

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

*Estrutura, riqueza e diversidade de campo dominado por gramíneas exóticas em um morro granítico no sul do Brasil.*

ANTÔNIA LETÍCIA PESENTI E SILVA

ORIENTADOR: Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO – BACHARELADO EM CIÊNCIAS  
BIOLÓGICAS

Artigo a ser submetido à revista Acta Scientiarum (Biological Sciences)  
como parte dos requisitos de obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Porto Alegre, junho de 2014.

# Estrutura, riqueza e diversidade de campo dominado por gramíneas exóticas em um morro granítico no sul do Brasil em um morro granítico no sul do Brasil

Antônia Letícia Pesenti e Silva<sup>1\*</sup>, Anaclara Guido<sup>2</sup>, Gerhard Ernst Overbeck<sup>13</sup>

<sup>1</sup>: Laboratório de Estudos em Vegetação Campestre, Instituto de Biociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, 91540-000 Porto Alegre, Brasil. <sup>2</sup>: Laboratório de Ecologia Quantitativa, Instituto de Biociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, 91540-000 Porto Alegre, Brasil. <sup>3</sup>: Departamento de Botânica, Instituto de Biociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, 91540-000 Porto Alegre, Brasil. \*E-mail para correspondência: antoniapesente@gmail.com

**RESUMO.** Para analisar o efeito da dominância de duas gramíneas exóticas invasoras *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*, sobre composição, riqueza e diversidade da vegetação campestre em um morro granítico de Porto Alegre, RS, Brasil, foram realizados três levantamentos quantitativos, um em campo nativo, e dois em campo dominado pelas espécies invasoras (um levantamento antes e outro seis meses após queimada do campo). Foram amostradas 51 parcelas de 1m<sup>2</sup>, com registro da altura média, das coberturas de todas as espécies, da vegetação total, da biomassa morta em pé, do mantilho, e do solo descoberto. Para comparar diversidade e composição foram utilizadas análises de permutação, e série de diversidade de Hill. Uma análise de ordenação foi usada para verificar diferenças na composição. Os dados apontam que a composição e a estrutura do campo nativo diferem significativamente do campo dominado pelas espécies invasoras, considerando ambos os levantamentos, em todos os parâmetros avaliados. Observou-se uma clara redução da diversidade na área invadida em comparação com o campo nativo. A composição do campo invadido não diferiu em seus dois levantamentos, sugerindo que as invasoras rapidamente se reestabelecem após o distúrbio. Considerando a grande importância dos remanescentes de vegetação nativa nos morros de Porto Alegre, tentativas de restauração da área degradada e de controle das espécies invasoras parecem necessárias.

**PALAVRAS-CHAVE:** Invasões biológicas, Campos, conservação, diversidade, *Melinis minutiflora*, *Urochloa decumbens*

**ABSTRACT.** To analyze the effect of the dominance of two exotic invasive grasses *Urochloa decumbens* and *Melinis minutiflora*, on composition and patterns of richness and diversity in a grassland area on one of the granitic hills in Porto Alegre, RS, Brazil, tree quantitative surveys were performed, one in a native grassland and two in a grassland area dominated by invasive species (one survey before and other six month after the grassland was burned). 51 plots with 1 m<sup>2</sup> were sampled, in which we recorded the average height and the cover of all species, total vegetation, standing dead biomass, litter and open soil. Permutation analyzes were conducted to compare the areas about richness, diversity and species composition, and Hill's series were used to compare the diversity of the areas. Differences in composition were illustrated by Ordination Analysis. The data indicated that native grassland composition and structure differ significantly from the grassland dominated by invasive species, considering both surveys, with a clear reduction of richness and diversity. Composition of the invaded grassland did not differ between the two surveys, suggesting that the invasive grasses can quickly regain their cover after fire disturbance. Considering the importance of the remaining native vegetation in the hills of Porto Alegre, initiatives to restore the degraded areas and to control the invasive species are necessary.

**KEY WORDS:** Biological invasions, grasslands, conservation, diversity, *Melinis minutiflora*, *Urochloa decumbens*

## INTRODUÇÃO

A invasão de habitats naturais por espécies exóticas é uma das principais ameaças à biodiversidade (VITOUSEK ET AL., 1996). As plantas invasoras são espécies exóticas naturalizadas no ambiente e capazes de invadir ambientes de vegetação nativa (RICHARDSON ET AL. 2000). O sucesso de uma invasão pode ser considerado uma função dos atributos da espécie invasora (e.g. produção de propágulos, taxa de

crescimento, eficiência na utilização de recursos), do regime de distúrbios (e.g. fogo e pastejo) e dos fatores bióticos (e.g. composição e riqueza de espécies da comunidade residente) e abióticos (e.g. disponibilidade de recursos) do ecossistema. Como consequência, a invasão pode causar mudanças na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais (DAVIS ET AL., 2000; SIMBERLOFF, 1995). Alguns trabalhos têm demonstrado que em escala de comunidade, um dos efeitos de plantas invasoras é a redução da riqueza de plantas nativas, principalmente pela ocupação do espaço. Estepes nos EUA invadidas pela gramínea *Taeniatherum caput-medusae* tiveram diminuição da sua diversidade (DAVIES; SVEJCAR, 2008), bem como vegetação campestre na Europa Central invadida por diferentes espécies (HEJDA ET AL., 2009). No Cerrado brasileiro, tanto *Urochloa decumbens* como *Melinis minutiflora* reduzem a contribuição de herbáceas nativas, como demonstrado na Reserva Biológica de Emas do Cerrado (PIVELLO, 1999).

