

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

Trabalho de Conclusão em Ciências Biológicas

**Interação entre plantas e fauna de solo em diferentes
fisionomias campestres**



Fernanda Schmidt Silveira

Orientação: Sandra Maria Hartz

Co- Orientação: Gerhard Overbeck

Porto Alegre, dezembro de 2012

A biosfera é uma tapeçaria intrincada de formas de vida que se entrelaçam (O. Wilson, 1986)
O papel dos infinitamente pequenos é infinitamente grande (Louis Pasteur)

Agradecimentos

Há muitas pessoas que de uma forma ou de outra viabilizaram a realização deste trabalho, por isso desde já a todos aqueles que me ajudaram um MUITO OBRIGADA, se eu me esquecer de registrar aqui (em função da síndrome TCC).

Sem o grande apoio da minha orientadora Sandra Hartz esse trabalho não teria nem sido formalizado em papel e seria mais um dos devaneios da Fernanda na graduação. Agradeço sinceramente pela atenção, paciência (e essa teve que ser do tamanho do universo para me aguentar), carinho, tempo dispendido com assuntos além do âmbito acadêmico e por todo incentivo. Agradeço também ao meu co-orientador Gerhard Overbeck pela atenção, ajuda pelas diversas oportunidades oferecidas além do contexto do TCC e múltiplos projetos.

A professora Ilsi Boldrini por despertar a minha grande paixão pelos Campos ao permitir-me assistir sua disciplina das pastagens do pós-graduação em Botânica, influenciando a escolha dessa formação vegetal para o estudo das relações: vegetação e invertebrados do solo. A todos outros professores que foram meus orientadores nessa jornada pela graduação, auxiliando-me a construir as bases que resultaram na elaboração de algum aspecto desse trabalho, desde o “pré-cambriano” do zooplâncton, bioindicação vegetal, fitorremediação, invertebrados do solo até o “holoceno” com as leguminosas. Então agradeço à: Catarina Pedrozzo, Armando Molina, Marisa Azzolini, Maria Luiza Porto, Luciana Podgaiski e Sílvia Miotto.

Agradeço ao pessoal do ECOSCIÊNCIA por permitir a realização do trabalho na área do Morro São Pedro e interesse na pesquisa a ser realizada. Ao Instituto de Biociências pelo apoio logístico, em especial pela disponibilização de veículos. Aos motoristas Mano e Argentino que me levaram até os morros. Aos guardas da Universidade pelo acompanhamento no Morro Santana. Aos meus pais e a minha avó Hélia que são minha bolsa Cnpq, FAPERGS, de fomento a pesquisa e tudo mais, meus maiores patrocinadores. As bibliotecárias do Biociências (Rosa e Dilma) e seu contingente mais expressivo Ardie. Ao pessoal do Herbário ICN pela grande atenção, em especial a Camila, Márcia e Matheus e a professora Mara Ritter, os quais sempre me “abrigaram” quando eu fugia da ecologia.

Aos meus colegas do LEV camp pela grande amizade e ajuda na identificação das plantas, desabafos, “Hora Feliz”, estudos de alemão, “janelas abertas”, festinhas etc., em especial pela amizade da Mariana, Bianca, Camila, Rosângela, Pedro Joel e Pedro Maria. Ao pessoal do LEPEC, onde eu praticamente morei nesse ano de TCC, pela “super paciência” e companhia. Principalmente aos que me acompanharam no início e horas de triagem de colêmbolas nas “férias de verão”, “Jan carretel” e ao “André tataiuco”. Aos meus irmãozinhos de orientadora: Raquel Klein sempre disposta à alegrar-nos, ao “André michel teló” e sua trilha sonora Rammstein e Reggae, Taís, “avelazinha de Itapuã” pela ajuda com o Curriculum, estatística e almoços estressantemente silenciosos, à dona Lucilene pela companhia na madrugada do lab e poemas, à Fernanda Zimmermann e seus ótimos conselhos de apresentação de gráficos, ao Lucas e ajuda com os computadores, à Elise pelos “cafés tiram sono”. Ao meu amigo “briguento” Guilherme Seger pelas discussões e algumas rizadas, altas horas e aconselhamentos, além do compartilhamento das “plantinhas” no prédio onde reinam os “vertebrados”.

A galera do ECOQUA, LAB VEG, LEFF, LECOPAI, PET-UFRGS e LAB FITOGEOGRAFIA, ATBC. Tal como Machado pelas frases de incentivo, Elisa Salengue pelas conversas em alemão, Mark e o som do Maracatu truvão, Fernanda Brum pelas explicações estatísticas, Larissa, Félicia, Ana Clara, Berga, Kátia, Luciana Mancino, Alice, Matheus, Paula, Karine(PET) e ao trio mais divertido da “fito”: Anita, Tamara e Verdi que animaram muitos almoços.

A Esther Pinheiro pela ajuda com identificação das formigas. Ao professor Leandro Duarte e aos pós-graduandos da ecologia que me auxiliaram com as análises estatísticas: Fernanda Brum, Taís Guimarães, Vinícius Bastazini e Fernanda Zimmermann.

Ao pessoal da secretaria do Biociências, as tias do RU e da limpeza.

Sumário

1. Introdução geral.....	5
1.1 Referências bibliográficas.....	11
2. Artigo	17
2.1 Resumo.....	17
2.2 Introdução.....	19
2.3 Materiais e Métodos.....	21
2.4 Resultados e Discussão.....	25
2.5 Referências Bibliográficas.....	36
2.6 Tabelas.....	43
2.7 Figuras.....	47
2.8 Anexos.....	52

Introdução geral

O solo é um hábitat extremamente peculiar em relação aos demais hábitats terrestres, em vista de sua natureza heterogênea, complexa e dinâmica (Moreira & Siqueira, 2006). Segundo Heywood (1995), o solo é extremamente mais biodiverso que o subsistema acima deste e Swift (1999) considera esse hábitat como a última fronteira da biodiversidade terrestre ainda a ser desvendada. Inseridos nesse contexto estão os decompositores, os quais exercem papel essencial para o funcionamento dos ecossistemas, tal como o *turnover* da matéria orgânica e a ciclagem dos nutrientes, fatores chaves na determinação da fertilidade do solo e na absorção de nutrientes pelas plantas (Bradford *et al.*, 2002, Coleman *et al.*, 2004, Wardle *et al.*, 2004, Bardgett & Wardle, 2010). A riqueza desses organismos é tal que Decaens *et al.* (2006) estimaram que a fauna de solo pode constituir mais que 23% de toda diversidade até agora descrita.

Na última década houve um aumento no interesse da denominada diversidade funcional, ou seja, como a diversidade de organismos afeta a comunidade e os processos ecossistêmicos (Wardle, 2006), uma vez que a diversidade é pensada como pré-requisito para manutenção da estabilidade, resistência e resiliência das propriedades ecossistêmicas. A literatura disponível enfatiza a importância funcional da biota do solo como mediadora dos serviços ecossistêmicos; sem eles os ecossistemas rapidamente colapsariam (Hagvar, 1998), visto que estão intimamente relacionados à dinâmica da biota edáfica. Dentre os serviços ambientais estão: fertilidade do solo, prevenção da erosão, ciclagem da matéria orgânica, decomposição de lixo perigosos, controle biológico na agricultura e de patógenos humanos, purificação da água, contribuição na composição da atmosfera (Diana & Moore, 1999 e Daily, 1997), produção primária, formação do solo e regulação climática (Lavelle *et al.*, 2006, Swift *et al.*, 1998).

O entendimento dos mecanismos que determinam a estrutura da comunidade da fauna de solo é importante para conservação de toda essa fauna e dos processos que realizam (Osler *et al.*, 2006), como por exemplo os estudos das interações entre comunidade vegetal e fauna de solo (Lawton, 1999). Porém, tradicionalmente, os componentes ecossistêmicos “*belowground*” e “*aboveground*” tem sido considerados isoladamente (Wardle *et al.*, 2004), apesar das evidências mostrarem que as comunidades e os processos ecossistêmicos estão intrinsicamente ligados e os feedbacks entre esses subsistemas tem implicações importantes

para a estrutura das comunidades e funcionamento ecossistêmico (Wardle, 2006, van der Putten *et al.*, 2009).

Em função da necessidade de uma abordagem integrada dos subsistemas “*aboveground*” e “*belowground*”, atualmente há uma literatura crescente e abrangente que examina como a diversidade e composição vegetal podem influenciar a estrutura e diversidade das comunidades do solo e seu funcionamento (Wardle *et al.* 2004; Wardle, 2005). Enquanto estudos com remoção de plantas suportam a visão de que mudanças na comunidade vegetal tem pouco impacto na composição média da comunidade edáfica (Wardle, 1999), outros focados na diversidade vegetal mostram que espécies vegetais ou grupos funcionais tem efeitos distintos sobre componentes específicos da comunidade do solo (Porazinska *et al.* 2003, Zak *et al.*, 2003, De Deyn *et al.* 2004, Viketoft *et al.*, 2009), uma vez que os vegetais como produtores determinam a quantidade de carbono que entra na cadeia alimentar, tendo qualquer mudança na diversidade e biomassa vegetal repercussão na diversidade e abundância de organismos dos níveis tróficos superiores (Tilman *et al.*, 1996, Wardle, 2002, Loreau *et al.*, 2002). Alguns experimentos em laboratório tem mostrado que o crescimento de certas espécies vegetais no solo pode influenciar o tamanho da biomassa microbiana e selecionar comunidades de microrganismos específicos na rizosfera.

Teoricamente há vários caminhos pelos quais a diversidade vegetal pode influenciar a biota do solo e suas atividades (Wardle & van der Putten, 2002, Wardle, 2005). O aumento da riqueza vegetal pode afetar positivamente a diversidade da fauna de solo com o aumento da heterogeneidade, seja em termos estruturais fundamentado nas características morfológicas, seja de ordem química, ligado às propriedades da serapilheira, exsudatos, tipo de tecido vegetal, e outros. Essas diferenças talvez resultem na disponibilização de nichos e sustentação de assembleias diversas, como também da decomposição e mineralização da matéria orgânica (Bardgett, 2009).

Sabe-se que os invertebrados decompositores significativamente afetam a performance vegetal, tendo as mudanças na densidade e diversidade dessa biota grande impacto na produtividade e composição da comunidade vegetal (Sabais *et al.*, 2011). Entretanto, há pouco conhecimento na relação entre diversidade vegetal (subsistema “*aboveground*”) e diversidade do subsistema “*belowground*”, representado principalmente pela comunidade decompositora (Gastine *et al.*, 2003, Hedlund *et al.*, 2003). Além disso, não há estudos com delineamento amostral em ecossistemas naturais direcionados para a verificação da

problemática das espécies vegetais como determinantes da riqueza de organismos de solo (St. John *et al.*, 2006). Os poucos trabalhos que abordam essa questão são feitos em laboratório (De Deyn *et al.*, 2003), em condições de manipulação de “*field-plots*” (Wardle *et al.*, 1999, 2004, De Deyn *et al.*, 2004), em áreas alteradas (Korthals *et al.*, 2001, St. John *et al.*, 2002, Huhta & Niemi, 2003) ou ainda se utilizam de apenas certos grupos taxonômicos e grupos funcionais (Wardle *et al.*, 1999, Porazinska *et al.*, 2003).

Recentemente a composição vegetal recebeu destaque na predição das assembleias de artrópodes, relacionando a composição de espécies vegetais como determinante das condições microclimáticas e sua representatividade como resultado das condições ambientais (Schaffers *et al.*, 2008). Eisenhauer *et al.* (2011) examinaram os efeitos da diversidade e composição de espécies de *Collembola* na decomposição do *litter* e a performance da comunidade vegetal de diferentes grupos funcionais (gramíneas, legumes, e *forbs*) e encontraram que a biomassa de gramíneas diminui com o aumento da diversidade de colêmbolos tanto na superfície do solo quanto em profundidade.

Os ecossistemas campestres cobrem uma vasta área, ocupando 41-56x 106 km², ou 31-43 % da superfície da terra, espalhados por todos os continentes, exceto Antártica, diferenciados quanto à composição e fisionomias dependendo das variações regionais e locais do clima, geologia, umidade do solo e regimes de distúrbio (Gibson, 2009). Milner & Huges (1968) propuseram além de uma definição florística, uma estrutural para os campos, assumindo que esses se caracterizam pela maior frequência de plantas herbáceas, das quais as gramíneas dominam a fisionomia e baixa frequência de plantas lenhosas. Processos importantes que estruturam as fisionomias campestres e são responsáveis para a manutenção deste ecossistema são, muitas vezes, o pastejo por grandes mamíferos e a ocorrência de fogo.

As formações campestres são de alta importância para a humanidade, sendo o tipo de vegetação mais ameaçado do planeta (Gibson, 2009). Enquanto as florestas são consideradas remanescentes primários da paisagem, os biomas campestres têm sido vistos, em muitas regiões do mundo e especialmente nos trópicos, como áreas degradadas, estágios sucessionais secundários, negligenciados pelos cientistas na priorização de projetos para conservação (Dalfelt *et al.*, 1996, Overbeck *et al.*, 2007, Bond & Parr, 2010). Além disso, a perda das florestas tropicais e de sua diversidade é de amplo conhecimento público, por outro lado a conversão da vegetação campestre em lavouras e plantações florestais procede com pouca oposição (Bond & Parr, 2010). Sendo um dos motivos pelos quais os campos têm sido usados

como sistemas modelo para investigar as consequências da perda da biodiversidade (Tilman, 1996, Hector *et al.*, 1999).

No Rio Grande do Sul (RS), os campos são as formações fitoecológicas predominantes, cobrindo 62,2% da superfície do Estado (Cordeiro & Hasenack, 2009), distribuídos em dois biomas distintos: Pampa e Mata Atlântica (IBGE, 2004). Fitogeograficamente fazem parte de dois domínios biogeográficos, o Amazônico e o Chaquenho (Cabrera & Willink, 1980).

A história dos campos no sul do Brasil, incluindo sua origem, desenvolvimento e distribuição, composição e biodiversidade, assim como o papel do pastejo, do fogo e do impacto humano, têm sido estudadas em maior detalhe nos últimos anos (por ex., Behling *et al.*, 2009). Os campos são considerados uma formação relictual, que foi dominante durante o Pleistoceno no sul do Brasil, num clima mais frio e seco (Behling, 2002). Além disso, destaca-se o avanço do conhecimento sobre a flora campestre nos últimos anos (Boldrini *et al.*, 2010), atualmente estima-se 2.600 espécies campestres (Boldrini *et al.* em preparação)

A vegetação que compõe os campos do RS é caracterizada fisionomicamente pelas gramíneas, que constituem o grupo dominante nesses ecossistemas, entretanto outras famílias apresentam alta contribuição de espécies como as compostas, leguminosas, ciperáceas e juncáceas (Boldrini, *et al.*, 2010). Entre as principais funções atribuídas aos campos nativos está a manutenção da biodiversidade que se traduz em diversos serviços ambientais úteis ao homem, tais como a polinização, estabilização de ecossistemas, recursos genéticos (White *et al.*, 2000 , Bilenca & Miñarro, 2004, Bugalho & Abreu, 2008).

A diversidade de organismos do solo em formações campestres é muito rica. Em geral os nematódeos, microartrópodes e anelídeos são os mais abundantes em termos de número e biomassa (Bargett & Cook, 1998). Contudo, o nível geral de conhecimento sobre os invertebrados terrestres dos Campos do RS é precário, estando abaixo do “ruim”, segundo julgamento de especialistas consultados para avaliar o estado do conhecimento da biodiversidade brasileira (Lewinsohn, 2006). Em consequência, muito pouco pode ser dito a cerca da riqueza, composição e peculiaridade dos diversos grupos de invertebrados campestres do sul do Brasil, ainda que tais grupos representem a maior parte da biodiversidade dos Campos Sulinos, assim como de qualquer outro ecossistema terrestre do planeta (Bencke, 2009).

