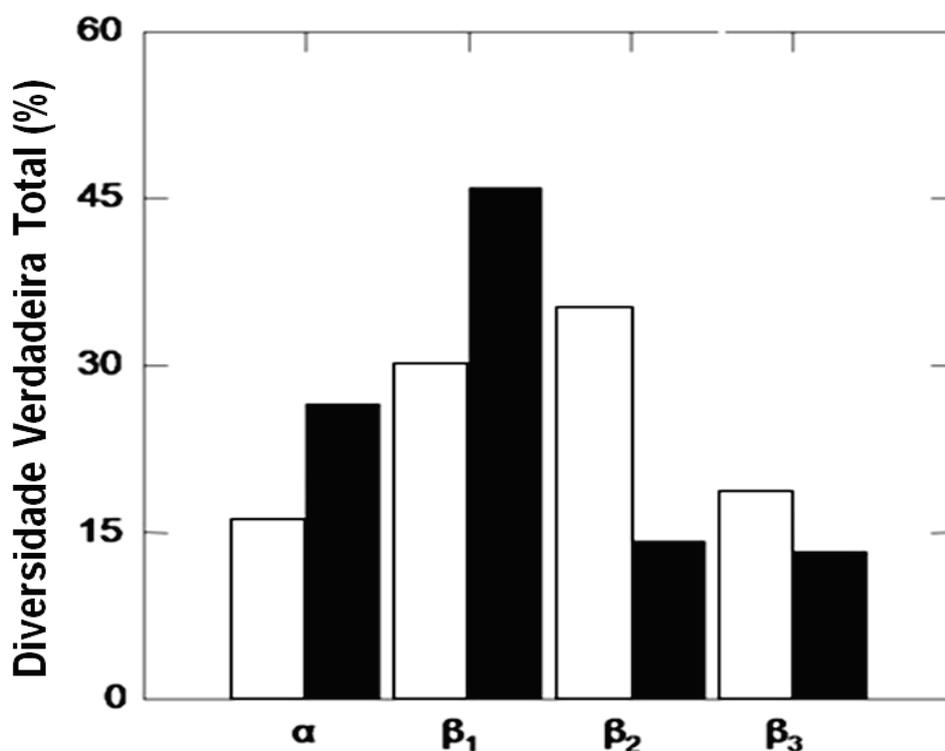
Espécies	Conclusão	
	Forma de Crescimento	Status de Conservação
<i>Parodia langsдорфii</i> (Lehmann) D. R. Hunt	globular	VU
<i>Parodia mammulosa</i> (Lemaire) N. P. Taylor	globular	EN
<i>Parodia ottonis</i> (Lehmann) N. P. Taylor	globular	VU
<i>Parodia scopa</i> (Sprengel) N. P. Taylor	globular	CR

Fonte: Elaborada pelo autor e Souza, A. (2010)

Uma proporção elevada de indivíduos foi encontrada crescendo em fendas de rochas (55.2%,  $\chi^2 = 30.93$ , d.f. = 1,  $P < 0.0001$ ) do que em superfícies rochosas expostas. A maior parte dos indivíduos foi encontrada no solo (68.5%,  $\chi^2 = 398.46$ , d.f. = 1,  $P < 0.0001$ ). Todos os indivíduos crescendo em substratos rochosos (31.5%) foram encontrados diretamente sobre musgos e líquens.

A diversidade gama verdadeira (número efetivo de espécies) foi igual a 7.44 (*Shannon-Wiener's entropy*  $H' = 2.01$ ), e a diversidade alfa verdadeira (na escala de afloramentos) variou de 1.0 ( $H' = 0$ , em afloramentos com apenas uma espécie) a 4.61 ( $H' = 1.53$ ) ( $mean \pm SD = 2.50 \pm 0.97$ ). A diversidade alfa verdadeira (log) foi relacionada positivamente com a área, inclinação e cobertura de rocha dos afloramentos, e relacionada negativamente com a distância ao afloramento mais próximo ( $y_{diversidade} = 0.08(0.43)x_{\text{área}} + 0.07(0.28)x_{\text{inclinação}} + 0.23(0.26)x_{\text{cobertura de rocha}} - 0.12(0.46)x_{\text{distância ao afloramento mais próximo}}$ ,  $F_{1,34} = 5.00$ ,  $P = 0.003$ ,  $R^2 = 0.31$ ). Área do afloramento e distância ao afloramento mais próximo contribuíram mais para o modelo do que inclinação e cobertura de rocha, como é possível visualizar através dos coeficientes de regressão padronizados (na equação acima, entre parênteses).

Mais de 60% da diversidade verdadeira total foi encontrada “entre-parcelas” ( $\beta_1$ , 30.1%) e “entre-afloramentos” ( $\beta_2$ , 35.2%) (Gráfico 1). Os componentes de diversidade “dentro-de-parcelas” ( $\alpha$ , 16.1%) e “entre-manejos” ( $\beta_3$ , 18.6%) compreenderam a menor parte da diversidade verdadeira total. Diversidades observadas foram significativamente diferentes dos valores esperados, e as maiores diferenças foram encontradas entre os componentes  $\beta_2$  e  $\beta_3$  (Gráfico 1).



**Gráfico 1:** Partição multiplicativa da diversidade verdadeira através de quatro escalas espaciais estudadas. Os valores estão expressos como porcentagem da diversidade total explicada por cada nível hierárquico. As partições observadas foram comparadas aos valores esperados da randomização (*individual-based randomization*).  $\alpha$  = dentro-de-parcelas,  $\beta_1$  = entre-parcelas,  $\beta_2$  = entre-afloramentos,  $\beta_3$  = entre-manejos. □ = Valores observados, ■ = Valores esperados.