No contexto do Bioma Pampa está inserida a cidade de Porto Alegre, apresentando uma vegetação de elevada relevância sob o ponto de vista florístico, em vista da conhecida transição de floras de diferentes formações fitogeográficas da América do Sul, citadas por Cabrera & Willink (1973) e Porto & Menegat (1999). A cadeia de morros graníticos presentes nesta cidade se localiza na região fisiográfica da Depressão Central (Fortes, 1959), abrigando os últimos remanescentes de vegetação natural do município (Ferreira, 2010). A cobertura vegetal natural dessas formações graníticas é composta basicamente do mosaico de floresta e campo (Boldrini *et al.*, 1998, Brack *et al.*, 1998 e Rambo, 1954), acolhendo uma flora de composição única, devido a uma convergência de formações geológicas e influências florísticas (Ferreira, 2010). Segundo Aguiar *et al.* (1986), as espécies campestres dos morros de Porto Alegre constituem o dobro das espécies florestais. Ferreira (2010) estudou a distribuição de 19 espécies raras restritas à cadeia de morros, constatando que apesar da grande alteração de alguns morros, ainda estão consideravelmente conservados. Setubal & Boldrini (2011) compilaram a ocorrência de 737 espécies de angiospermas nativas para os campos de Porto Alegre. Esse número corresponde a 28% das cerca de 2.600 espécies campestres com registro conhecido atualmente para o RS (Boldrini *et al.* em preparação) e o dobro de espécies florestais para o município.

Setubal (2010) propôs uma classificação dos diferentes campos do Morro São Pedro, fundamentada na existência de um gradiente relacionado ao nível de hidromorfia da área. Reconheceu quatro comunidades “in situ” designadas (Fig.1): campos xerófilos (campos rupestres), campos mesófilos (campos secos), campos higrófilos (campos úmidos) e campos hidrófilos (banhados). Além destas, outras duas comunidades de caráter transicional foram especificadas: campos meso-xerófilos e campos meso-higrófilos. O mesmo autor realizou um inventário florístico, no Morro São Pedro, registrando a ocorrência de 497 táxons de angiospermas nativas, distribuídos em 66 famílias e 238 gêneros. As famílias com maior número de espécies foram Asteraceae (110), Poaceae (90), Fabaceae (47), Cyperaceae (38), Rubiaceae (17), Verbenaceae (15) e Apiaceae (14), correspondendo a 66,5 % de todas as espécies do levantamento. Somente as três primeiras famílias correspondem a 51% do total de espécies registradas (Setubal, 2011).

Estas diferenças nas comunidades vegetais fez suscitar a pergunta se haveria também comunidades de artrópodes de solo diferenciadas. Com isso, este estudo buscou responder:

- **Diferenças na composição e estrutura da vegetação campestre estão relacionadas com a comunidade de invertebrados do solo?**

O artigo a seguir está organizado segundo as normas (com algumas modificações) da Revista Brasileira de Biociências.



Figura 1. As principais formações campestres encontradas no morro São Pedro são os campos rupestres (A), campos secos (B), campos úmidos (C) e campos banhados (D). Modificado de Setubal (2010).

Referências bibliográficas

- AGUIAR, L. W., MARTAU, L., SOARES, Z. F., BUENO, O. L., MARIATH, J. E. A. & KLEIN, R. M. 1986. Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série. Botânica*, 34: 3-38.
- BARDGET, R.D. 2009. *The Biology of Soil: a community and ecosystem approach*. Oxford University Press, New York, USA. 254p.
- BARDGETT, R.D., WARDLE, D., 2010. *Aboveground Belowground Linkages, Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change*. Oxford Series in Ecology and Evolution. New York: Oxford University Press.320p.
- BARDGETT, R.D., COOK, R., 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 20: 263-276.
- BEHLING, H., JESKE-PIERUSCHKA, V. SCHÜLER, L., PILLAR, V.P. 2009. *Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário*. In: Pillar, V. P., Müller, S.C., Castilho, Z. M.S., Jacques, A.V.A (eds). Campos Sulinos. MMA, DF, Brasília.
- BEHLING, H. 2002. South and southeast Brazilian grassland during Late Quaternary times: a synthesis. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 177: 19-27.
- BENCKE, G. A.2009. *Diversidade e Conservação da fauna dos campos do sul do Brasil*. In: Pillar, V. P., Müller, S.C. Castilhos, Z. M.S., Jacques, A.V. A (Ed.) Campos Sulinos.MMA, DF, Brasília.
- BILENCA, D.N & MIÑARRO F.O.2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BOLDRINI, I.I, MIOTTO, S.T.S., LONGHI-WAGNER, H.M., PILLAS, V.D., MARZALL, K.1998. Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre,RS, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 12:89-100.
- BOLDRINI, I.I. 2002. Campos Sulinos: caracterização e biodiversidade. In: Araújo, E.L.; Noura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S. & Carneiro J.M.T. (Ed.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da Flora do Brasil Recife,p.95-97.
- BOLDRINI, I. I. ; FERREIRA, Pedro; ANDRADE, B. O. ; SCHNEIDER, Â. A.; SETUBAL, R. B.; TREVISAN, R.; FREITAS, E. M. 2010. Bioma Pampa diversidade florística e fisionômica. 1. ed. Porto Alegre: Pallotto.64p.
- BOND, W. J & PARR. C. 2010.Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* , 143:2395-2404.
- BRACK, P., RODRIGUES R.S, LEITE, S, L, C. 1998. *Morro do Osso: um santuário cercado pela cidade*. In: Menegat R., Porto ML et al.(Ed.). Atlas Ambiental de Porto Alegre. Porto Alegre: UFRGS, 80p.
- BRADFORD, M.A., JONES, T.H., BARDGETT, R.D., BLACK, H.I.J., et al. 2002. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science* 298, 615 - 618.

- BUGALHO M.N.& ABREU J.M. 2008. The multifunctional role of grasslands In: C. Porqueddu & M.M. Tavares de Sousa (Ed.). Sustainable Mediterranean Grasslands and Their Multifunctions. *Option Méditerranéennes*, 79: 25-30.
- CABRERA, A.L. & WILLINK, A., 1973. *Biogeografia de America Latina*. Washington, D.C.: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, 121p.
- CABRERA, A.L., WILLINK, A., 1980. *Biogeografia da America Latina*, 2 ed. OEA, Washington.
- COLEMAN, D.C., CROSSLEY JR., D.A., HENDRIX, P.F. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*, 2nd ed. San Diego, CA: Elsevier Academic Press.
- CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H.2009. *Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul*. In: Pillar, V. D.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S.; Jacques, A. V. A. (Ed.) Campos Sulinos conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2009. p. 285 - 299.
- DAILY, G.C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island, Washington, p. 93–112.
- DALFELT, A., NÆSS, L.O., SUTAMIHARDJA, R.T.M. & GINTINGS, N. 1996. *Feasibility study on: reforestation of degraded grasslands in Indonesia as a climate change mitigation option*. Center for International Climate and Environmental Research – Oslo (CICERO). 128 p.
- DE DEYN, G. B., RAAIJMAKERS, C.E., ZOOMER,H.R., BERG,M.P., DE RUITER,P.C.,VERHOEF,H.A., BEZEMER,T.M.,VAN DER PUTTEN ,W.H. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature*, 422: 711-713.
- DE DEYN, G.B., RAAIJMAKERS, C.E., VAN RUIJVEN, J., BERRENDEES, F., VAN DER PUTTEN, W.H., 2004. Plant species identity and diversity effects on different trophic levels of nematodes in the soil food web. *Oikos*, 106:576–586.
- DECAËNS, T. JIMÉNEZ, J.J GIOIA C, MEASEYB, G.J., LAVELLE, P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42, 23-38.
- DIANA,H. A &MOORE, J. C., 1999. Interactions Underground. Soil biodiversity, mutualism and ecosystem processes. *Bioscience*, 49(2):109-117.
- EISENHAUER, N, SABAIS, A.C.W. & SCHEU, S.2011.*Collembola* species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biology and Biochemistry*. 43:1697-1704.
- FERREIRA, P. M. A. 2010. *Flora campestre rara, endêmica e ameaçada dos morros graníticos de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Botânica) Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre UFRGS 2010.
- FORTES, A.B, 1959. *Geografia do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Globo, 393p.
- GASTINE, A, SCHERER-LORENZEN M., LEADLEY P.W. 2003. No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Applied Soil Ecology*, 24: 101–111.

- GIBSON, D.J. 2009. *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford, UK: Oxford University Press .305p.
- HAGVAR, S., 1998. The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils. *Applied Soil Ecology*, 9 (1-3): 1-7.
- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M. C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, P. G., et al. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286:1123–1127.
- HEDLUND, K., SANTA REGINA, I, VAN DER PUTTEN, W.H., LEPS, *et al.* 2003. Plant species diversity, plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncrasy or above-belowground time lags. *Oikos*, 103: 45–58.
- HEYWOOD, V.H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- HUHTA, V. & R. NIEMI. 2003. Communities of soil mite (Acarina) in planted birch stands compared with natural forests in central Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 33:171–180.
- IBGE, 2004. *Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil*. Disponível em < URL. www.ibge.gov.br > Acesso em novembro de 2011.
- KORTHALS, G.W., SMILAUER, P., VAN DIJK, C. & VAN DER PUTTEN, W. H. 2001. Linking above- and below-ground biodiversity: abundance and trophic complexity in soil as a response to experimental plant communities on abandoned arableland. *Functional Ecology* 15:506–514.
- LAVELLE, P., DECAENS, T., AUBERT, M., BAROT, S. *et al.* 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42:3-15.
- LAWTON, 1999 Are there general laws in ecology? *Oikos*, 84(2): 177-192.
- LEWINSOHN, T.M (Ed).2006. Avaliação do estado de conhecimento da biodiversidade brasileira. MMA Brasília. (Série Biodiversidade, 15).
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning Synthesis and Perspectives*. New York: Oxford University Press.
- MILNER, C. & HUGHES, R. E.1968. *Methods for the measurement of the primary production of grasslands*. Oxford: Blackwell Scientific.
- MOREIRA, F.M. S & SIQUEIRA, J.O. 2006. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: Editora UFLA.
- OSLER, H.R *et al.*, 2006 .Changes in oribatid mite community structure associated with the succession from heather (*Calluna vulgaris*) moorland to birch (*Betula pubescens*) woodland? *Pedobiologia*, 50:323–330.
- OVERBECK, G.E, MUELLER, S.C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.P., BLANC O, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R. , FORNECK, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9:101–116.

- PORAZINSKA, D.L., BARDGETT, R.D., BLAAUW, M.B., HUNT, H.W., PARSONS, A.N., SEASTEDT, T.R. WALL, D.H., 2003. Relationships at the aboveground–belowground interface: plants, soil biota, and soil processes. *Ecological Monographs*, 73: 377–395.
- PORTO, M.L. & MENEGAT, R. 1999. Mapa da vegetação natural potencial. In : Menegat, R.; Porto, M.L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L.A.D. Atlas Ambiental de Porto Alegre. Porto Alegre: Ed.UFRGS.p.51-52.
- RAMBO, B., 1954. Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6:9-111.
- SABAIS, A.C.W., SCHEU, S., EISENHAUER, N. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of *Collembola* in temperate grassland. *Acta Oecologica* 37:195-202
- SCHAEFFERS, A. P., RAEMAKERS, I. P., SYKORA, K. VAND TERBRAAK. C. J. F. 2008. Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology*, 89 (3): 782–794.
- SETUBAL, R.B, 2010. *Vegetação campestre subtropical de um morro granítico no sul do Brasil, Morro São Pedro, Porto Alegre, RS*. Dissertação de mestrado (Dissertação de Mestrado), Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.
- SETUBAL, R. B., BOLDRINI, I. I., FERREIRA, P.M.A. 2011. Campos dos Morros de Porto Alegre. Igré Associação Sócio-Ambientalista. Porto Alegre, 254p.
- ST. JOHN, M. G., BAGATTO, G., BEHAN-PELLETIER, V., LINDQUIST, E. E., SHORTHOUSE, J. D. & I. M. SMITH., I. M. 2002. Mite (Acari) colonization of vegetated mine tailings near Sudbury, Ontario Canada. *Plant and Soil*, 245:295–305.
- ST. JOHN, M.G., WALL, D. H & BEHAN-PELLETIER, V.M. 2006 .Does plant species co-occurrence influence soil mite diversity. *Ecology*, 87(3): 625-633.
- SWIFT, M. J., ANDRÉN, O., BRUSSAARD, L., BRIONES, M., *et al.* 1998. Global change, soil biodiversity, and nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: three case studies. *Global Change Biology*, 4 (7): 729-743.
- SWIFT, M.J., 1999. Towards *the second paradigm: integrated biological management of soil* In: Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de plantas. UFLA, Lavras, Brasil. p.11-24.
- TILMAN D, WEDIN D, KNOPS J .1996 Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379: 718–720.
- VAN DER PUTTEN, W.H., BARDGETT, R. D., RUITER, P. C., HOL, W. H. G K. *et al.* 2009. Empirical and theoretical challenges in aboveground–belowground ecology. *Oecologia*, 161 (1): 1-14.
- VIKETOFT, M., J. BENGTTSSON, B. SOHLENIUS, M. P. BERG, O. PETCHEY, C. PALMBORG, AND K. HUSS-DANELL. 2009. Long-term effects of plant diversity and composition on soil nematode communities in model grasslands. *Ecology*, 90:90–99.
- WARDLE, D.A. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press.

- WARDLE, D. A. 1999. Is ‘‘sampling effect’’ a problem for experiments investigating biodiversity–ecosystem function relationships? *Oikos*, 87: 403–407.
- WARDLE, D. A., BARDGETT, R. D., KLIRONOMOS J. N., SETALA, H., VAN DER PUTTEN, W. H. & WALL, D. H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304:1629–1633.
- WARDLE, D.A, BONNER, K. I., BARKER, G.M. *et al.* 1999. Plant removals in perennial grassland: vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. *Ecological Monographs*, 69(4):535–568.
- WARDLE, D.A. 2005. *How plant communities influence decomposer communities*. In: Bardgett, R.D., Usher, M.D., Hopkins, D.W.(Ed.). *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 119–138.
- WARDLE, D.A. 2006. The influence of biotic interaction on soil biodiversity. *Ecology Letters* 9, 870–886.
- WARDLE DA, VAN DER PUTTEN WH. 2002. Biodiversity ecosystem functioning and aboveground–below-ground linkages. In: M Loreau, S Naeem, P Inchausti. *Biodiversity and Ecosystem Functioning—Synthesis and Perspectives*, (Ed.). Oxford: Oxford Univ.Press. p. 155–68.
- WHITE, R., MURRAY S. & ROHWEDER M.2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems-Grasslands ecosystems* . World Resources Institute- WRI, Washington .
- ZAK, D. R., HOLMES, W. E. , WHITE, D. C., PEACOCK, A. D. & TILMAN, D. 2003. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? *Ecology*, 84(8): 2042–2050.

Artigo

Diferenças na composição e estrutura da vegetação campestre estão relacionadas com a comunidade de invertebrados do solo?