Fonte: Elaborado pelo autor e Souza, A. F. (2010)

Uma tendência linear foi a única estrutura espacial significativa encontrada na abundância de espécies na escala de afloramentos ( $R^2 = 0.16$ ,  $P = 0.01$ , 999 permutações). Deste modo, a modelagem das estruturas espaciais nos 36 afloramentos estudados gerou apenas uma variável PCNM significativa. Ao todo, fatores ambientais e a estrutura espacial explicaram 41% da variância na abundância de espécies nos afloramentos rochosos. O manejo da terra e a estrutura espacial apresentaram um efeito significativo sobre a estrutura das comunidades de cactos, explicando 11% e 9% da variação total, respectivamente (NPMANOVA, Tabela 2).

**Tabela 2:** MANOVAs Não-paramétricas, com as distâncias de Bray–Curtis, para as comunidades de cactos em afloramentos rochosos inseridos em campos nativos e em afloramentos em meio a plantações de eucalipto no sul do Brasil. Números em negrito indicam valores significativos. As análises foram realizadas em duas escalas (*grain sizes*): afloramentos rochosos inteiros e parcelas de 1 m<sup>2</sup>.

<b>Afloramentos Rochosos</b>						
Efeito	d.f.	SS	MS	F	R <sup>2</sup>	P
Regime de Manejo <sup>1</sup>	1	1.20	1.20	4.29	<b>0.11</b>	<b>0.0004</b>
Área do Afloramento (ha)	1	0.12	0.12	0.44	0.01	0.9036
Área do Afloramento mais Próximo (ha)	1	0.12	0.12	0.44	0.01	0.8900
Distância ao Afloramento mais Próximo (m)	1	0.36	0.36	1.30	0.03	0.2402
Exposição Solar	1	0.25	0.25	0.89	0.02	0.5406
Inclinação	1	0.27	0.27	0.97	0.02	0.4640
Rochas Soltas <sup>2</sup>	1	0.53	0.53	1.88	0.05	0.0616
Cobertura de Rocha <sup>2</sup>	1	0.19	0.19	0.68	0.02	0.7122
Cobertura Vegetal <sup>2</sup>	1	0.25	0.25	0.90	0.02	0.5296
Sinais de Pastejo <sup>2</sup>	1	0.13	0.13	0.47	0.01	0.8798
Estrutura Espacial <sup>3</sup>	2	1.00	0.50	1.79	<b>0.09</b>	<b>0.0374</b>
Resíduos	23	6.42	0.28		0.59	
Total	35	10.84			1.00	
<b>Parcelas</b>						
Efeito	d.f.	SS	MS	F	R <sup>2</sup>	P
Regime de Manejo	1	16.49	16.49	52.65	<b>0.054</b>	<b>0.0002</b>
Área do Afloramento (ha)	1	3.23	3.23	10.32	<b>0.011</b>	<b>0.0002</b>
Área do Afloramento mais Próximo (ha)	1	1.28	1.28	4.07	0.004	<b>0.0004</b>
Distância ao Afloramento mais Próximo (m)	1	3.90	3.90	12.43	<b>0.013</b>	<b>0.0002</b>
Exposição Solar	1	1.79	1.79	5.72	0.006	<b>0.0002</b>
Inclinação	1	2.94	2.94	9.38	<b>0.010</b>	<b>0.0002</b>
Rochas Soltas <sup>4</sup>	1	1.83	1.83	5.85	0.006	<b>0.0004</b>
Cobertura de Rocha	1	2.11	2.11	6.73	0.007	<b>0.0002</b>
Cobertura Vegetal	1	6.40	6.40	20.43	<b>0.021</b>	<b>0.0002</b>
Sinais de Pastejo <sup>4</sup>	1	2.71	2.71	8.65	0.009	<b>0.0002</b>
Estrutura Espacial <sup>3</sup>	38	51.17	1.35	4.30	<b>0.167</b>	<b>0.0002</b>
Resíduos	677	212.01	0.31		0.693	
Total	725	305.85			1	

<sup>1</sup> Campos com pecuária e plantações de eucalipto,

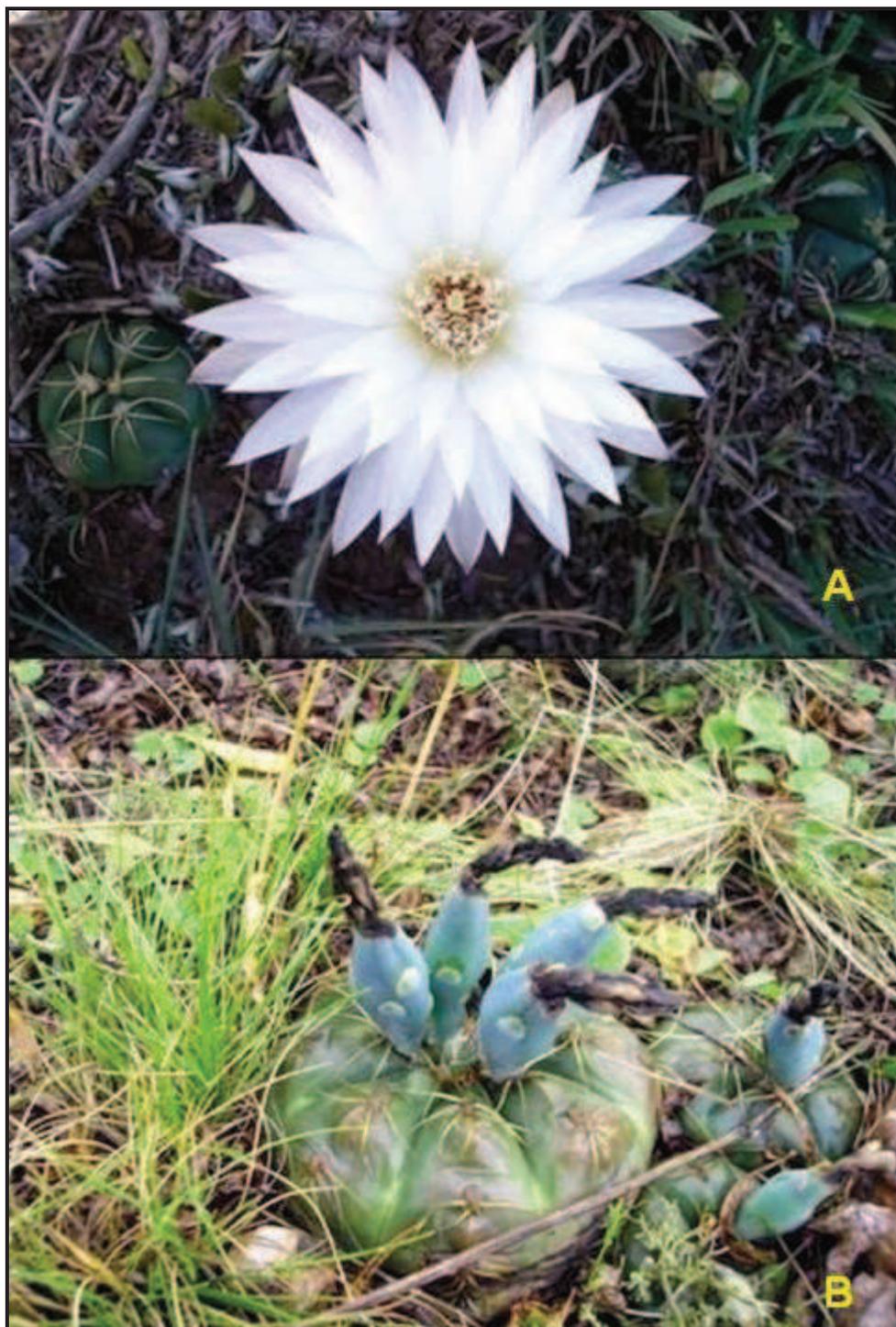
<sup>2</sup> Proporção de parcelas amostradas por afloramento. Veja o texto para explicação detalhada das outras variáveis.

<sup>3</sup> Matriz dos vetores PCNM, descrevendo a estrutura espacial de species.

<sup>4</sup> Presença ou ausência (variável binária).

Duas espécies foram indicadoras dos afloramentos nas áreas de campo nativo [*Gymnocalycium denudatum*, *Indicator Value* = 0.71, *P* = 0.004 (Fotografia 4), e *Parodia langsдорfii*, *IV* = 0.66, *P* = 0.001 (Fotografia 5) ] e duas espécies foram indicadoras dos afloramentos nas áreas de plantação [*Frailea pygmaea*, *IV* = 0.50, *P* = 0.001 (Fotografia 6), e *Parodia erinacea*, *IV* = 0.33, *P* = 0.015 (Fotografia 7) ]. *G. denudatum* (N = 892), com um montante de 30.75% do total de indivíduos amostrados, e *P. langsдорfii* (N= 386, 13.30%) foram as espécies mais abundantes, seguidas por *P. ottonis* (N = 384, 13.23%) e *F. phaeodisca* (N = 379, 13.06%). O primeiro eixo da ordenação NMDS [ solução final com quarto dimensões, *stress* = 7.70 (Gráfico 2) ] refletiu as diferenças na composição de espécies entre os regimes de manejo, com comunidades concentradas à esquerda nas áreas de campo, e comunidades dispersas à direita nas áreas de plantação.

Quando a abundância de espécies foi considerada na escala de parcelas (1 m<sup>2</sup>), a modelagem utilizando-se *detrended data* (remoção da tendência linear dos dados) produziu 34 variáveis PCNM significativas. De modo geral, fatores ambientais e a estrutura espacial explicaram 31% da variância total na abundância de espécies dentro das parcelas (Tabela 2). Todos os fatores ambientais individuais e a estrutura espacial tiveram um efeito significativo na abundância de espécies nesta escala, mas somente quatro desses fatores explicaram mais de 1% da variação nos dados. A estrutura espacial teve o maior efeito (16.7%), seguida pelo regime de manejo (5.4%), pela distância ao afloramento mais próximo (1.2%) e pela área do afloramento (1.1%) (Tabela 2).



**Fotografia 4:** A: Detalhe da flor de *Gymnocalycium denudatum*, espécie indicadora das comunidades de cactos nas áreas de campo nativo.

B: Detalhe de frutos imaturos de *G. denudatum*.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).



**Fotografia 5:** Detalhe da flor de *Parodia langsдорфii*, espécie indicadora das comunidades de cactos estudadas nas áreas de campo nativo.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).



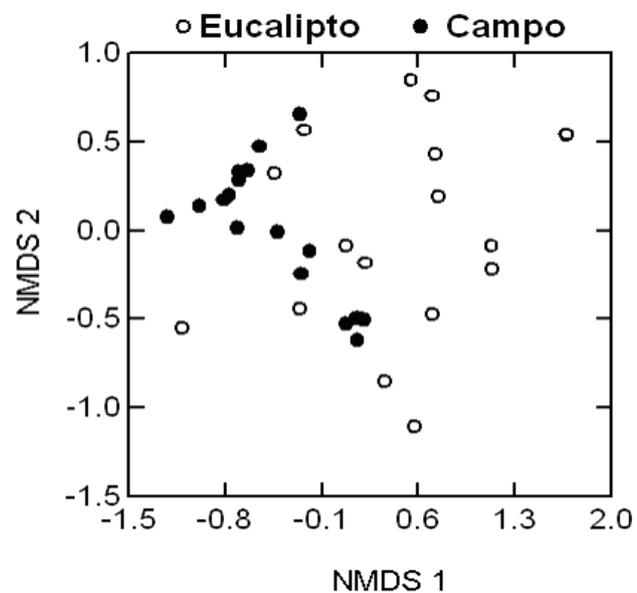
**Fotografia 6:** *Frailea pygmaea*, espécie indicadora das comunidades de cactos nas áreas de plantação de eucalipto, vegetando sobre manto de musgos.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).