Resumo: Estudos recentes reconhecem que a composição vegetal prediz as assembleias de artrópodes de solo (chamado regulação *bottom-up*). Dado que estudos com essa temática para os campos sulinos são escassos, o objetivo deste trabalho foi responder se a distinção em três comunidades campestres fundamentadas nas diferenças de composição e estrutura vegetal afetam a composição, abundância e diversidade da fauna de solo. Escolheram-se três fisionomias campestres: campos secos, úmidos e rupestres em três morros graníticos de Porto Alegre (29°057' a 30°16' S - 51°01' a 51°16' W), nos quais para cada fisionomia foram demarcadas 4 parcelas de 1x1m para levantamento da composição e estrutura da vegetação e obtenção dos invertebrados. Utilizou-se três métodos de amostragem para a fauna de solo: *pitfall*, solo e coleta de serapilheira. A abundância de 5 grupos de invertebrados do solo em cada fisionomia foi calculada e quando possível identificou-se os indivíduos até o menor nível taxonômico. As diferentes fisionomias foram comparadas com ANOVA e MANOVA, tanto considerando a vegetação, quanto os artrópodes. A relação entre ambas as comunidades foi analisada através de Análise de Variância, teste de Mantel e CCA. A abundância de invertebrados foi significativamente diferente entre as fisionomias somente para os dados das armadilhas de *pitfall* ($p \leq 0,05$), indicando que há mais invertebrados nos campos rupestres. O teste de Mantel indicou uma correlação positiva entre as matrizes de similaridade vegetal e de invertebrados capturados pelas armadilhas de *pitfall* ($p \leq 0,01$). Apenas o primeiro eixo da Análise de Correspondência Canônica foi significativo, relacionando algumas espécies vegetais com a abundância de ácaros. Apesar dos resultados acima, a composição vegetal analisada foi pouco relevante como determinante da abundância e composição da comunidade de invertebrados do solo, sugerindo que uma regulação *top-down* deva ser mais

efetiva na comunidade de invertebrados do solo que a regulação, previamente esperada, *bottom-up*.

Palavras-chave: comunidades, vegetação, fauna de solo.

Abstract: (Differences on grasslands vegetation composition and structure have implications on soil invertebrate's communities?) Recently studies recognize the plant composition as a good proxy of arthropods assemblages (called bottom-up regulation). As research on this topic is scarce for South Brazilian grasslands, the goal of this work was to answer if the distinction between three grassland communities based on differences in vegetation composition and structure is also reflected in abundance, composition and diversity of soil fauna. We chose three grassland physiognomies: dry grassland, wet grassland and grassland with rock outcrops. On three granitic hills of Porto Alegre (29°05' to 30°16' S - 51°01' to 51°16' W) RS, Brazil four plots of 1x1m were installed in each physiognomy. We used three sampling methods: pitfall traps, soil and litter samples. The abundance of five groups of soil fauna in each physiognomy was calculated and the individuals were identified to the highest taxonomic resolution as possible. Moreover the composition and structure of the grassland plant communities were sampled. After characterizing both the plant and the arthropod communities in relation to composition and structure, we performed a Mantel test and CCA, in order to investigate the relation between the two types of variables. Invertebrate abundances differed between grassland physiognomies only when using the pitfall method ($p \leq 0,05$), revealing that there were more invertebrates on rock outcrops and in dry grasslands than in wet grasslands. Likewise, the Mantel test indicated a positive and meaningful correlation between plant composition and invertebrates only for pitfall methodology ($p \leq 0,01$). Only the first axis of the CCA was meaningful, relating some vegetal species with the abundance of *Acari*. A higher taxonomic resolution did not result in patterns different of those found with abundance. The vegetal attributes analyzed in general were little relevant as

determinant of abundance and composition of invertebrate soil community. This suggests that *top-down* regulation is more effective on soil invertebrates community than the *bottom-up* regulation previously expected.

Keywords: communities, vegetation, soil fauna

Introdução

As comunidades do solo tem alta diversidade de organismos comparada às comunidades acima do solo, garantindo certa resiliência em vista da complexidade de interações diretas e indiretas (Wardle *et al.*, 2004). Os invertebrados membros da comunidade decompositora representam a maior parte dos animais terrestres (Hansen, 2000) e a diversidade dessa fauna em formações campestres é muito rica. Em geral, os nematódeos, microartrópodes e anelídeos são os grupos mais abundantes tanto em número quanto em biomassa (Bardgett & Cook, 1998). Entretanto, as interações entre os organismos do solo e os processos que mantém essa alta diversidade e resiliência nesse componente é pouco conhecida (Wardle, 2006). Há muitos estudos que ressaltam as relações positivas entre a diversidade de plantas e produtividade abaixo do solo (Naeem *et al.*, 1994; Roscher *et al.*, 2005), contudo, estabelecem-se lacunas quanto ao entendimento dos efeitos da diversidade de plantas sobre a estrutura e composição das comunidades do solo (Koricheva *et al.*, 2000; Gastine *et al.*, 2003; Hedlund *et al.*, 2003).

O conhecimento precário sobre os invertebrados terrestres dos Campos do Rio Grande do Sul (Brasil) é classificado por especialistas consultados para avaliar o estado do conhecimento da biodiversidade brasileira como abaixo do “ruim” (Lewinsohn, 2006). Isso representa uma situação crítica no contexto das mudanças climáticas e perda acelerada de espécies, no qual se estima que a redução da biodiversidade de insetos seja maior que a de vertebrados e plantas (Thomas *et al.*, 2004). O trabalho de Frainer & Duarte (2009) em áreas alteradas e

não alteradas no mosaico de campo e floresta no Sul do Brasil é um dos poucos trabalhos existentes que aborda os invertebrados no contexto dos Campos Sulinos. Atualmente, o trabalho de Podgaiski *et al.* (2011), relacionando processos ecológicos e dinâmica de artrópodes de solo e da vegetação sobre o manejo do fogo, constitui-se na única contribuição para o entendimento dessa biodiversidade.

Entre as prioridades para conservação dos campos no Sul do Brasil, Overbeck *et al.* (2007) ressaltam pesquisas em biodiversidade e processos ecológicos, como por exemplo, as relações entre organismos acima e abaixo do solo. O entendimento dessas relações constitui um grande desafio na compreensão de como as comunidades ecológicas e processos são determinados tanto em escala local quanto regional (Hooper *et al.*, 2000). Além disso, as interações acima e abaixo do solo são fatores chaves no funcionamento dos processos ecossistêmicos terrestres (Scheu, 2001; Wardle *et al.*, 2004; Bardgett & Wardle, 2010).

Porém, estimar essa biodiversidade não é uma tarefa fácil, dada as dificuldades inerentes do sistema solo, o fato dos organismos serem pequenos, a resolução e limitação das metodologias de amostragem e identificação, mas principalmente a falta de taxonomistas para os artrópodes do solo em muitas regiões. Uma abordagem alternativa, se o objetivo é um melhor entendimento de processos ecológicos e não um taxonômico é avaliar a abundância de determinados grupos de organismos que são facilmente observados e identificados como as plantas e supor que são representativos dos grupos menos facilmente reconhecíveis (Cox & Moore, 2011).

A diversidade de espécies vegetais é há muito tempo considerada um importante determinante (regulação *bottom-up*) da abundância e riqueza de espécies de organismos nos demais níveis tróficos (Elton, 1958; Hutchison, 1959; Root, 1973; Hunter & Price, 1992). Entretanto, só recentemente a composição vegetal recebeu destaque na predição das

assembleias de artrópodes (Schaffers *et al.*, 2008). Dentre as razões que se enumeram para utilização da vegetação como “proxy”, citam-se: a composição de espécies vegetais como determinante das condições microclimáticas e sua representatividade como resultante das condições ambientais, além disso, os vegetais como produtores determinam a quantidade de carbono que entra na cadeia alimentar, tendo qualquer mudança na diversidade e biomassa vegetal repercussão na diversidade e abundância de organismos dos níveis tróficos superiores (Tilman *et al.*, 1996; Wardle, 2002; Loreau *et al.*, 2002). Assim, esse trabalho busca verificar a partir do estudo da composição e estrutura vegetal se os mesmos afetariam a abundância e composição de invertebrados do solo em diferentes fisionomias campestres nos morros graníticos em Porto Alegre.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado no município de Porto Alegre (29°057' a 30°16' S - 51°01' a 51°16' W), que está localizado numa região de contato entre diferentes unidades de relevo do Rio Grande do Sul, sendo os morros pertencentes ao Planalto Uruguaio Sul - Rio-Grandense (Moura 2011). O clima é subtropical úmido, com temperatura média anual de 19,5° C. Da cobertura vegetal original restam apenas 24,1% de remanescentes sob diferentes graus de uso, dos quais 10,2% são remanescentes campestres e 13,9% florestais. Na prática, a vegetação natural foi substituída para urbanização, mineração ou agropecuária. As porções que ainda detêm a vegetação natural são os campos e matas sobre os morros e os campos e banhados do Delta do Jacuí (Hasenack *et al.*, 2008). Para a amostragem das fisionomias campestres foram selecionados três morros: Morro Santana, Morro Tapera e Morro São Pedro, todos considerados em bom estado de conservação.

Delineamento amostral

Escolheram-se três fisionomias campestres (anexo 4), em cada um dos morros amostrados, para serem estudadas: campo rupestre, seco e úmido. A definição destas fisionomias está baseada no estudo de Setubal (2010) e são as mais representativas em área nas formações campestres dos morros. Para cada fisionomia, em janeiro de 2012, foram demarcadas quatro parcelas de 1x1m dispostas aleatoriamente, totalizando 12 unidades amostrais por fisionomia (Fig.1). A fauna de solo foi amostrada através de três métodos: a) *pitfall* (7 cm de profundidade e 7cm de diâmetro), b) parcela de serapilheira (25x25cm) e c) core (5cm de profundidade) com posterior extração pelo funil de Berlese-Tulgreen, tanto para o core quanto para a serapilheira(Southwood, 1978). O tempo de exposição das armadilhas de queda (*pitfall*) foi de 24h a fim de obter um resultado instantâneo da comunidade epigéica (que se movimenta acima do solo). Todas as amostras foram triadas em lupa da marca Bel photonics. Após a triagem em laboratório, a abundância de cinco grupos taxonômicos de invertebrados do solo em cada fisionomia foi estimada, sendo os grupos de organismos formados: ácaros, colêmbolas, formigas, aracnídeos e outros, no qual se inseriu todos os organismos que não entraram nas categorias anteriores, incluindo outros insetos, protura, gastrópodes, etc. Um posterior refinamento taxonômico foi realizado apenas para os invertebrados coletados com a metodologia de *pitfall*. Para as formigas foi possível identificá-las até gênero (Fernández, 2003; Bolton, 1994; INPA, 2006, ANTWEB, 2012), os colêmbolas foram identificados até subordem (Zeppelini & Bellini, 2004), e outros invertebrados foram separados em morfoespécies (Triplehorn & Johnson 2011). Porém, não se conseguiu uma resolução taxonômica para aranhas e ácaros.

A composição da vegetação de cada unidade amostral (parcela de 1x1m) foi determinada até nível específico na maioria das vezes. Outras variáveis relacionadas com a estrutura da vegetação foram obtidas como: altura, cobertura relativa e absoluta, frequência absoluta, valor de importância para cada espécie (anexo 1), biomassa aérea e subterrânea. Quanto à

biomassa aérea, essa foi separada em gramíneas, partes de *Eryngium*, legumes, galhos e outros depois de seca em estufa a 60°C até peso constante, utilizando-se os mesmos procedimentos empregados na pesagem da serapilheira.. A granulometria do solo foi determinada com o auxílio de uma peneira de malha de 1 cm, após o solo ser seco em estufa, nas granulometrias: GRA1 (passava na primeira peneira e GRA 2 (ficava retido na peneira), em seguida foi determinada a quantidade de solo em cada granulometria com auxílio da balança BEL ENGINEERING. Também foram computadas outras variáveis como , heterogeneidade do *litter*, percentagem de solo descoberto e matéria seca .Em cada unidade amostral uma amostra do *litter* de 25cm x 25cm era retirada, parte destinada a extração dos invertebrados no funil de *Berlese- Tulgren* e outra para ser seca em estufa a 60 °C até obter peso constante. Após isso a serapilheira foi classificada em 11 categorias denominadas de acordo a característica mais distintiva do material, como granulometria ou parte vegetal ou ainda tipo vegetal, são elas : fino, cascalho, gramíneas, folhas em geral, partes de espécies de *Eryngium*, raízes, galhos, rizomas, inflorescências e musgos.

Análise dos dados

Para verificar se os grupos taxonômicos de invertebrados de solo diferiram entre as fisionomias campestres bem como entre os métodos, foi realizada uma análise de variância multivariada (MANOVA) com aleatorização. Análises de variância univariada (ANOVAs) para cada grupo de invertebrados entre as fisionomias também foram realizadas para observar se haveria algum grupo com maior abundância e em qual fisionomia e por qual método. Todas as análises de variância foram realizadas no software MULTIV (Pillar, 1997), usando-se como medida de semelhança Distância Euclidiana. Posteriormente, estas mesmas análises foram realizadas para os níveis taxonômicos mais específicos. Com a lista de espécies vegetais para cada parcela e fisionomia construiu-se uma matriz de presença e ausência que foi submetida a uma PCoA (Análise de Coordenadas Principais), no software MULTIV, a

fim de sintetizar a informação sobre a ocorrência das espécies. Utilizou-se os primeiros seis eixos da PCoA para avaliar, posteriormente, a relação entre a composição dos invertebrados com as espécies vegetais. Esta relação foi feita através de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA). Também foi realizada uma análise de variância multivariada (MANOVA) com aleatorização, com essa a matriz de composição vegetal a fim de determinar se a composição realmente foi distinta entre as fisionomias.

Obteve-se uma matriz S (abundância dos grupos de invertebrados, por unidade amostral) e uma matriz E (espécies vegetais) com o intuito de responder se existiria correlação entre as matrizes de similaridade florística e abundância de invertebrados do solo. Inicialmente, a matriz S necessitou de uma transformação vetorial do tipo padronização pelo total marginal dada às discrepâncias entre as abundâncias dos grupos de invertebrados e utilizou-se como medida de semelhança uma correlação. Já a matriz E foi construída apenas com as espécies vegetais que ocorreram em pelo menos 3 unidades amostrais, portanto *singletons* e *doubletons* foram excluídos das análises, usando-se como medida de semelhança o índice de Jaccard.

Em seguida realizou-se um teste de Mantel no software MULTIV e uma Análise de Correspondência Canônica no software PAST (PAST, 2012) com o conjunto dos dados representados pela matriz S e os 6 primeiros eixos da PCoA feita com a matriz E, para identificar quais eixos da matriz E explicam melhor as variáveis da matriz S. Uma vez existente associação entre as variáveis (espécies representadas pelos eixos da PCoA) e os grupos de invertebrados na CCA, verificou-se se tal explicabilidade poderia ser dada pela cobertura ou frequência das espécies vegetais mais relacionadas aos eixos da PCoA. Além disso, as análises foram também realizadas optando-se por reunir as espécies vegetais em grupos ecológicos, determinados a partir dos grupos mais citados na literatura consultada, a

ao invés dos eixos da PCoA. Foram considerados os grupos: graminóides, legumes e não legumes, cada grupo representando pelo percentual da cobertura total.