**Fotografia 7:** Indivíduos de *P. erinacea*, espécie indicadora das áreas de plantação de eucalipto.

Fonte: Fotografia registrada pelo autor (2010).



**Gráfico 2:** Ordenação NMDS, com as distâncias de Bray-Curtis, para 36 comunidades de cactos estudadas em afloramentos rochosos inseridos em áreas de campo nativo e em áreas de plantação de eucalipto no sul do Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor e Souza, A. F. (2010)

## 4 DISCUSSÃO

A composição e a abundância de espécies de cactos foram autocorrelacionadas espacialmente, com a maioria das estruturas espaciais ocorrendo nas parcelas de 1m<sup>2</sup>, ou seja, dentro dos afloramentos. Além disso, nesta escala de microsite, a maioria dos fatores ambientais medidos mostrou desempenhar algum papel na determinação da abundância de espécies. Afloramentos rochosos são ambientes particularmente áridos, exceto por um curto período após uma chuva ou em microsites onde a água ou o solo podem se acumular (MARTORELL; PATIÑO, 2006). Em uma escala local, comunidades de plantas, que crescem em habitats rochosos, são fortemente estruturadas por limitações no abastecimento de água e pela disponibilidade de microsites adequados para o estabelecimento (FLORES-MARTÍNEZ; EZCURRA; SÁNCHEZ-COLÓN, 1998). Estas limitações ocorrem, porque superfícies rochosas detêm uma combinação de fatores ambientais determinantes, entre os quais: baixa retenção de água, escassez de nutrientes, dificuldades na fixação e germinação de sementes, e uma exposição elevada aos ventos e a insolação em relação às áreas vizinhas, assim como na redução do amortecimento de flutuações ambientais (RIBEIRO; MEDINA; SCARANO, 2007). Em conseqüência, a vegetação de locais expostos mostra distribuição em mosaico associada ou não a depressões rasas bem drenadas ou a depressões rochosas mais profundas e úmidas (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003; MOURELLE; EZCURRA, 1996). O fato de todos os indivíduos de cactos estudados terem sido encontrados diretamente sobre musgos e líquens reforça a importância do papel desempenhado pelas plantas-enfermeiras no sistema estudado. Musgos e líquens constituem armadilhas para as sementes (BURBANCK; PLATT, 1964; McVAUGH, 1943), fornecem sombra, aumentam a umidade e o nitrogênio no solo, e aceleram o processo de formação do solo (BURBANCK; PLATT, 1964; HOULE; PHILLIPS, 1989). A vegetação lenhosa, por sua vez, pode desempenhar efeitos positivos sobre o estabelecimento de cactos, atuando na redução do calor e da dissecação, bem como no incremento de nitrogênio no solo (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003; MARTÍNEZ-BERDEJA; VALVERDE, 2008; MÉNDEZ; GUEVARA; ESTEVES, 2004; VALIENTE-BANUET; GODÍNEZ-ALVAREZ, 2002), mas por outro lado, pode

desempenhar efeitos negativos como na redução do fluxo fóton fotossintético (*PPF*) e no aumento da competição interespecífica por suprimento limitado de água (FRANCO; NOBEL, 1989). A variação na estrutura das comunidades atribuída à presença de rochas soltas também pode estar relacionada a efeitos de rochas-enfermeiras durante a fase de estabelecimento, já que para alguns cactos globosos, interstícios rochosos facilitam a germinação e o estabelecimento de indivíduos (GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003; PETERS; MARTORELL; EZCURRA, 2008).

O papel marginal do efeito do pastejo na abundância de espécies de cactos pode esconder o fato de que as comunidades estudadas têm sofrido o efeito de animais de criação (principalmente bovinos e ovinos), pelo menos, há três séculos (BEHLING et al., 2009). De fato, os sinais de pastejo foram tão difundidos que o efeito reduzido que lhes são imputáveis, provavelmente é resultado do pequeno número de parcelas contrastantes, ou seja, inacessíveis ao pastejo de animais de criação. Pecuária pode ter efeitos complexos sobre a estrutura das comunidades de cactos. Apesar de alguns cactos serem consumidos e pisoteados pelo gado (ROBERTS, T., 2004), alguns outros são pouco afetados pelo gado (BREMENT, 1968). A pecuária pode até desempenhar um efeito benéfico sobre a densidade de cactos que não estão associados às plantas-enfermeiras, quando os mesmos ocorrem em solos cobertos por rochas soltas e cascalho (MARTORELL; PETERS, 2005).

Enquanto que a heterogeneidade de pequena escala na disponibilidade de recursos, nas condições abióticas e nos efeitos enfermeiros, explicaram uma parte considerável da variabilidade na estrutura das comunidades de cactos dentro dos afloramentos rochosos, a limitação em dispersão e os elementos da paisagem e do manejo da terra, por outro lado, parecem ter sido os principais impulsionadores dos padrões de diversidade regional. Na escala regional, entre-afloramentos, a importância relativa da dinâmica da metacomunidade é dependente da prevalência de migração entre as manchas (LEIBOLD et al., 2004). A configuração dos afloramentos rochosos, na escala de paisagem, desempenhou um importante papel na estruturação da diversidade de cactos. A diversidade foi relacionada positivamente com a disponibilidade de área de hábitat, conforme a teoria ecológica em geral (EWERS; DIDHAM, 2006) e os padrões biogeográficos em particular de

cactos na América do Sul (MOURELLE; EZCURRA, 1996). Além disso, a diversidade foi maior nos afloramentos rochosos localizados em platôs do que naqueles em encostas, um padrão que já tinha sido evidenciado em outros estudos (MOURELLE; EZCURRA, 1996; PARKER, 1991; WESCHE et al., 2005) e resultante da maior incidência solar nos planaltos do que nas encostas. No caso dos cactos globosos de tamanho pequeno, que têm baixa capacidade de dispersão e são restritos a afloramentos rochosos, a dinâmica entre manchas é provavelmente restrita aos afloramentos próximos (POREMBSKI, 2007). As condições severas em afloramentos rochosos também implicam numa reduzida riqueza de espécies em geral (MEDINA; FERNANDES, 2007; RIBEIRO; MEDINA; SCARANO, 2007), bem como em dispendiosos mecanismos adaptativos (BROWN; LOMOLINO, 1998). Uma tendência para a diversidade aumentar em afloramentos rochosos depende, entre outros fatores, do grau de umidade, da estabilidade da rocha e da disponibilidade de locais para a germinação das sementes (RIBEIRO; MEDINA; SCARANO, 2007).

Em relação aos valores de diversidade entre-afloramentos ( $\beta_2$ ) e entre-manhejos ( $\beta_3$ ), pode-se inferir que mecanismos subjacentes à distribuição espacial atuaram em duas escalas: entre as manchas, a variação espacial na distribuição das espécies foi maior do que a esperada ao acaso, devido ao movimento restrito entre as manchas, enquanto que no interior das manchas, os processos de difusão acabam por reduzir a variabilidade espacial na distribuição das espécies (ALADOS et al., 2009). Além disso, entre as formas de crescimento de cactos, a diversidade beta ( $\beta$ ) é maior para o crescimento globoso, devido à sua menor capacidade em dispersão de propágulos (MOURELLE; EZCURRA, 1997).

Plantações de eucalipto recentes não reduziram a diversidade de cactos em relação às áreas de campo vizinhas. É possível, no entanto, que os efeitos das plantações sobre a diversidade de cactos demorem mais do que cinco anos para serem detectados, porque os cactos têm um tempo de vida bastante longo (VALIENTE-BANUET; GODÍNEZ-ALVAREZ, 2002; GODÍNEZ-ALVAREZ; VALVERDE; ORTEGA-BAES, 2003). Os resultados mostraram, no entanto, diferenças significativas na abundância de espécies entre as áreas de campo e plantação, mesmo após controlarmos os efeitos da autocorrelação espacial e da área do afloramento. Além disso, a diversidade  $\beta$  significativa entre os regimes de

manejo reforça a idéia de mudanças composicionais dirigidas pelo manejo silvicultural.

Um traço distintivo dos afloramentos rochosos estudados consistiu no fato de que eles foram predominantemente formados por rochas soltas, o que é bem característico em formações sedimentares. Uma quantidade muito maior de solo livre está disponível neste tipo de afloramento do que naqueles constituídos por grandes lajes de rocha ou por grandes blocos ou matacões de rocha. Como consequência, povoamentos de eucalipto têm sido freqüentemente estabelecidos diretamente sobre toda a área do afloramento ou em partes onde o solo é mais profundo (observação pessoal), provavelmente porque o manejo florestal não conseguiu reconhecer eficientemente os agregados soltos de rocha como afloramentos rochosos. Estes agregados, por sua vez, são chamados de “campos rupestres” ou “campos rochosos” em diferentes áreas no Brasil. Nós acreditamos que o tamanho significativamente menor dos afloramentos nas áreas de plantação em relação às áreas de campo vizinhas seja o reflexo da perda e da fragmentação dos mesmos, ocasionadas pelas plantações extensas de eucalipto, ao invés de ser uma característica natural. Afloramentos menores em tamanho, provavelmente estão favorecendo o aumento da variabilidade composicional encontrada nas comunidades de cactos nas áreas de plantação em relação às comunidades de cactos no campo, que são constituídas por espécies aninhadas. O “aninhamento” (*nesting*) ocorre quando as floras de manchas com comunidades pequenas são um subconjunto restrito ou aleatório das floras de comunidades maiores (SILVERTOWN; WILSON, 1994). Silvertown e Wilson (1994) encontraram um aninhamento significativo, em cactos e outras plantas perenes de deserto nas manchas pobres em espécies, as quais não eram uma amostra aleatória daquelas encontradas em outras manchas mais ricas, implicando em um determinismo na ordem de colonização, e ausência de espécies que tendem a ocorrer em pequenas manchas pobres. A diferenciação florística maior encontrada nas plantações, no entanto, deve ser vista com cuidado, já que uma proporção desconhecida dela pode resultar da distribuição disjunta dos afloramentos na paisagem (Figura 1).

Mudanças na abundância de espécies mediadas pelo manejo da terra podem ser conduzidas deliberadamente pela sucessão vegetal em afloramentos rochosos inseridos na matriz de plantações de eucalipto. Afloramentos em campos

periodicamente queimados têm menor avanço da regeneração ou da cobertura do solo (PRICE; RUSSELL-SMITH; EDWARDS, 2003; SIGNELL; ABRAHMS, 2006). Há evidências de que as plantações florestais podem promover a sucessão florestal em ambientes abertos anteriormente, devido à influência das árvores plantadas em condições de microclima do sub-bosque, complexidade estrutural da vegetação e desenvolvimento de camadas de serrapilheira e húmus durante os primeiros anos de crescimento da plantação (BROCKERHOFF et al., 2008). A substituição de áreas de campo por plantações de eucalipto parece aumentar a cobertura vegetal em afloramentos rochosos através da invasão de arbustos, árvores e gramíneas C<sub>3</sub> (HOULE; PHILLIPS, 1989; PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002; POREMBSKI, 2007; SHURE; RAGSDALE, 1977). No sul do Brasil, plantações de árvores comerciais, geralmente não são sistemas silvipastoris, onde pelo menos parte da composição de espécies original permanece, mas sim densas monoculturas que, devido à falta de luz, não permitem o crescimento das plantas de sub-bosque (OVERBECK et al., 2007) ou que apenas manchas reduzidas cresçam (PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002). Nas áreas de plantação de eucalipto, a reduzida densidade de gado e a ausência de ovelhas, podem acelerar a sucessão vegetal (plantas lenhosas) nos afloramentos rochosos.