Resultados

No presente estudo, foram inventariadas 113 espécies vegetais (anexo 1), das quais 62 ocorreram em pelo menos 3 parcelas das 36 amostradas (anexo 2). A composição das espécies vegetais foi significativamente diferente entre as fisionomias, sendo que os campos úmidos diferiram dos demais campos (rupestre e seco) ($p < 0,001$). Além disso, os campos úmidos detêm menor riqueza vegetal em relação aos campos secos e rupestres, sendo em média com alturas maiores (Fig. 2). As espécies mais frequentes nos campos úmidos foram: *Achyrocline satureioides*, *Axonopus suffultus*, *Schizachyrium microstachyum*, *Vernonia nudiflora*, já nos campo rupestres: *Andropogon lateralis*, *Aristida laevis*, *Aspilia montevidensis*, *A. suffultus*, *Dicanthelium sabulorum*, *Eryngium sanguisorba*, *Eupatorium ascendens*, *Schizachyrium tenerum* e nos campos secos: *A.lateralis* , *A. laevis*, *A. montevidensis*, *A. suffultus*, *Desmanthus tathuyensis*, *Eryngium pristis*, *E. ascendens*, *Galactia australis*, *Stylosanthes montevidensis*, *V.nudiflora*.

As porcentagens de explicabilidade dos dois primeiros eixos da PCoA foram baixas, portanto utilizou-se os escores dos seis primeiros eixos desta ordenação para as análise (anexo 3). Observa-se que poucas espécies explicam a maior parte da variação da composição vegetal, sendo destacáveis as 10 com explicabilidade do eixo superior a 55%. São elas: *A.suffultus*, *E. pristis*, *Schizachirium tenerum*, espécie de Rubiaceae, *Paspalum maculosum*, *A. laevis*, *A. satureioides*, *Bulbostylis sp.*, *E. ascendens*, *S. montevidensis*. Para as 10 espécies acima se verificaram possíveis modificações na frequência em função das fisionomias (Tab.1).

Os dados de *pitfall* quanto à abundância dos invertebrados revela um padrão parcialmente distinto do encontrado para riqueza e composição das espécies vegetais de cada fisionomia campestre. Houve diferenças significativas na abundância de invertebrados nas armadilhas de *pitfall* nos campos rupestres ($p \leq 0,05$). Já para as duas outras metodologias não se encontrou nenhum padrão significativo que revelasse diferenças na abundância em função das fisionomias (Fig.3).

As armadilhas tipo *pitfall* também evidenciaram os melhores resultados na observação da correlação entre composição vegetal e abundância de invertebrados do solo, a qual é direcionada para captura da fauna que se movimenta acima do solo (Southwood, 1978).

O Teste de Mantel indicou uma correlação positiva e significativa entre as matrizes de similaridade da vegetação para as 3 fisionomias novamente apenas para metodologia do *pitfall* (Tab.3).

A análise de correspondência canônica só foi possível para as metodologias do solo e *pitfall* (Fig.5), sendo apenas o primeiro eixo significativo para esta última metodologia ($p = 0,001$), a partir do qual se relacionaram positivamente os eixos A, D, E e F, eixos da ordenação da matriz de composição vegetal, enquanto os eixos B e C correlacionaram-se negativamente (Fig.5). O gráfico mostra que o eixo A e a abundância dos ácaros relacionaram-se positivamente com o eixo 1, sendo as prováveis espécies vegetais responsáveis por tais modificações: *A. suffultus*, *P. maculosum*, *Heterothalamus psiadioides*, espécie de Rubiaceae, *E.pristis*, *S. balansae*, *Croton gnaphalii*, *Vernonia flexuosa*, *D. sabulorum*, *A. montevidensis*, *S. montevidensis* e *Eupatorium ligulaefolium*. A determinação da cobertura dessas espécies mostrou apenas diferença significativa para *E. pristis* (Tab.2), separando os campos secos dos demais 2 tipos. Para as demais espécies não se evidenciou diferenças na cobertura. Quanto às

frequências de *E.pristis* e *E. ligulaefolium* essas diferem entre as fisionomias, a primeira espécie é mais frequente em campos secos e a segunda em campos rupestres.

A Análise de Correspondência Canônica realizada reunindo-se as espécies vegetais em três grupos ecológicos e abundância de invertebrados obtidos com a metodologia *pitfall* (Fig.6) não apresentou nenhum dos primeiros eixos significativos ($p \geq 0,05$).

As outras variáveis analisadas, além da composição vegetal, não apresentaram diferenças significativas entre as fisionomias campestres ($p \geq 0,05$). Por exemplo, a ANOVA feita com a cada uma das granulometrias do solo não foi distinta entre as fisionomias ($p \geq 0,05$), talvez justificando assim as abundâncias de invertebrados semelhantes entre estas. Com a MANOVA realizada a partir do peso seco de 11 classes da serapilheira (tab.4) não se observou diferenças entre as fisionomias campestres ($p=0.078$), entretanto, realizando-se ANOVAs separadamente com cada categoria, observou-se que a biomassa de rizomas, fino e *Eryngium* diferiram significativamente ($p \leq 0,05$). A biomassa da categoria fina é maior em campos rupestres e úmidos diferindo dos campos secos. Os campos úmidos detêm maior quantidade de biomassa de rizomas e os secos de *Eryngium*. Entretanto, a abundância de invertebrados não foi significativamente diferente nestas fisionomias para metodologia da serapilheira (Fig.3), assim como o teste de Mantel não mostrou correlação significativa entre a heterogeneidade do *litter* e abundância de invertebrados do solo (Tab.3).

Apenas a biomassa subterrânea foi diferente entre as fisionomias, tendo os campos rupestres maior quantidade de raízes dentre as outras (Tab.4). Porém, tanto a quantidade de biomassa aérea, cobertura do solo e de massa seca, heterogeneidade de serapilheira em geral (Tab.5), heterogeneidade da biomassa aérea (Tab.6) não diferiram entre as três fisionomias, sugerindo que aspectos estruturais da vegetação são pouco relevantes para determinar a abundância dos

invertebrados do solo, enquanto a composição vegetal parece uma variável explicativa mais plausível.

Os esforços com refinamento taxonômico nos níveis abordados não apontaram para uma melhor resolução das interações entre as duas comunidades. Além disso, não se encontrou maior diversidade (Tab.7) de gêneros e subfamílias de formigas, subordens de colêmbolas ou morfoespécies de invertebrados nas fisionomias caracterizadas por habitats mais heterogêneos do ponto de vista da vegetação como se esperaria a partir da hipótese da heterogeneidade (Tews *et al.* 2004).

A MANOVA realizada com abundância de 4 subfamílias de formigas registradas (*Formicinae*, *Ponerinae*, *Ectatominae* e *Myrmicinae*) não foi significativamente diferente entre as fisionomias ($p \geq 0,05$), porém as ANOVAs realizadas com cada uma dessas subfamílias revela que a abundância da subfamília *Ponerinae* é maior em campos secos, enquanto para as demais não houve diferença significativa (Tab.8). Quanto à MANOVA feita com a presença e ausência de gêneros de formigas não houve também diferenças, o mesmo para ANOVA realizada com a diversidade estimada a partir do índice de Shannon ($p \geq 0,05$).

Em relação ao refinamento em morfoespécies de outros grupos de invertebrados não se encontrou diferenças tanto no número de morfoespécies, quanto na diversidade e abundância destes. O principal grupo inventariado de invertebrados foram os dípteros, além desses, baratas, gafanhotos, exúvias, outros insetos e crustáceos.

Discussão

Campos nativos são habitats complexos com múltiplas camadas de vegetação, composição e de distintas formas vegetais, desde gramíneas anuais a perenes, herbáceas não graminóides, arbustos, musgos e outros (Morris *et al.*, 2000).

Setubal (2010) que também estudou a composição das espécies vegetais campestres nos morros de Porto Alegre encontrou maior similaridade entre os campos secos e rupestres ($J=0,5$) e menores entre os campos rupestres e úmidos ($J=0,3$). O mesmo sugere que essa distinção dos campos úmidos se deva principalmente as restrições ambientais e a história geológica recente dessa fisionomia campestre. O mesmo autor encontrou igualmente pouca explicabilidade dos eixos 1 e 2 na sua análise exploratória de ordenação, sendo as espécies mais correlacionadas com o eixo 1 e 2, por exemplo, *E. pristis* e *S. balanse*, as quais também estiveram mais correlacionadas com esses eixos no presente estudo.

Esta diferença entre essas duas fisionomias pode estar associada ao fato dos campos rupestres deterem maior complexidade e heterogeneidade de hábitat acima do solo, seja em função da riqueza de espécies vegetais, diferentes formas vegetais, altura da vegetação (Fig.2), características que permitem sustentar maior abundância de invertebrados de solo. Talvez a menor abundância de invertebrados nos campos úmidos seja em função da menor riqueza de espécies (Fig.2), composição vegetal mais restrita, além da maior homogeneidade de estratos nos mesmos, dada pela altura da vegetação (Fig.2). Essas considerações, por suas semelhanças com o contexto da conversão dos campos, ressaltam algumas implicações advindas da redução e perda da diversidade vegetal, uma vez que esta leva a modificações na comunidade decompositora do solo, afetando, por exemplo, a mineralização da matéria orgânica, a qual por sua vez afeta outros processos ecossistêmicos (Spehen *et al.* 2000). Para comunidade de invertebrados do solo, pelo menos, em termos de sua abundância, tanto os campos úmidos quanto secos apresentam restrições ambientais consideráveis (Setubal, 2010), tendo mesmo impacto na estruturação da mesma, apesar das diferenças entre elas.

Dentre as possíveis espécies relacionadas com menor abundância de invertebrados nos campos úmidos cita-se *A. satureiodes*, que é significativamente mais frequente nesta fisionomia, assim como *S. microstachyum*, o qual não está presente nos campos rupestres

analisados. A primeira espécie pertence à família Asteraceae, sendo conhecida pelas suas propriedades medicinais proveniente de compostos fenólicos como flavonoides, destacando-se a quercetina (Peruchi *et al.*, 2005). Já nos campos rupestres as espécies *A. lateralis*, *E. ascendens*, *E. ligulaefolium*, *S. tenerum* e *A. laevis* apresentam maior frequência absoluta, estando nos campos úmidos em menor frequência ou ausentes. Com isso, poderia-se supor que as gramíneas afetam de modo inespecífico a abundância de invertebrados, visto que seu efeito sobre essa seria em função de atributos estruturais, os quais são muito similares entre elas, enquanto o efeito de outras espécies como as da família Asteraceae estariam mais relacionados às características químicas das mesmas e assim de forma específica.

As interações entre espécies influenciam a estrutura e composição das assembleias (Price *et al.*, 1980; Curry, 1994), sendo essas interações conduzidas direta ou indiretamente pela composição e estrutura da vegetação (Morris, 2000; Gingras *et al.*, 2002). Ressalta-se que mudanças na diversidade de plantas podem induzir mudanças distintas na estrutura das cadeias alimentares e ser acompanhada por feedbacks entre os organismos do solo e plantas. Por exemplo, nematódeos e colêmbolas são considerados decompositores chave na aceleração da quebra da matéria orgânica, aumentando a ciclagem de nutrientes e consequentemente beneficiado o desenvolvimento das plantas (Edwards & Bohlen, 1996; Hopkin, 1997).

Analisando-se a composição dos grupos taxonômicos por fisionomia vegetal, apenas os colêmbolas apresentaram diferenças significativas na abundância amostrada (Fig. 4), havendo mais indivíduos nos campos rupestres, estes coletados por *pitfall*. A maior abundância de colêmbolas pode ser explicada por estes serem o maior componente da fauna decompositora em muitos ecossistemas terrestres (Bardgett *et al.* 1993), chegando a densidades acima de 60,000 ind./m² em formações campestres, resultado condizente com o encontrado neste estudo. Alimentam-se predominantemente de fungos (Hopkin, 1997), mas também de algas,

matéria orgânica morta, tecidos vegetais e nematódeos (Rusek, 1998; Chahartaghi *et al.*, 2005; Ruess *et al.*, 2005). Estudos a campo abordando os efeitos da diversidade de plantas sobre os colêmbolas são raros, sendo que apenas Salomon *et al.* (2004) encontraram diferença significativa na densidade de colêmbolas em função da composição das espécies vegetais. Alguns estudos sugerem que a diversidade de plantas tem pouco efeito sobre a diversidade de *Collembola* (e.g Curry & Tuohy, 1978; Hedlund *et al.*, 2003) outros reportam um efeito positivo (e. g. Edwards & Lofty, 1974). Importantes forças estruturantes das comunidades de *Collembola* são a disponibilidade de recursos alimentares (controle tipo *bottom-up*, Chen & Wise 1997) e predação (controle tipo *top-down*, Schaefer 1995). Tendo destaque a diversidade e composição de espécies epigéicas que se alimentam de porções vegetais acima do solo (Wolters 1987). Como os colêmbolas ocupam diferentes níveis tróficos dependendo do hábitat e disponibilidade de recursos (Chahartaghi *et al.*, 2005), espera-se conseqüentemente que as interações desses mudem a composição da comunidade e assim as posições tróficas de outros invertebrados e microrganismos nas teias do solo (Ladygina *et al.*, 2008), ressaltando-se assim a importância da consideração da abundância deste grupo para estruturação das comunidades do solo, entre o feedback com a vegetação, nos processos ecossistêmicos e principalmente na estabilização dos ecossistemas após distúrbio devido tal habilidade de mudar de recurso alimentar rapidamente. Segundo Kondoh (2003) a estabilidade dos ecossistemas é justamente mantida pelos consumidores como colêmbolas que respondem rapidamente às mudanças na dieta e o mesmo considera o papel destes como uma das possíveis explicações da alta resiliência das teias alimentares do solo aos distúrbios. Esses dados levam a considerar os colêmbolas elementos chave na dinâmica de recuperação dos campos após o fogo, ao manejo com gado e recuperação de áreas campestres degradadas. Essas ideias justificam o investimento de esforços taxonômicos nesse

grupo para melhor compreensão e formulação de hipóteses em relação às temáticas levantadas acima e também em termos da conservação das fisionomias.

Nos campos rupestres, provavelmente, as gramíneas cespitosas presentes nessa fisionomia, como *A. lateralis*, foram importantes para a abundância dos colêmbolas, as quais fornecem alimento, hábitat, e refúgio adequado tanto contra predadores, quanto a temperaturas extremas (Curry, 1994; Dennis *et al.*, 1994; Morris, 2000).

A espécie *E. pristis* parece influenciar positivamente a abundância de ácaros, uma vez que sua relação com o eixo da PCoA e CCA associam-se desse modo, sendo a cobertura dessa espécie proeminente para explicar tal padrão se a abundância de ácaros tivesse sido maior justamente nos campos secos. Suas folhas recortadas e a forma rosetada, que permitem o acúmulo de água, criando micro-habitat diferenciados e propícios, talvez sejam adequados para os ácaros. Já alguns terpenóides junto à base das folhas, com o característico cheiro de cenoura, deve ter algum efeito inibidor sobre o desenvolvimento dos colêmbolas, justificando a menor abundância destes em campos secos, onde o *Eryngium* ocorre com maior frequência e cobertura. Eisenhauer & Reich (2012) estudando a espécie *Plantago lanceolata*, que contém glicosídeos iridóides tóxicos a muitos invertebrados (Bowers *et al.*, 1992), verificaram a diminuição na densidade de ácaros oribatídeos na presença desta planta. Novamente, ressalta-se que não houve diferenças na abundância dos ácaros entre as fisionomias, sendo pouco relevante cogitar o efeito destas espécies nessa questão. Entretanto, dada a configuração espacial da CCA, pode-se sugerir que as espécies positivamente relacionadas com o eixo 1 (A) da CCA interagem de modo negativo na abundância de colêmbolas. *Paspalum maculosum* é uma das espécies acima citada e pode estar envolvida com a redução da abundância de colêmbolas, por outro lado a presença de *E. ligulaefolium* (correlação negativa com o eixo da PCoA) tem efeito inverso, aumentando a abundância deste grupo.