Mudanças na composição de espécies de cactos nas adjacências das plantações podem envolver outros aspectos de mudança de hábitat. Cactos são particularmente sensíveis a redução da temperatura do ar e da luz, em ou perto de plantações, uma vez que eles são limitados em crescimento pelas baixas temperaturas, e requerem níveis elevados de luz para a absorção de CO<sub>2</sub> líquido e para mantê-lo em níveis positivos (NOBEL; BOBICH, 2002), bem como necessitam de luz para a germinação das sementes (cacto globoso e barril) (VALIENTE-BANUET; GODÍNEZ-ALVAREZ, 2002). Durante a amostragem nas áreas de plantação, visualizamos vários indivíduos infectados por fungos. Infecções fúngicas e bacterianas em cactos são desencadeadas através de condições meteorológicas específicas, como baixas temperaturas e elevada umidade atmosférica, além da presença de uma película de água sobre os tecidos da planta (ZIMMERMANN; GRANATA, 2002). Plantações de eucalipto são conhecidas por alterar a fauna de áreas abertas anteriormente naturais (BROCKERHOFF et al., 2008), o que é capaz de modificar os sistemas de dispersão de *Parodia* e *Gymnocalycium*, que por sua

vez, dependem de formigas nativas típicas de campos nativos (SCHLINDWEIN; WITTMANN, 1995; VALIENTE-BANUET; GODÍNEZ-ALVAREZ, 2002). Espécies do gênero *Frailea*, *Gymnocalycium* e *Parodia* são consideradas plantas melitófilas, ou seja, polinizadas por abelhas oligoléticas solitárias pequenas ou de médio porte, que habitam preferencialmente áreas abertas (campos) e mostram consideráveis especializações interespecíficas com as espécies de cactos estudadas (SCHLINDWEIN, 1995; SCHLINDWEIN; WITTMANN, 1995). De acordo com Schlindwein (1995), as abelhas *Apidae* poliléticas sociais mais comuns tanto nativas (*Mourella*, *Plebeia* e *Trigona*) como exótica (*Apis mellifera*), contribuem pouco para a polinização dos cactos globosos rupestres estudados.

## 5 CONCLUSÃO

Os cactos apresentam características comuns às espécies mais ameaçadas, como densidade populacional baixa e distribuição geográfica restrita (HERNÁNDEZ-ORIA; CHÁVEZ-MARTÍNEZ; SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, 2007). Se estratégias de manejo particulares, diretamente orientadas para a conservação das comunidades de cactos, não forem rapidamente desenvolvidas, plantações de eucalipto no sul do Brasil podem aumentar a lista das atividades econômicas, que têm destruído o habitat preferencial dos cactos raros (BOYLE; ANDERSON, 2002). O presente estudo indica que o manejo conservacionista em plantações deve concentrar-se em afloramentos maiores (WESCHE et al., 2005), uma vez que a diversidade foi relacionada positivamente com a área dos afloramentos. Esta decisão, no entanto, depende de uma reavaliação dos limites dos afloramentos, que por sua vez, deve ser fundamentada no reconhecimento daqueles formados por rochas soltas como “manchas com biota distintiva”, nos planos de manejo das empresas de celulose e papel. Programas de monitoramento de longo prazo são necessários urgentemente para avaliar se a estrutura e dinâmica das populações e comunidades de cactos expõem trajetórias diferentes nas áreas de plantação em relação às populações e comunidades no campo nativo. Além disso, zonas tampão definidas experimentalmente poderiam ser estabelecidas em torno dos afloramentos maiores, a fim de evitar ou reduzir a maior parte dos impactos oriundos da conversão de habitats abertos por monoculturas extensas de eucalipto.

## REFERÊNCIAS

ALADOS, C. L. et al. Do vegetation patch spatial patterns disrupt the spatial organization of plant species? **Ecol. Complex.**, Amsterdam, v. 6, n. 2, p. 197–207, June 2009.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecol.**, Carlton, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.

BEHLING, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 13-25.

BORCARD, D. et al. Dissecting the spatial structures of ecological data at all scales. **Ecol.**, New York,, v. 85, n. 7, p. 1826-1832, 2004

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecol. Model.**, Amsterdam, v. 153, n. 1/2, p. 51–68, July 2002.

BOYLE, T. H.; ANDERSON, E. Biodiversity and conservation. In: NOBEL, P. S. (Ed.). **Cacti: biology and uses**. Los Angeles: University of California Press, 2002. p. 125–141.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales**. Madrid: Blume, 1979.

BREMENT, R. E. Plains pricklypear: relation to grazing intensity and blue grama yield on central great plains. **J. Range Manag.**, Denver, v. 21, p. 83-86, 1968.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodivers. Conserv.**, London, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.

BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeography**. 2<sup>nd</sup> ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1998.

BRUXEL, J.; JASPER, A. A família Cactaceae na bacia hidrográfica do rio Taquari, RS, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 71-79, 2005.

BURBANCK, M. P.; PLATT, R. B. Granite outcrop communities of the piedmont plateau in Georgia. **Ecol.**, New York, v. 45, n. 2, p. 292-306, 1964.

BURIOL, G. A. et al. Clima e vegetação natural do estado do Rio Grande do Sul segundo o diagrama climático de Walter e Lieth. **Cienc. Florest.**, Santa Maria, v. 17, n. 2, p. 91-100, 2007.

CAINE, L. A.; MARION, W. R. Artificial addition of snags and nest boxes to slash pine plantations. **J. Field Ornith.**, New Ipswich, v. 62, n. 1, p. 97-106, 1991.

CARGNIN, A. P. et al. **Atlas sócio-econômico do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Coordenação e Planejamento, 1998.

CECCON, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. **Interciencia**, Caracas, v. 24, n. 6, p. 352-359, 1999.

CHARNEY, N.; RECORD, S. **Vegetarian**: Jost diversity measures for community data. Version 1.2. 04 Aug. 2010. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/vegetarian/vegetarian.pdf>

COUTO, L.; DUBÉ, F. The status and practice of forestry in Brazil at the beginning of the 21st century: a review. **For. chron.**, Ottawa, v. 77, n. 5, p. 817-830, 2001.

CRIST, T. O. et al. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. **Am. Nat.**, Chicago, v. 162, n. 6, p. 734-743, 2003.

CROW, S.; WARE, S. Soil type tolerance in rock outcrop plants: species of non-calcareous substrates. **South. Nat.**, Lubbock, TX, v. 52, p. 120-125, 2007

DIXON, P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. **J. Veg. Sci.**, Knivsta, v. 14, n. 6, p. 927-930, 2003.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicators species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecol. monogr.**, Lawrence, Kan., v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. rev.**, Cambridge, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FLORES-MARTÍNEZ, A.; EZCURRA, E.; SÁNCHEZ-COLÓN, S. Water availability and the competitive effect of a columnar cactus on its nurse plant. **Acta oecol.**, Paris, 19, n. 1, p. 1-8, Jan./Feb. 1998.

FRANCO, A. C.; NOBEL, P. S. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. **J. ecol.**, Oxford, v. 77, p. 870–886, 1989.

GIBSON, A. C.; NOBEL, P. S. **The cactus primer**. Cambridge: Harvard University Press, 1986.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. Espinhaço Range region – Eastern Brazil. In: DAVIS, S. D.; et al. (Ed.). **Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation**. Cambridge: WWF/IUCN, 1997. v. 3, p. 397–404.

GODÍNEZ-ALVAREZ, H.; VALVERDE, T.; ORTEGA-BAES, P. Demographic trends in the Cactaceae. **Bot. rev.**, New York, v. 69, n. 2, p. 173-201, 2003.

GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J. M. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. **Biol. conserv.**, Barking, v. 121, p. 195-206, 2005.

GRAHAM, M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecol.**, New York, v. 84, n. 11, p. 2809-2815, 2003.

HERNÁNDEZ-ORIA, J. G.; CHÁVEZ-MARTÍNEZ, R.; SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, E. Factores de riesgo en las cactaceae amenazadas de una región semiárida en el sur del Desierto Chihuahuense, México. **Interciencia**, Caracas, v. 32, n. 11, p. 728-734. 2007.

HOULE, G.; PHILLIPS, D. L. Seed availability and biotic interactions in granite outcrop plant communities. **Ecol.**, New York, v. 70, p. 1307-1316, 1989.

HUNT, D. **CITES: cactaceae checklist**. Kew: Royal Botanic Gardens, 1999.

HUNT, D.; TAYLOR, N.; CHARLES, G. **International Cactaceae systematics initiative: the new cactus lexicon**. Milborne Port: DH Books, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa da vegetação do Brasil 2004**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod.shtm#MAPAS](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#MAPAS)>. Acesso em: 19 mar. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **RADAMBRASIL:** Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro, 1986. v. 33.

JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biod. conserv.**, London, v. 16, n. 7, p. 2185-2200, 2007.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 113, n. 2, p. 363-375, May 2006.

KRUCKEBERG, A. R. **Geology and plant life:** the effects of landforms and rock type on plants. Seattle: University of Washington Press, 2002.

LEGENDRE, P. et al. **R-Forge'PCNM'**: PCNM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. Version 1.9. 2009. Disponível em: <[http://r-forge.r-project.org/R/?group\\_id=195](http://r-forge.r-project.org/R/?group_id=195)>. Acesso em: 01 mar. 2010.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecol. letters**, Oxford, v. 7, n. 7, p. 601-613, July 2004.

MARTÍNEZ-BERDEJA, A.; VALVERDE, T. Growth response of three globose cacti to radiation and soil moisture: an experimental test of the mechanism behind the nurse effect. **J. arid environ.**, London, v. 72, n. 10, p. 1766–1774, Oct. 2008.

MARTORELL, C.; PATIÑO, P. Globose cacti (*Mammillaria*) living on cliffs avoid high temperatures in a hot dryland of Southern Mexico. **J. arid environ.**, London, v. 67, n. 4, p. 541–552, Dec. 2006.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biol. conserv.**, Barking, v. 124, n. 2, p. 199–207, 2005.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach: MJM Software, 2002.

McVAUGH, R. The vegetation of the granitic flat-rocks of the south-eastern United States. **Ecol. monogr.**, Lawrence, Kan., 13: 119-166. 1943.

MEDINA, B.; FERNANDES, G. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in “Serra do Cipó”, Brazil. **Rev. bras. bot.**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 665-678, 2007.

MÉNDEZ, E. M.; GUEVARA, J. S.; ESTEVES, O. R. Distribution of cacti in *Larrea* spp. shrublands in Mendoza, Argentina. **J. arid environ.**, London, v. 58, n. 4, p. 451–462, Sept. 2004.

MOURELLE, C.; EZCURRA, E. Differentiation diversity of Argentine cacti and its relationship to environmental factors. **J. veg. sci.**, Knivsta, v. 8, n. 4, p. 547-558, Aug. 1997.

MOURELLE, C.; EZCURRA, E. Species richness of Argentine cacti: a test of biogeographic hypotheses. **J. veg. sci.**, Knivsta, v. 7, n. 5, p. 667-680, Oct. 1996.