Caso a cobertura dos graminóides explicasse a abundância dos colêmbolas nos campos rupestres, não seria uma relação verdadeira, porque no presente trabalho não se observou diferenças na cobertura de graminóides (Fig.7) entre as fisionomias ($p \geq 0,05$). Entretanto, Eisenhauer *et al.* (2011) demonstraram que a cobertura de graminóides foi uma variável importante para determinar a densidade e riqueza de colêmbolas. Esse resultado não significativo no presente estudo mostra que agrupar as espécies vegetais é inadequado para explicar as interações entre essas comunidades, dado que elas parecem ocorrer em nível específico. Bezemer *et al.* (2010) encontraram dentre os fatores mais significativos para determinação da composição das comunidades do solo a identidade das espécies vegetais, tendo as espécies co-ocorrentes grande relevância nesse contexto também. Logo, para determinação da abundância de certo grupo de invertebrados, como os ácaros, deve-se considerar não só uma espécie mais correlacionada, mas também com quais outras esta ocorre.

No presente estudo, a riqueza de espécies vegetais pode não estar relacionada diretamente com a abundância de colêmbolas, uma vez que a abundância total dos mesmos diferiu significativamente entre campos rupestre e campos secos, para os quais a riqueza vegetal não foi diferente. Muitos estudos reportam que o decréscimo da diversidade de plantas tem impactos negativos sobre a produtividade vegetal (Naeem *et al.*, 1994, 1995; Tilman *et al.*, 1996,1997, Hector *et al.*, 1999; Spehn *et al.*, 2000), afetando o nível de consumidores tanto acima como abaixo do solo, alterando assim a performance, diversidade e função dos mesmos (Haddad *et al.*, 2009; Scherber *et al.*, 2010). Esse efeito cascata pode ter profundo impacto na produção primária assim como nos processos ecossistêmicos (Eisenhauer *et al.*, 2011;Haddad *et al.*, 2009). Além disso, essa maior riqueza de espécies vegetais pode ser traduzida em maior heterogeneidade sejam de estruturas para abrigo ou forrageamento, reprodução, entre outros. Os experimentos de Sabais *et al.*(2011) demonstram que a riqueza

vegetal tem impacto positivo sobre a diversidade e densidade de colêmbolas , a qual aumenta com essa. Em contraste Eisenhauer *et al.*(2011) demonstraram que a riqueza e diversidade de espécies vegetais não é mais importante que a identidade da planta para determinar as densidades de colêmbolas. Assim, no presente estudo, considera-se a contribuição das espécies vegetais como espécie dependente e que só a riqueza vegetal em si não pode explicar as mudanças na abundância dos grupos de invertebrados que compõem as comunidades de fauna de solo.

A ausência de diferenças para heterogeneidade do *litter* e para duas granulometrias de solo entre as fisionomias pode revelar que se têm qualidades de serapilheira muito semelhantes entre essas, assim como mesmo tipo de granulometria entre as mesmas , refletindo conseqüentemente na não observação de diferenças nas abundâncias dos invertebrados para essas metodologias ou ainda esse resultado pode ser decorrente do número de unidades amostrais insuficientes para tratar da grande variação entre elas.

O trabalho de Reid & Hochuli (2007) revela que cada planta suporta uma assembleia distinta de invertebrados, no qual a espécie de gramínea deteve maior abundância e riqueza em oposição a espécies de *Juncus sp.*, concluindo que o tipo de planta em si mais que a estrutura per se tem forte efeito na assembleia de artrópodes. Talvez esse efeito da espécie em si esteja relacionado com a quantidade e qualidade de exsudatos da raiz (Bais *et al.*, 2004) e a composição química das plantas envolvidas em termos da recalcitrância, facilidade de ser decomposta e substâncias inibidoras de crescimento ou que afetam a reprodução e capacidade de sobrevivência dos organismos do solo, seja diretamente ou indiretamente.

A diversidade de subordens de colêmbolas é a mesma nas 3 fisionomias, apesar das abundâncias diferirem entre as mesmas. Porém, o detalhamento taxonômico em espécies evidenciaria diferenças como as observadas por Gragg & Bargett (2001) no experimento com

variação da composição e diversidade de colêmbolas sobre a decomposição da serapilheira e fluxo de nutrientes em campos.

As formigas são importantes componentes dos ecossistemas seja pela sua diversidade, biomassa animal ou como engenheiras dos ecossistemas (Folgarait, 1998). O efeito das formigas nas comunidades pode se dar pela predação (Kajak *et al.*, 1972; Karhu, 1998), herbivoria (Albert *et al.*, 2005; Rodriguez *et al.*, 2008), interferência intraguilda (Moja-Laraño & Wise, 2007; Sanders & Platner, 2007), interações mutualísticas (Stadler & Dixon, 2005) ou como engenheiras do ecossistema (e.g. Dauber *et al.*, 2008). Como engenheiras modificam a estrutura do hábitat e o conteúdo de nutrientes no solo, o que pode afetar a densidade de decompositores (Schuch *et al.*, 2008).

A subfamília Ponerinae é reconhecida principalmente pelo hábito predador (Lattke, 2003). Seus membros normalmente predam artrópodes de solo como colêmbolas, miriápodes, centípedes, outras formigas e térmitas (Hölldobler & Wilson, 1990). Assim, a maior abundância dessa subfamília nos campos secos poderia explicar a menor abundância de colêmbolas nesta fisionomia, para a qual era esperada abundância semelhante aos campos rupestres. Dentre os 11 gêneros de formiga inventariados estão *Pheidole*, *Crematogaster*, *Brachymyrmex*, *Pachycondyla*, *Ectatomma*, *Paretrechina*, *Hypoponera*, *Acromyrmex*, *Solenopsis*, *Cyphomyrmex*, *Camponatus*.

Pacheco & Vasconcelos (2012) apontam que a resposta das formigas à heterogeneidade de hábitat é idiossincrática. Por exemplo, o trabalho desse autor no Cerrado mostra que a estrutura da vegetação tem forte influencia na composição das assembleias de formigas epigéicas, por outro lado o trabalho de Lassau & Hochuli (2004) apontam o oposto.

O refinamento de ácaros em oribatídeos e mesostigmatas poderia revelar algum padrão distinto. Tal como sugere Nielsen *et al* (2010) os ácaros oribatídeos respondem fortemente às

mudanças de hábitat (como diferenças na vegetação) e ao tipo uso da paisagem, enquanto os ácaros mesostigmatos são indiferentes a primeira, mas respondem substancialmente à segunda. O estudo de St. John *et al.* (2006) mostrou que a riqueza de espécies de ácaros não estava linearmente relacionada com as espécies de gramíneas, sugerindo que a simples extrapolação da fauna de solo baseada em inventários de plantas pode subestimar a riqueza das comunidades de ácaros associadas, fato que pode também ter ocorrido no presente estudo.

A pouca relevância da composição vegetal como fator determinante da estrutura e composição da comunidade de invertebrados do solo no período amostrado ou a baixa explicabilidade dos mesmos leva a considerar-se a maior relevância de forças “*top-down*” do que “*bottom-up*”, como previamente esperado. Esse tipo de controle pelos predadores tem consequências no fluxo do carbono e nutrientes no solo, afetando o crescimento das plantas (van der Putten *et al.*, 2001), o processo de decomposição em si (Scheu & Setälä 2002) e na diversidade de organismos do solo (Cole *et al.*, 2005).

Considerações Finais

Apesar da inexistência de um padrão claro dos efeitos da comunidade vegetal sobre os invertebrados, é possível sugerir que a composição vegetal foi importante na determinação da abundância de colêmbolas epigéicos. Entretanto exatamente como essa comunidade afeta esses organismos é incerta, necessitando-se talvez de dados estruturais e químicos das espécies correlacionadas, os quais são escassos na literatura, para elaborar hipóteses de causalidade. Para os demais grupos de invertebrados a composição vegetal não teve efeito significativo sobre abundância de invertebrados de solo. O trabalho mostrou com o teste de Mantel que há correlação entre as duas comunidades, sendo, porém a relação da abundância

dos grupos de invertebrados pouco explicada a partir da análise de correlação canônica. Supõe-se que no contexto dos campos em morro graníticos durante a primavera e verão, épocas de grande disponibilidade de recurso (sem limitantes alimentícios), a regulação da abundância e riqueza dos invertebrados do solo seja feita por forças *top-down*.

Referências Bibliográficas

ALBERT, M.J., ESCUDERO, A. & IRIONDO, J.M. 2005. Assessing ant seed predation in threatened plants: a case study. *Acta Oecologica*, 28: 213–220.

ANTWEB v4. 113 2012. Disponível em < <http://www.antweb.org/> > Acesso novembro 2012.

BAIS, H.P., PARK, S.W., WEIR, T.L., CALLAWAY, R.M., VIVANCO, J.M., 2004. How plants communicate using the underground information superhighway. *Trends in Plant Science*, 9: 26-32.

BARDGETT, R.D., COOK, R., 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 20: 263-276.

BARDGETT, R.D., WARDLE, D., 2010. *Aboveground Belowground Linkages, Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change*. Oxford Series in Ecology and Evolution., New York: Oxford University Press.

BARDGETT, R.D., WHITTAKER, J.B., FRANKLAND, J.C., 1993. The effect of collembolan grazing on fungal activity in differently managed upland pastures: a microcosm study. *Biology and Fertility of Soils*, 117: 255-262.

BEZEMER, T.M., FOUNTAIN, M.T., BAREA, J.M., CHRISTENSEN, S., DEKKER, S.C., DUYTS, H., VAN HAL, R., HARVEY, J.A., HEDLUND, K., MARAUN, M., MIKOLA, J., MLADENOV, A.G., ROBIN, C., DE RUITER, P.C., SCHEU, S., SETÄLÄ, H., SMILAUER, P., VAN DER PUTTEN, W.H., 2010. Divergent composition but similar function of soil food webs of individual plants: plant species and community effects. *Ecology*, 91: 3027-3036.

BOLTON, B. 1994. *Identification guide to the ant genera of the world*. Cambridge: Harvard University Press, 222 p.

BOWERS, M.D., COLLINGE, S.K., GAMBLE, S.E & SCHMITT, J. 1992. Effects of genotype, habitat and seasonal variation on iridoid glycoside content of *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae) and the implications for insect herbivores. *Oecologia* 91:201-207.

- CHAHARTAGHI, M., LANGEL, R., SCHEU, S., RUESS, L., 2005. Feeding guilds in collembolan based on nitrogen stable isotope ratios. *Soil Biology & Biochemistry*, 37:1718–1725.
- CHEN, B. AND WISE, D. H. 1997. Responses of forest-floor fungivores to experimental food enhancement. *Pedobiologia*, 41: 316-326.
- COLE, L. BUCKLAND, S.M., BARDGETT, R.D.2005. Relating microarthropod community structure and diversity to soil fertility manipulations in temperate grasslands. *Soil Biology & Biochemistry*, 37:1707-1717.
- COX, C. B. & MOORE, P.D. 2011. *Biogeografia- uma abordagem ecológica e evolucionária*. Rio de Janeiro: LTC. 398 p.
- CRAGG, G.R. & BARDGETT, R.D. 2001. How changes in soil fauna diversity and composition within trophic group influence decomposition processes. *Soil biology & Biochemistry*, 33:2073-2081.
- CURRY J. P. 1994. Grassland Invertebrates:Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth, London-NewYork: Chapman & Hall.
- CURRY, J. P. AND TUOHY, C. F. 1978. Studies on the epigeal microarthropod fauna of grassland swards managed for silage production. *Journal Applied. Ecology*, 15: 727-741.
- DAUBER, J., NIECHOJ, R., BALTRUSCHAT, H. & WOLTERS, V. 2008.Soil engineering ants increase grass root arbuscular mycorrhizal colonization. *Biology and Fertility of Soils*, 44: 791–796.
- DENNIS P., THOMAS M. B. & SOTHERTON N. W. 1994. Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. *Journal Applied. Ecology*, 31: 361–70.
- EDWARDS, C. A. & LOFTY, J .R. 1974. The invertebrate fauna of the park grass plots. I. Soil fauna. Report , Rothamsted-Experimental-Station. 1975, 2: 133:154.
- EDWARDS, C.A., BOHLEN, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. London Chapman and Hall, 440 p.
- EISENHAUER, N.ALEXANDER C.W. SABAIS, C.W.A., SCHEU, S. 2011. *Collembola* species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biology & Biochemistry* 43:1697-1704.
- EISENHAUER,N & REICH, P.B.2012. Above- and below-ground plant inputs both fuel soil food webs. *Soil Biology & Biochemistry*, 45 :156-160.
- ELTON C.S 1958.*The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen 181p.

- FERNÁNDEZ F.. 2003. *Introducción a las Hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá: Smithsonian Institution Press 398 p.
- FOLGARAIT, P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7:1221–1244.
- FRAINER, A. & DUARTE, M. M. 2009 Soil invertebrates in southern Brazilian Araucaria forest – grassland mosaic: differences between disturbed and undisturbed areas. *Iheringia, Série Zoológica*, 99(3): 307-312.
- GASTINE ,A, SCHERER-LORENZEN M., LEADLEY P.W.2003. No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Applied Soil Ecology*, 24: 101–111.
- GINGRAS, D.; DUTILLEUL, P.; BOIVIN, G.2002. Modeling the impact of plant structure on host-finding behavior of parasitoids. *Oecologia*, 130:396–402.
- HADDAD NM, CRUTSINGER GM, GROSS K, HAARSTAD J, KNOPS JMH, *et al.* 2009. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecological Letter*, 12:1029–1039.
- HANSEN, R.A.2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, 81(4): 1120–1132.
- HASENACK, H., CORDEIRO, J.L. P, BOLDRINI, I. I., TREVISAN, R , BRACK, P., WEBER, E. J *et al.*, 2008. *Vegetação e Ocupação*. In: Hasenack, H. (Org), Diagnóstico ambiental de Porto Alegre. Secretária municipal de Porto Alegre, 2008. 84p.
- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M. C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, P. G., *et al.* 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286:1123–1127.
- HEDLUND, K., SANTA REGINA, I, VAN DER PUTTEN, W.H., LEPS, *et al.*2003. Plant species diversity, plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncrasy or above-belowground time lags. *Oikos*, 103: 45–58
- HÖLLDOBLER, B. Y E & WILSON, O. 1990. *The ants*. Cambridge- Massachusetts:Belknap Press, 732 p
- HOOPER, D.U. *et al.* 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. *BioScience*, 50:1049–1061.
- HOPKIN, S.P., 1997. *Biology of the Springtails: Collembola* (Insecta). Oxford: Oxford University. 330 p.
- HUNTER, M. D. & PRICE, P.W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative rules of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73:724-732.

HUTCHINSON, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist*, 93: 145-193.

INPA-CHAVE PARA AS PRINCIPAIS SUBFAMÍLIAS E GÊNEROS DE FORMIGAS(HYMENOPTERA:FORMICIDAE).2006.Disponível<<http://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/GuiaGenFormigas.pdf>> Acesso outubro 2012.

KAJAK, A., BREYMEYER, A., PEŁTAL, J. & OLECHOWICZ, E. 1972. The influence of ants on the meadow invertebrates. *Ekologia Polska*, 20: 163–171.

KARHU, K.J. 1998. Effects of ant exclusion during outbreaks of a defoliator and a sap-sucker on birch. *Ecological Entomology*, 23: 185–194.

KONDOH, M., 2003. Foraging adaptation and the relationship between food-web complexity and stability. *Science*, 299:1388–1391.