NABINGER, C. et al. Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p.175-198.

NOBEL, O. S.; BOBICH, E. G. Environmental biology. In: NOBEL, P. S. (Ed.). **Cacti: biology and uses**. Berkeley: University of California Press, 2002. p. 57-74.

OKSANEN, J. **Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan** tutorial. 2010. Disponível em:  
<<http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2010.

OLDFIELD, S. (Comp.). **Cactus and succulent plants: status survey and conservation action plan**. Gland: IUCN, 1997.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. **BioScience**, Washington, v. 51, n. 11, p. 933-938, Nov. 2001.

OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: the south Brazilian campos. **Perspect. plant. ecol. evol. syst.**, Jena, v. 9, n. 2, p. 101-116, Dec. 2007.

PARKER, K. C. Topography, substrate and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert. **J. biogeogr.**, Oxford, v. 18, n. 2, p. 151-163, 1991.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, Katlenburg-Lindau, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

PETERS, E. M.; MARTORELL, C.; EZCURRA, E. Nurse rocks are more important than nurse plants in determining the distribution and establishment of globose cacti (*Mammillaria*) in the Tehuacán Valley, Mexico. **J. arid environ.**, London, v. 72, n. 5, p. 593–601, May 2008.

PILLAR, V. D. P.; BOLDRINI, I. L.; LANGE, O. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 37, n. 6, p. 753–761, jun. 2002

POREMBSKI, S. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Rev. bras. bot.**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 579-586, 2007.

POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant ecol.**, Dordrecht, v. 151, n. 1, p. 19-28, 2000.

PRICE, O.; RUSSELL-SMITH, J.; EDWARDS, A. Fine-scale patchiness of different fire intensities in sandstone heath vegetation in northern Australia. **Int. j. wildland fire**, Rosyn, Wash., v. 12, n. 2, p. 227-236, 2003.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2009. Version 2.9.1. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 15 mar. 2010.

RIBEIRO, K. T.; MEDINA, B. M. O.; SCARANO, F. R. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. **Rev. bras. bot.**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 623-639, out./dez 2007.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 42.099**, de 31 de dezembro de 2002. Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. Porto Alegre, 31 de dezembro de 2002. Disponível em: <[http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid\\_Tipo=TEXTO&Hid\\_TodasNoimas=320&hTexto=&Hid\\_IDNorma=320](http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXTO&Hid_TodasNoimas=320&hTexto=&Hid_IDNorma=320)>. Acesso em: 12 mar. 2010.

ROBERTS, D. W. **Package ‘LABDSV’**: ordination and multivariate analysis for ecology. 2009. Version 1.4. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/labdsv.pdf>>. Acesso em: 28 nov. 2009.

ROBERTS, T. Grazing of livestock on pricklypear after prescribed burning on tobosagrass rangelands. **Resource notes**, Denver, n. 74, p. 1-2, 2004.

ROSA, M. R. (Org.). **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**: atualização - portaria MMA nº 09, de 23 de janeiro de 2007. 2. ed. Brasília: MMA, 2007. v. 1.

SCARANO, F. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Rev. bras. bot.**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 561-568, out./dez. 2007.

SCHLINDWEIN, C. Melittophilous plants, their pollen and flower visiting bees in south Brazil: 2. Cactaceae. **Biociências**, Porto Alegre, v. 3, n. 2, p. 35-71, 1995.

SCHLINDWEIN, C.; WITTMANN, D. Specialized solitary bees as effective pollinators of South Brazilian species of *Notocactus* and *Gymnocalycium* (Cactaceae). **Bradleya**, London, v. 13, p. 25-34, 1995.

SHURE, D. J.; RAGSDALE, H. L. Patterns of primary succession on granite outcrop surfaces. **Ecol.**, New York, v. 58, n. 5, p. 993-1006, Sept. 1977.

SIGNELL, S. A.; ABRAHMS, M. D. Influence of rocky landscape features and fire regime on vegetation dynamics in Appalachian Quercus forests. **J. veg. sci.**, Knivsta, v. 17, n. 5, p. 675-684, Oct. 2006.

SILVERTOWN, J.; WILSON, J. B. Community structure in a desert perennial community. **Ecol.**, New York, v. 75, n. 2, p. 409-417, Mar. 1994.

SOKAL, R.; ROHLF, F. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. New York: WH Freeman, 1995.

SOUZA, A. F. **Mapa de area de estudo**. [S.l.], 2010.

SOUZA, I. F. et al. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalyptus plantations in subtropical South America. **Biodiv. conserv.**, London, v. 19, n. 6, p. 1683-1698, June 2010.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.

SYSTAT Software. Version 12. Chicago: Systat Incorporation, 2007. 1 CD.

VALIENTE-BANUET, A.; GODÍNEZ-ALVAREZ, H. Population and community ecology. In: NOBEL, P. S. (Ed.). **Cacti**: biology and uses. Berkeley: University of California Press, 2002. p. 91-108.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. **Partition**: Software for hierarchical partitioning of species diversity. Version 3.0. 2009. Disponível em: <<http://www.users.muohio.edu/cristo/partition.htm>>. Acesso em: 19 mar. 2010.

WAITE, T. A.; CAMPBELL, L. G. Controlling the false discovery rate and increasing statistical power in ecological studies. **Ecoscience**, Sainte-Foy, v. 13, p. 439-442, 2006.

WESCHE, K. et al. Gradients in dry grassland and heath vegetation on rock outcrops in eastern Germany - an analysis of a large phytosociological data set. **Folia geobot.**, Praha, v. 40, n. 4, p. 341–356, 2005.

ZAR, J. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

ZIMMERMANN, H. G.; GRANATA, G. Insect pests and diseases. In: NOBEL, P. S. (Ed.). **Cacti: biology and uses**. Berkeley: University of California Press, 2002. p. 235-254.