KORICHEVA, J., MULDER, C.P.H., SCHMID, B., JOSHI, J., HUSS-DANEL, K., 2000. Numerical responses of different trophic groups of invertebrates to manipulations of plant diversity in grassland. *Oecologia*, 125: 271-282.

LADYGINA, N., CARUSO, T., HEDLUND, K. 2008. Dietary switching of *Collembola* in grassland soil food webs. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2898–2903.

LASSAU SA, HOCHULI DF (2004) Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27:157–164.

LATTKE, J.E. 2003 Subfamilia Ponerinae 2003. In: Fernández F. (ed.). 2003. *Introducción a las Hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá: Smithsonian Institution p. 261-276.

LEWINSOHN, T.M. 2006. *Avaliação do estado de conhecimento da biodiversidade brasileira*. MMA Brasília. (Série Biodiversidade, 15).

LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, New York. 294p.

MOJA-LARAÑO, J. & WISE, D.H. 2007. Direct and indirect effects of ants on a forest-floor food web. *Ecology*, 88: 1454–1465.

MORRIS, M. G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British Grasslands. *Biological Conservation*, 95:129–142.

MOURA, N.S.V. 2011. *Geomorfologia: as formas de relevo dos morros de Porto Alegre*. In: Setubal, R. Boldrini, I.I., Ferreira, P.M.A. (Org). Campos dos morros de Porto Alegre, 2011. Igré –Associação Sócio- Ambientalista, p. 33-38.

NAEEM S, THOMPSON LJ, LAWLER SP, LAWTON JH, WOODFIN RM. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological*, 347: 249–262.

- NAEEM, S., THOMPSON, L.J., LAWLER, S.P., LAWTON, J.H., WOODFIN, R.M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368:734-737.
- NIELSEN, U. N. , OSLER, G. H. R. CAMPBELL, C. D. BURSLEM, D F. R. P. & VAN DER WAL, R.2010. The influence of vegetation type, soil properties and precipitation on the composition of soil mite and microbial communities at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, 37:1317–1328.
- OVERBECK,G.E,MUELLER,S.C.,FIDELIS,A.,PFADENHAUER,J.,PILLAR,V.P.,BLANC O,C.C.,BOLDRINI,I.I.,BOTH,R. ,FORNECK,E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9:101–116
- P A S T PALAEONTOLOGICAL STATISTICS v.2.7 2012. Disponível em <<http://folk.uio.no/ohammer/past/>> Acesso em abril de 2012.
- PACHECO, R. & VASCONCELOS. H. L. 2012. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodiversity Conservation*, 21:797–809.
- PERUCHI, M.P.M.; BRAGA, M. E. M., MEIRELES, M. A. A.2005. Obtenção de extratos de *Achyrocline satuireioides* por hidrodestilação, soxhlet, baixa pressão e extração supercrítica .XII Congresso Interno de Iniciação Científica da UNICAMP. São Paulo, Anais do XII Congresso Interno de Iniciação Científica da UNICAMP.
- PILLAR, V. P. 1997. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. *Coenoses*, 12: 145-148 p.
- PODAGAISKI, R.L., GOLDAS,C.S., FERRANDO,C.P.R., SILVEIRA,F.S,JONER,F. PILLAR.V.P.,MENDONÇA , M. 2011. Processos ecológicos e comunidade de artrópodes terrestres após o fogo nos campos Sulinos. Congresso x de Ecologia do Brasil , São Lourenço 2011.
- PRICE P. W., BOUTON C. E., GROSS P., MCPHERON B. A., THOMPSONJ. N. & WEIS A. E. 1980. Interactions among three trophic levels: influence of plants on interactions between insect herbivores and natural enemies. *Annual Review Ecology Systematic*, 11:41–65.
- REID, A.M. & HOCHULI, D.F. 2007. Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: Effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology*, 32: 708–718.
- RODRIGUEZ, J., CALLE, Z. & MONTOYA-LERMA, J. 2008.Herbivory of *Atta cephalotes* (Hymenoptera:Myrmicinae) on three plant substrates. *Revista Colombiana de Entomologia*, 34: 156–162.
- ROOT, R. 1973. Organization of plant-arthropod associations in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monography*, 43: 95-124.

- ROSCHE, C., TEMPERTON, V.M., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMITZ, M., SCHUMACHER, J., SCHMID, B., BUCHMANN, N., WEISSER, W.W., SCHULZE, E.D., 2005. Overyielding in experimental grassland communities' e irrespective of species pool or spatial scale. *Ecological Letters*, 8:419-429.
- RUESS, L., TIUNOV, A., HAUBERT, D., RICHNOW, H.H., HA"GGBLUM, M.M., SCHEU, S., 2005. Carbon stable isotope fractionation and trophic transfer of fatty acids in fungalbased soil food chains. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 945–953.
- RUSEK, J., 1998. Biodiversity of *Collembola* and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1207-1219.
- SABAIS, A.C.W., SCHEU, S. EISENHAUER., N.2011.Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica*, 37:195-202
- SALAMON, J.A., SCHAEFER, M., ALPHEI, J., SCHMID, B., SCHEU, S., 2004. Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. *Oikos*, 106:51-60.
- SANDERS, D. & PLATNER, C. 2007. Intraguild interactions between spiders and ants and top-down control in a dry grassland. *Oecologia*, 150, 611–624.
- SCHAEFER, M. 1995. Interspecific interactions in soil community. *Acta Zoologica Fennica*, 196: 101-106.
- SCHAFFERS, A. P., RAEMAKERS, I. P. SYKORA, K. VAND TERBRAAK. C. J. F.2008 Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology*, 89 (3): 782–794.
- SCHERBER C, EISENHAUER N, WEISSER WW, SCHMID B, VOIGT W, et al. (2010).Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468: 553–556.
- SCHEU, S. & SETÄLÄ, H. 2002. *Multitrophic interactions in decomposer food webs*. In: Hawkins, B. A. and Tscharnke,T. (eds), *Multitrophic level interactions*. Cambridge Univ. Press, p. 223-264.
- SCHEU, S., 2001. Plants and generalist predators as links between the below-ground and above-ground system. *Basic and Applied Ecology*, 2: 3-13.
- SCHUCH, S., PLATNER, C. & SANDERS, D. (2008) Potential positive effect of the ants species *Lasius niger* on linyphiid spiders. *Journal of Applied Entomology*, 132:375–381.
- SETUBAL, R.B, 2010. *Vegetação campestre subtropical de um morro granítico no sul do Brasil, Morro São Pedro, Porto Alegre, RS*. Dissertação de mestrado (Dissertação de Mestrado), Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

- SOUTHWOOD, T.R.E., 1978. *Ecological methods: with special reference to the study of insect populations*. New York: Chapman & Hall. 524p.
- SPEHN, E.M., JOSHI, J., SCHMID, B., ALPHEI, J., KÖRNER, C., 2000. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant Soil*, 224:217-230.
- ST. JOHN, M.G., WALL, D. H & BEHAN-PELLETIER, V.M. 2006 .Does plant species co-occurrence influence soil mite diversity. *Ecology*, 87(3): 625-633.
- STADLER, B. & DIXON, A.F.G. 2005. Ecology and evolution of aphid- ant interactions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36:345–372.
- TEWS J, BROSE U, GRIMM V, TIELBORGER K, WICHMANN MC, SCHWAGER M, JELTSCH F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal Biogeography* 31:79–92.
- THOMAS, J. A., *et al.* 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303:1879–1881.
- TILMAN D, WEDIN D, KNOPS J .1996 Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379: 718–720.
- TILMAN, D., J. KNOPS, D. WEDIN, P. REICH, M. RITCHIE, A, E.SIEMANN. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277:1300–1302.
- TRIPLEHORN;C.A. JOHNSON,N.F.2011 .Estudo dos Insetos. Tradução da 7ª Ed. de Borror & Delongs Introduction to the Study of Insects. Ed. Cengage Learning 816p.
- VAN DER PUTTEN W.H., VET L.E.M., HARVEY J.A., WÄCKERS F.L. 2001. Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. *Trends Ecology Evolution*: 16- 547-554.
- WARDLE, D.A. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press
- WARDLE, D.A., BARDGETT, R.D., KLIRONOMOS, J.N., SETALA, H., VAN DER PUTTEN, W.H., WALL, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304: 1629–1633.
- WOLTERS, V.1987. Die Bedeutung der Krautschicht für dieSpringschwänze (Insecta, Collembola) eines Buchenwaldes.Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte. *Entomologie*, 5: 40-43.
- ZEPPELINI, D.F. & BELLINI, B.C. 2004. *Introdução ao estudo dos Collembola*. João Pessoa: Editora da UFPB, 82 p.

Tabela 1. Frequência (%) das 10 espécies mais associada aos 6 primeiros eixos da ordenação (correlação com esse eixo superior 0,55) em cada fisionomia campestre (12 unidades amostrais por fisionomia).

Frequência (%)	C. rupestre	C. úmido	C.seco
<i>Achyrocline satureioides</i>	8,3	41,7	16,7
<i>Aristida laevis</i>	50,0	0,0	41,7
<i>Axonopus suffultus</i>	66,7	41,7	50,0
<i>Bulbostylis spp</i>	8,3	25,0	16,7
<i>Eryngium pristis</i>	16,7	0,0	67,0
Espécie de Rubiaceae	0,0	33,3	0,0
<i>Eupatorium ascendens</i>	41,7	0,0	33,3
<i>Paspalum maculosum</i>	8,3	33,3	0,0
<i>Schizachirium tenerum</i>	75,0	41,7	58,3
<i>Stylosanthes montevidensis</i>	8,3	0,0	33,3

Tabela 2. Análise de variância univariada envolvendo a variável cobertura seja em relação ao solo, matéria seca e espécies vegetais entre as fisionomias com as respectivas significâncias.

Cobertura média	C. rupestre	C. úmido	C.seco	p

Solo descoberto	15,83	7,08	11,66	0.339
Matéria seca	40	34,16	27,08	0.301
<i>Eryngium pritis</i>	1,75	0	27,91	0.001*

Tabela 3.	Metodologia	Correlação da matriz	Probabilidade	Resultado do
Teste de Mantel	<i>Pitfall</i>	0.157673	0.002*	entre as
matrizes de	Solo	-0.0269181	0.68	distâncias das
espécies	<i>Litter</i>	-0.026918	0.637	vegetais e
invertebrados				de solo

coletados com diferentes metodologias para fisionomias campestres em morros de Porto Alegre, janeiro de 2012.

Tabela 4. Peso seco Biomassa médio (g) de cada uma das 11 categorias da serapilheira (fino, cascalho, gramíneas, folhas em geral, partes de espécies de *Eryngium*, raízes, galhos, rizomas, inflorescências e outros e musgos). As abreviações correspondem: ns (não significativo) e s (significativo).

	FINO	CASCALHO	GRAMÍNEAS	FOLHAS GERAL	GALHOS	ERYNGIUM	RAÍZES	RIZOMA	INFLORESCÊNCIA	GROSSO	MUSGO
C. rupestre	34,00	81,75	5,13	0,48	1	0,00	3	0,47	1	0,00	0,37
C. úmido	39,442	52,929	7,523	0,090	0,000	0,000	8,160	2,364	0,000	0,000	1,704
C.seco	21,932	28,371	6,643	0,637	1,904	0,275	4,721	0,000	0,253	7,416	0,000
Média	31,791	54,350	6,431	0,403	0,846	0,092	5,240	0,945	0,414	2,472	0,691
Desvio padrão	7,317	21,815	0,989	0,230	0,792	0,130	2,203	1,022	0,420	3,496	0,732
ANOVA	s	ns	ns	ns	ns	s	ns	s	ns	ns	ns

Tabela 5. Peso seco médio (g) média das classes (gramíneas, *Eryngium*, Fabaceae, outros e galhos da parte aérea). As abreviações correspondem: ns (não significativo) e s (significativo).

	C. rupestre	C. úmido	C. seco	p (0,05)
Gramíneas	53,093	69,391	42,873	ns
<i>Eryngium</i>	0,443	0,167	10,010	s
Fabaceae	0,166	0	0,18	ns
Outros	2,098	0,778	2,914	ns
Galhos	0,576	0,318	1,167	ns

Tabela 6. Análises de variância envolvendo a variável peso seco (g) para partes acima e abaixo do solo além da serapilheira. Quando as diferenças no peso seco foram distintas entre as fisionomias, p está em negrito.

Variável	C. rupestre	C. úmido	C.seco	p
Raízes	127,613	93,525	50,430	0.019
Parte aérea	76,300	84,591	66,907	0.574
<i>Eryngium</i> no litter	0,0627	0	0,345	0.328
Gramíneas no litter	6,580	7,523	6,642	0.946

Tabela 7. Índice de diversidade de Shannon médio em cada fisionomia calculado para os grupos de invertebrados com os quais se obteve algum refinamento taxonômico, seguido de uma Análise de Variância (ANOVA) e com sua respectiva significância (p).

	C. rupestre	C.úmido	C.seco	p
Diversidade de subordens de colêmbolas (Shannon)-média	0,746	0,469	0,606	0.075
Diversidade de subfamílias de formigas	0,450	0,429	0,476	0.901
Diversidade de morfoespécies de outros	1,462	1,144	1,382	0.407

Tabela 8. Abundância média das subfamílias de formigas entre as fisionomias. As abreviações correspondem: ns (não significativo) e s (significativo).

	C. rupestre	C.úmido	C.seco
Formicinae	6,583	1,500	2,583
Ponerinae	0,833	0,833	2,500
Ectatominae	2,917	0,000	0,000
Myrmicinae	14,583	9,417	12,500
Média	8,306	3,917	5,861
Desvio padrão	6,055	4,363	5,534
	ns	ns	ns

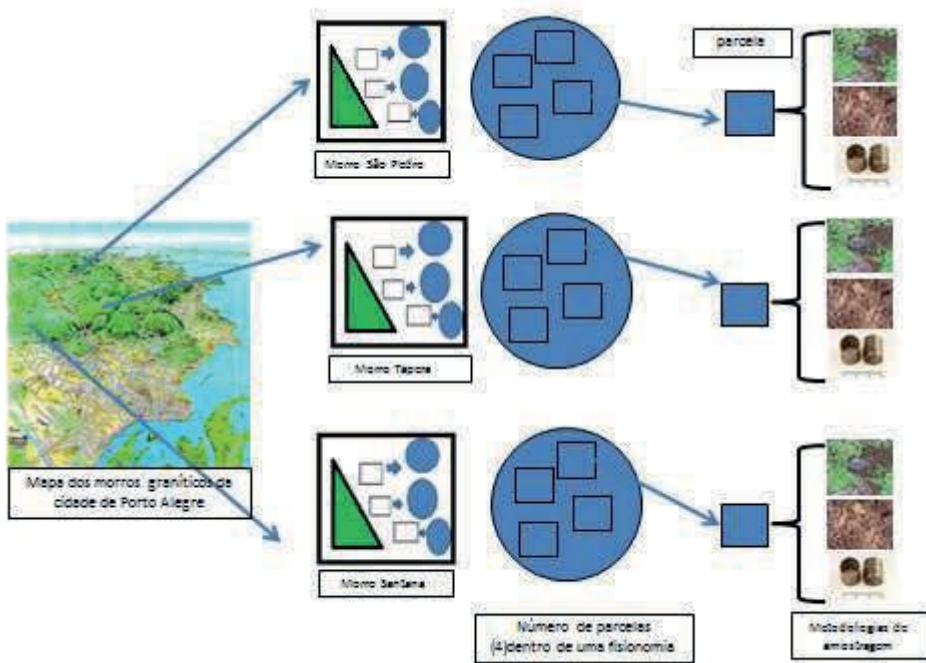


Figura 1. Delineamento amostral, mostrando a distribuição dos três morros na cidade de Porto Alegre, as 4 parcelas estabelecidas em cada uma das 3 fisionomias, bem como as metodologias utilizadas para amostragem dos invertebrados de solo.

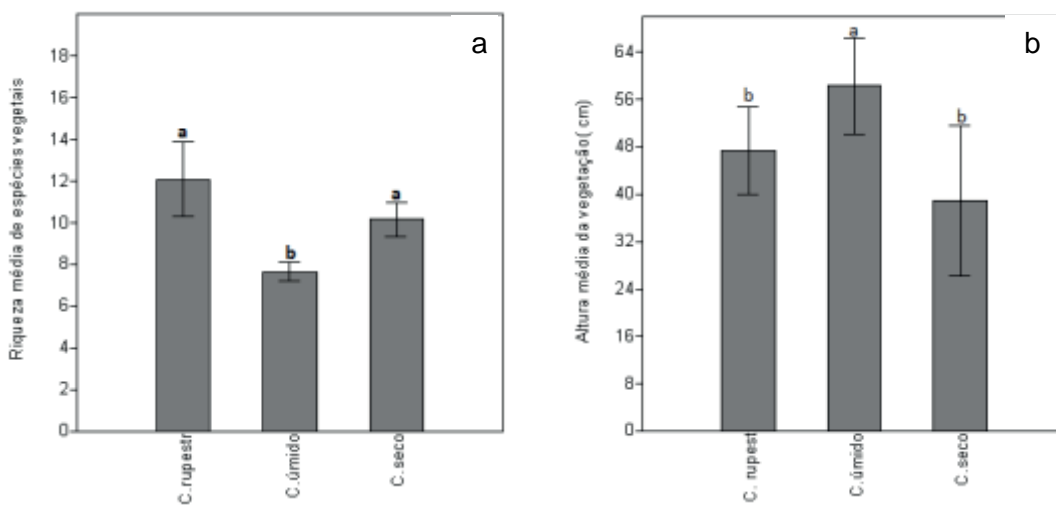


Figura 2. Riqueza (a) e altura média (b) de espécies vegetais em fisionomias campestres nos morros de Porto Alegre, janeiro de 2012. Desvio padrão e as letras iguais não mostram diferença significativa ($p \leq 0,05$).

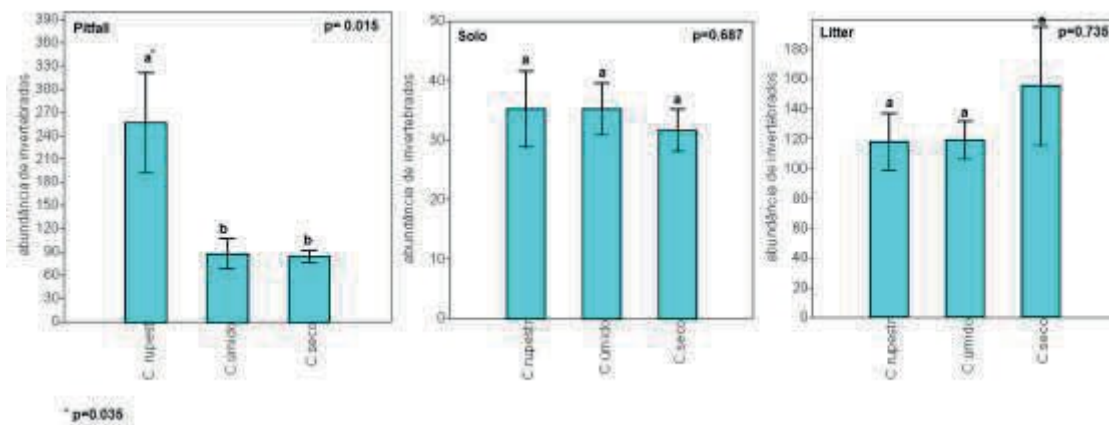
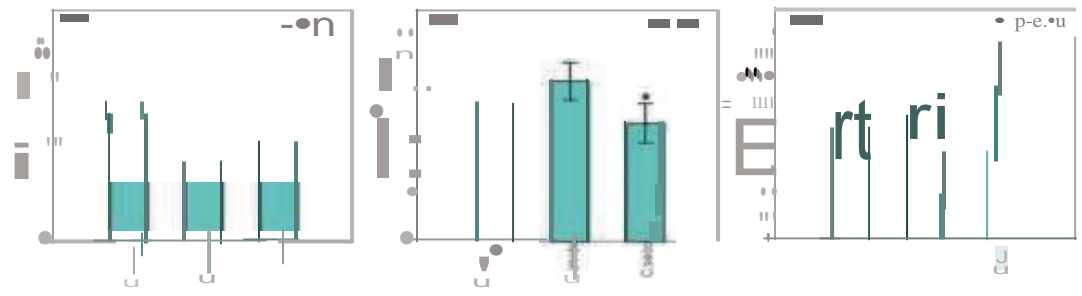
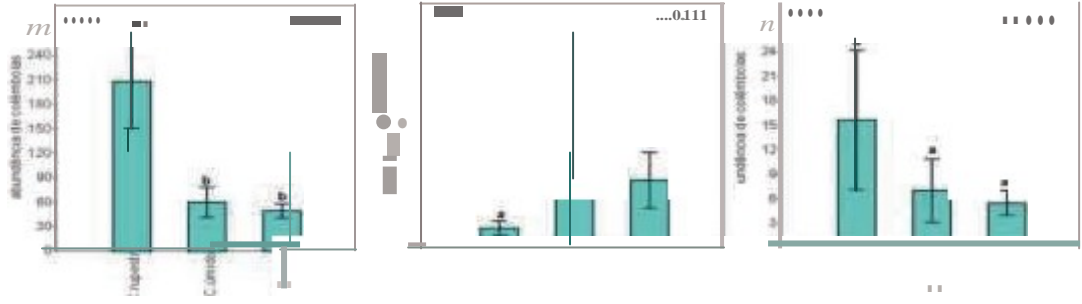


Figura 3. Abundância de invertebrados em diferentes fisionomias (n=12 por fisionomia) campestres nos morros de Porto Alegre, coletados por 3 metodologias de amostragem em janeiro de 2012. Desvio padrão e as letras iguais não mostram diferença significativa ($p \leq 0,05$).



A



8

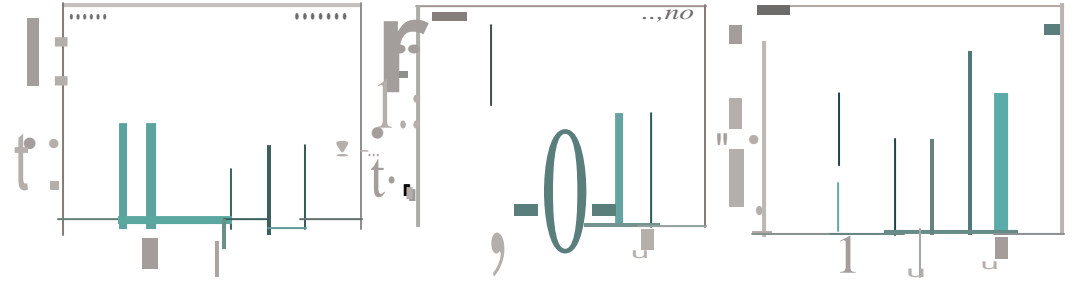
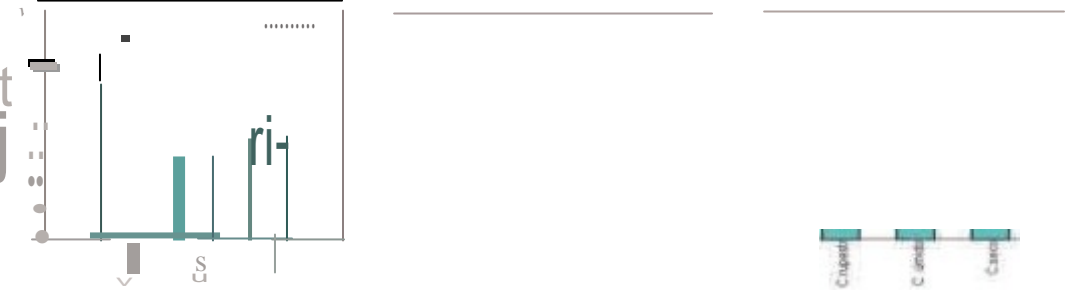


Figura 4 Abundância: (A) ácaros, (B) colêmbolas,(C) formigas, (D) aracnídeos, (E) outros invertebrados em morros de Porto Alegre, coletados com diferentes metodologias em janeiro de 2012. Desvio padrão e as letras iguais não mostram diferença significativa ($p \leq 0,05$).

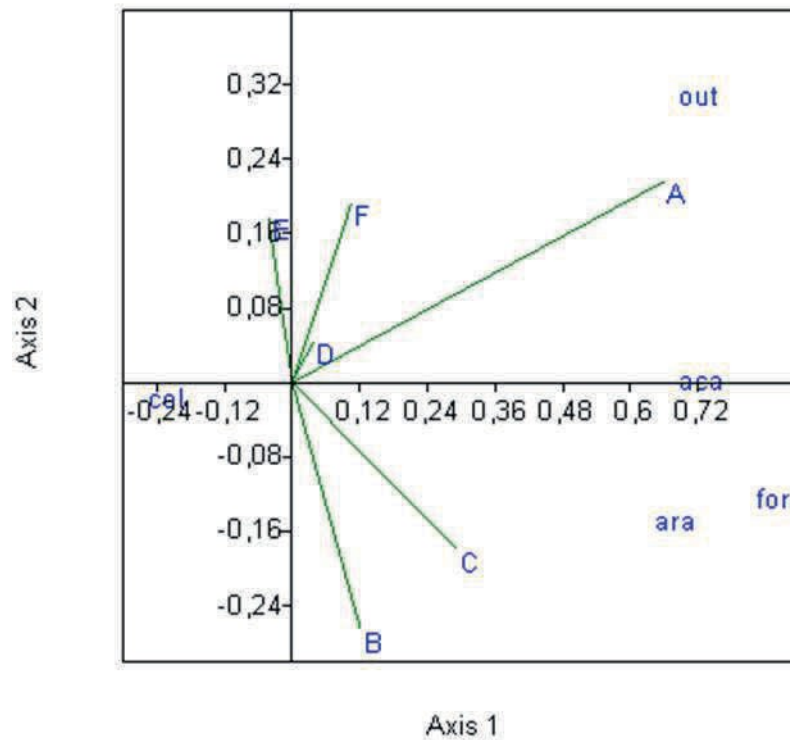


Figura 5. Diagrama da Análise de Correspondência canônica entre invertebrados de solo capturados com pitfall e eixos de ordenação a partir da composição vegetal (A à F) em áreas campestres nos morros de Porto Alegre, janeiro de 2012. Apenas o eixo 1 é significativo ($p = 0,001$). aca= ácaros, col= colêmbolas, for= formigas, ara= aracnídeos e out=outros.

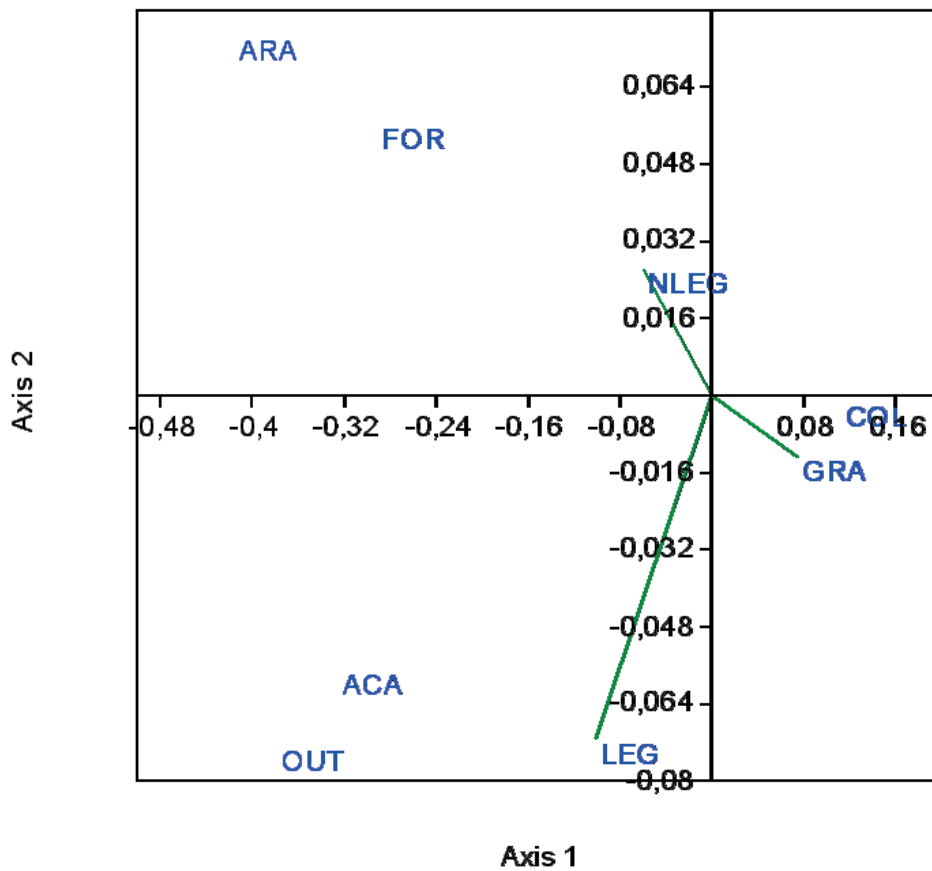


Figura 6. Diagrama da Análise de Correspondência canônica entre invertebrados de solo capturados com *pitfall* e grupos ecológicos de espécies vegetais (GRA= graminóides, LEG= legumes, NLEG= não leguminosas) campestres nos morros de Porto Alegre, janeiro de 2012. ACA= ácaros, COL= colêmbolas, FOR= formigas, ARA= aracnídeos e OUT= outros.

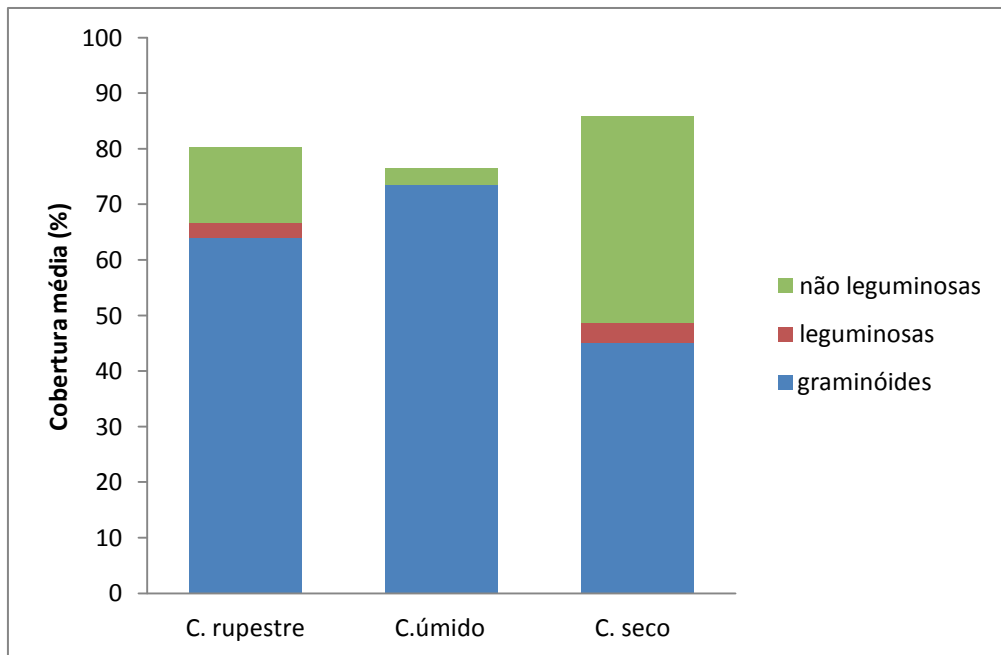


Figura 7. Cobertura média dos 3 agrupamentos resultantes da matriz de espécies vegetais obtidas em fisionomias campestres nos morros de Porto Alegre, janeiro de 2012.

Anexo 1

Tabela1. Parâmetros fitossociológicos avaliados para 62 espécies. FA= frequência absoluta, FR= frequência relativa, CA= cobertura absoluta, CR=Cobertura relativa, IVI= Índice de Valor de Importância (em vermelho as espécies com os maiores valores para estes dois últimos parâmetros).

Espécies	FA	FR	CA	CR	IVI%
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	7	2,046784	21	0,668577	1,35768
<i>Aeschynomene falcata</i> (Poir.) DC.	6	1,754386	11	0,350207	1,052296
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	14	4,093567	555	17,66953	10,88155
<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	4	1,169591	20	0,63674	0,903165
<i>Aristida laevis</i> (Nees) Kunth	11	3,216374	51	1,623687	2,42003
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	13	3,80117	72	2,292264	3,046717
<i>Axonopus suffultus</i> (Mikan ex Trin.) Parodi	19	5,555556	451	14,35848	9,95702
<i>Baccharis cognata</i> DC.	4	1,169591	12	0,382044	0,775817
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	5	1,461988	15	0,477555	0,969772
<i>Baccharis patens</i> Baker	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Bernardia multicaulis</i> Müll. Arg.	3	0,877193	6	0,191022	0,534107
Boraginaceae	2	0,584795	4	0,127348	0,356072
<i>Briza subaristata</i> Lam.	3	0,877193	23	0,732251	0,804722
<i>Bulbostylis</i> sp.	6	1,754386	12	0,382044	1,068215
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	3	0,877193	3	0,095511	0,486352
<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	3	0,877193	6	0,191022	0,534107
<i>Chaptalia</i> sp.	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Chrysolaena flexuosa</i> (Sims) H. Rob.	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Croton gnaphalii</i> Baill	7	2,046784	23	0,732251	1,389517
<i>Desmanthus tathuyensis</i> Hoehne	8	2,339181	22	0,700414	1,519798
<i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark.	8	2,339181	125	3,979624	3,159403
<i>Dyckia maritima</i> Baker	4	1,169591	50	1,59185	1,38072
<i>Elionurus candidus</i> (Trin.) Hack.	5	1,461988	25	0,795925	1,128957
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	4	1,169591	20	0,63674	0,903165
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltdl.	6	1,754386	18	0,573066	1,163726
<i>Eryngium horridum</i> Malme	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Eryngium pristis</i> Cham. & Schltdl.	13	3,80117	359	11,42948	7,615325
<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. & Schltdl.	4	1,169591	8	0,254696	0,712143
<i>Eupatorium ascendens</i> Sch. Bip. ex Baker	9	2,631579	27	0,859599	1,745589
<i>Eupatorium ligulaefolium</i> Hook. & Arn.	8	2,339181	33	1,050621	1,694901
<i>Eupatorium subhastatum</i> Hook. & Arn.	5	1,461988	15	0,477555	0,969772
<i>Euphorbia selloi</i> Klotzsch	4	1,169591	8	0,254696	0,712143
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	7	2,046784	12	0,382044	1,214414
<i>Galactia australis</i> (Malme) Ceolin & Miotto	6	1,754386	40	1,27348	1,513933
<i>Galactia marginalis</i> Benth	3	0,877193	6	0,191022	0,534107
<i>Glechon ciliata</i> Benth.	3	0,877193	6	0,191022	0,534107
Asteraceae	2	0,584795	2	0,063674	0,324235
<i>Heterothalamus psiadioides</i> Less	5	1,461988	25	0,795925	1,128957
<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	4	1,169591	20	0,63674	0,903165
<i>Lucilia nitens</i> Less.	4	1,169591	19	0,604903	0,887247
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	3	0,877193	9	0,286533	0,581863
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	3	0,877193	160	5,093919	2,985556
<i>Pfaffia tuberosa</i> Hicken	4	1,169591	11	0,350207	0,759899
<i>Piptochaetium</i> spp.	3	0,877193	15	0,477555	0,677374
Poaceae	3	0,877193	15	0,477555	0,677374
<i>Polygala</i> sp.	3	0,877193	4	0,127348	0,50227
<i>Rhynchosia diversifolia</i> Micheli	5	1,461988	10	0,31837	0,890179
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	3	0,877193	14	0,445718	0,661455
Rubiaceae	4	1,169591	4	0,127348	0,648469
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	10	2,923977	534	17,00096	9,962466
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	8	2,339181	87	2,769819	2,5545
<i>Scleria balansae</i> Maury	5	1,461988	10	0,31837	0,890179
<i>Scleria sellowiana</i> Kunth	5	1,461988	10	0,31837	0,890179
<i>Senecio</i> sp.	4	1,169591	12	0,382044	0,775817
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	3	0,877193	25	0,795925	0,836559
<i>Sisyrinchium palmifolium</i> L.	4	1,169591	12	0,382044	0,775817
<i>Stylosanthes montevidensis</i> Vogel	5	1,461988	10	0,31837	0,890179
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	4	1,169591	8	0,254696	0,712143
<i>Tragia</i> sp.	7	2,046784	7	0,222859	1,134821
<i>Vernonia flexuosa</i> Sims	14	4,093567	14	0,445718	2,269643
<i>Vernonia nudiflora</i> Less	5	1,461988	24	0,764088	1,113038

	342	100	3141	100	99,26901
--	-----	-----	------	-----	----------

Anexo2

Tabela 2. Lista das espécies identificadas e suas respectivas famílias.

Espécie	Família
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae
<i>Aeschynomene falcata</i> (Poir.) DC.	Fabaceae
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	Poaceae
<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	Poaceae
<i>Aristida laevis</i> (Nees) Kunth	Poaceae
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	Asteraceae
<i>Asteraceae</i>	Asteraceae
<i>Axonopus suffultus</i> (Mikan ex Trin.) Parodi	Poaceae
<i>Baccharis cognata</i> DC.	Asteraceae
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae
<i>Baccharis patens</i> Baker	Asteraceae
<i>Bernardia multicaulis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
<i>Briza subaristata</i> Lam.	Poaceae
<i>Bulbostylis</i> sp.	Cyperaceae
<i>Centella asiatica</i>	Apiaceae
<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Chaptalia</i> sp.	Asteraceae
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	Asteraceae
<i>Chrysolaena flexuosa</i> (Sims) H. Rob.	Asteraceae
<i>Croton gnaphalii</i> Baill	Euphorbiaceae
<i>Desmanthus tathuhyensis</i> Hoehne	Fabaceae
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Fabaceae
<i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark.	Poaceae
<i>Dyckia maritima</i> Baker	Bromeliaceae
<i>Elionurus candidus</i> (Trin.) Hack.	Poaceae
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	Poaceae
<i>Eriosema</i> cf. <i>tacuareboense</i>	Fabaceae
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltldl.	Apiaceae
<i>Eryngium horridum</i> Malme	Apiaceae
<i>Eryngium pristis</i> Cham. & Schltldl.	Apiaceae
<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. & Schltldl.	Apiaceae
<i>Eupatorium ascendens</i> Sch. Bip. ex Baker	Asteraceae
<i>Eupatorium ligulaefolium</i> Hook. & Arn.	Asteraceae
<i>Eupatorium subhastatum</i> Hook. & Arn.	Asteraceae
<i>Euphorbia selloi</i> Klotzsch	Euphorbiaceae
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	Convolvulaceae

<i>Galactia australis</i> (Malme) Ceolin & Miotto	Fabaceae
<i>Galactia marginalis</i> Benth	Fabaceae
<i>Galianthe fastigiata</i> Griseb.	Rubiaceae
<i>Galium</i> sp.	Rubiaceae
<i>Glandularia</i> sp.	Verbenaceae
<i>Glechon ciliata</i> Benth.	Lamiaceae
<i>Heterothalamus psiadioides</i> Less	Asteraceae
<i>Hydrocotyle exigua</i> Malme	Apiaceae
<i>Hyptis</i> sp.	Lamiaceae
<i>Jacquemontia</i> sp.	Convolvulaceae
<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	Poaceae
<i>Lucilia nitens</i> Less.	Asteraceae
<i>Mecardonia tenella</i> (Cham. & Schldtl.) Pennell	Plantaginaceae
<i>Melastomataceae</i>	Melastomataceae
<i>Melica</i> sp.	Poaceae
<i>Mimosa</i> cf. <i>dolens</i>	Fabaceae
<i>Neja filiformis</i> (Spreng.) Nees	Asteraceae
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	Asteraceae
<i>Pamphalea</i> sp.	Asteraceae
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	Poaceae
<i>Pfaffia tuberosa</i> Hicken	Amaranthaceae
<i>Piptochaetium</i> sp.	Poaceae
<i>Pleopeltis</i> sp.	Polypodiaceae
<i>Poaceae</i>	Poaceae
<i>Polygala</i> sp.	Polygalaceae
<i>Porophyllum</i>	Asteraceae
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae
<i>Rhynchosia diversifolia</i> Micheli	Fabaceae
<i>Rhynchosia lateritia</i> Burkart	Fabaceae
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schldtl.) Steud.	Rubiaceae
<i>Rubiaceae</i>	Rubiaceae
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	Poaceae
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	Poaceae
<i>Scleria balansae</i> Maury	Cyperaceae
<i>Scleria distans</i> Poir.	Cyperaceae
<i>Scleria sellowiana</i> Kunth	Cyperaceae
<i>Senecio heterotrichius</i> DC.	Asteraceae
<i>Senecio</i> sp.	Asteraceae
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Poaceae
<i>Sisyrinchium</i> cf. <i>vaginatam</i>	Iridaceae
<i>Sisyrinchium palmifolium</i> L.	Iridaceae
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	Poaceae
<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vogel	Fabaceae
<i>Stylosanthes montevidensis</i> Vogel	Fabaceae

<i>táxon 1</i>	?
<i>táxon 2</i>	?
<i>táxon 3</i>	?
<i>táxon 4</i>	?
<i>táxon 5</i>	?
<i>táxon 6</i>	?
<i>táxon 7</i>	?
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	Melastomataceae
<i>Trachypogon montufarii</i> (Kunth) Nees	Poaceae
<i>Tragia sp.</i>	Euphorbiaceae
<i>Turnera sp.</i>	Turneraceae
<i>Verbena sp.</i>	Verbenaceae
<i>Vernonia flexuosa</i> Sims	Asteraceae
<i>Vernonia nudiflora</i> Less	Asteraceae
<i>Zornia orbiculata</i> Mohlenbrock.	Fabaceae

Anexo 3

Tabela 3. Espécies vegetais, amostradas em janeiro de 2012 nos morros de Porto Alegre, correlacionadas com cada um dos 6 eixos da PCoA e a porcentagem de explicação de cada um desses eixos. Espécies com maior correlação com o eixo, positiva e negativa, em negrito (acima de 45% de explicabilidade).

Espécies	Eixo 1(A) (7,7%)	Eixo 2 (B) (7 %)	Eixo3(C) (5,9%)	Eixo 4 (D) (4,7%)	Eixo 5 (E) (4,4%)	Eixo 6 (4,1%) (F)
<i>Achyrocline satureioides</i>	0	-0.56557	0	0	0	-0.2823
<i>Aeschynomene falcata</i>	0	0	0	0	0	-0.53155
<i>Andropogon lateralis</i>	0	0	-0.50504	0	-0.509235	0.340593
<i>Aristida flacida</i>	0	0	0	0	-0.267078	-0.381526
<i>Aristida laevis</i>	0	0.57233	0	-0.349936	-0.345219	0
<i>Aspilia montevidensis</i>	0.453567	0	0	0.382236	0.314177	0
<i>Axonopus suffultus</i>	-0.692776	0	0	0	0.394442	0

<i>Baccharis cognata</i>	0	0	0	-0.342023	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0	0	0	0	0	-0.39661
<i>Briza subaristata</i>	0	0	0	0.395638	0	0
<i>Bulbostylis spp.</i>	0	0	0.565153	0	0	-0.349188
<i>Centella spp.</i>	0	0	0	0.345536	0	0
<i>Chamaecrista repens</i>	0	0	0	0	0	-0.350932
<i>Chevreulia acuminata</i>	0	0	0	-0.450834	0	0
<i>Croton gnaphalii</i>	-0.483919	0	-0.443152	0.348638	0	0
<i>Desmanthus tатуhyensis</i>	0	0.386493	0	0	0	0
<i>Dicanthelium sabulorum</i>	-0.470731	0	0.51657	0	0	0
<i>Elionurus candidus</i>	0	0	0	0	0	0.315276
<i>Eragrostis polytricha</i>	0	0	0	0	-0.535761	0
<i>Eryngium elegans</i>	0	-0.479267	0	0	0	0
<i>Eryngium horridum</i>	0	0	0	0	0	-0.287813
<i>Eryngium pristis</i>	0.496299	0.669038	0	0	0	0
<i>Eupatorium ascendens</i>	0	0	-0.500458	0	0	-0.570702
<i>Eupatorium ligulaefolium</i>	-0.420417	0	0	-0.460137	0.28975	0
<i>Eupatorium subhastatum</i>	0	0	-0.36254	0.335477	-0.389895	0
<i>Galactia australis</i>	0	0.439357	0	0	0	0
<i>Asteraceae</i>	0	0	0	0	0.412812	0
<i>Heterothalamus psiadioides</i>	-0.531291	0	0	0	0	0
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	0	0	0.481089	0.315574	0	0
<i>Paspalum maculosum</i>	0.545885	-0.617374	0	0	0	0

<i>Piptochaetium spp.</i>	0	0	0	0	0	-0.359177
<i>Poaceae</i>	0	0	-0.338127	0	0.286378	0
<i>Richardia grandiflora</i>	0	0.390748	0	0	0	0
<i>Rubiaceae</i>	0.513747	-0.662088	0	0	0.312522	0
<i>Schizachirium tenerum</i>	0	0.662383	0	0.456066		0
<i>Schizachirium microstachyum</i>	0	0	0.434585	0	-0.288467	0
<i>Scleria balansae</i>	0.495014	0	0	0	0	0
<i>Sisyrinchium palmifolium</i>	0	-0.445158	0.368241	0	0	0
<i>Stylosanthes montevidensis</i>	-0.422131	0	0	0	0	-0.550441
<i>Tibouchina cf. gracilis</i>	0	-0.389066	0	0	0	0
<i>Vernonia flexuosa</i>	0.482297	0	0	0	0	0
<i>Vernonia nudiflora</i>	0	0	-0.495751	0	0	0

Anexo 4



Figura 1. Vista de uma parcela instalada em campo seco no Morro São Pedro, observando-se a grande quantidade de solo descoberto.



Figura 2. Vista de uma parcela em campo rupestre no Morro Tapera.



Figura 3. Vista de campo úmido no Morro São Pedro.