No bioma Pampa são encontradas, segundo a base de dados I3N (Rede I3N - base de dados sobre espécies exóticas invasoras na América Latina e Caribe) e considerando todos os tipos de vegetação, 153 espécies exóticas invasoras (FONSECA ET AL., 2013). Nos Campos Sulinos, as espécies *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Senecio madagascariensis* Poir., *Ulex europaeus* L., *Eragrostis plana* Nees, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, e *Melinis minutiflora* P. Beauv. são, de forma geral, consideradas entre as espécies mais problemáticas. As três últimas são gramíneas de origem africana e cespitosas de via fotossintética C4, introduzidas no Brasil como forrageiras, *E. plana* e *U. decumbens* em meados do século XX, e *M. minutiflora* no século XIX.

Apesar de no Brasil haver informação das plantas consideradas invasoras, ainda há poucos dados sobre seus efeitos nas comunidades, e que possam ser posteriormente utilizados para o manejo adequado da área (MANCHESTER & BULLOCK, 2000) e controle das invasões. O mesmo é válido para as espécies que invadem ambientes campestres no sul do Brasil. No entanto, o conhecimento dos efeitos constitui o primeiro passo para uma avaliação dos seus impactos em termos ecológicos e econômicos e fornece informações a respeito do potencial de controle e manejo, bem como de recuperação das áreas invadidas. Neste contexto, o presente estudo buscou analisar as diferenças na composição e estrutura da vegetação campestre em um dos morros graníticos de Porto Alegre em áreas dominadas pelas gramíneas invasoras, *M. minutiflora* e *U. decumbens*, e

na vegetação do campo nativo em um dos morros graníticos de Porto Alegre, com importantes remanescentes de vegetação nativa (SETUBAL ET AL., 2011).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### Área de estudo

O Morro Santana está localizado nas coordenadas 30°04 S e 51°08W, nos municípios de Porto Alegre e Viamão. O clima da região corresponde ao subtipo Cfa conforme a classificação de Köppen, com uma temperatura média anual de 18 a 20°C e precipitação média de 1400 mm por ano, sem estação seca definida (NIMER, 1990). O solo predominante pode ser classificado como Argissolo vermelho-amarelo distrófico típico (STRECK ET AL., 2002). Este morro é formado por mosaicos de florestas e campos em 1000 ha de área total, com altitude máxima de 311 m. Os campos do morro estão situados em parte no topo e na encosta norte, com vegetação nativa (OVERBECK ET AL., 2006) e a outra parte num platô da encosta sul, com dominância de gramíneas invasoras, *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*. Os campos não são pastejados, no entanto ocorrem queimas regulares devido ao acúmulo de biomassa da vegetação presente. A área invadida queima praticamente todos os anos, geralmente no verão, enquanto a frequência de queimadas é mais baixa no campo nativo (OVERBECK ET AL., 2006). Além disso, enquanto a área nativa não tem histórico de uso, a área invadida foi utilizada até cerca de 20 anos atrás para lavouras, conforme funcionários da UFRGS. Após abandono do uso agrícola, as gramíneas exóticas introduzidas na época conseguiram ocupar o campo da encosta sul, sendo assim as espécies dominantes desta área.

### Levantamento quantitativo da vegetação

A vegetação foi avaliada na área de campo nativo localizada no topo do morro, e na área invadida pelas gramíneas exóticas invasoras, localizada na encosta sul. Os levantamentos ocorreram entre outubro e novembro de 2013, e, na área invadida, novamente em abril de 2014 para avaliar os efeitos de uma queima que ocorreu em novembro de 2013. Foi utilizado o método de parcelas com dimensões de 1 x 1 m alocadas de maneira aleatória, e distantes no mínimo 40 m uma das outras. No total foram amostradas 51 parcelas, sendo 15 na área de campo nativo, 18 na área invadida antes de ocorrer a queima, e 18 na área invadida após a queima. Como os pontos na primeira

amostragem foram marcados por GPS, a segunda amostragem ocorreu aproximadamente nos mesmos pontos. Na amostragem, foram incluídas todas as espécies que estavam com alguma parte da sua cobertura aérea na parcela. Seguindo a escala de Londo (1976), em cada parcela foram determinadas as coberturas de cada espécie, da vegetação como um todo, do solo descoberto, do mantilho, e da biomassa morta em pé. Além disso, foi registrada a altura média da vegetação, dada por 5 medidas. Espécies que não puderam ser identificadas em campo foram coletadas para determinação em chaves específicas, comparação com os acervos do herbário ICN da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e/ou consultas com especialistas. As espécies amostradas foram classificadas em suas respectivas famílias conforme APG III (2012).

### Análise dos dados

Para cada área foram calculadas a frequência absoluta (FA), a frequência relativa (FR), a cobertura absoluta (CA), a cobertura relativa (CR) e o índice de valor de importância (IVI) de cada espécie, segundo Muller-Dombois & Ellenberg (1974). Para avaliar as diferenças entre a composição de espécies das áreas, foi efetuada uma análise de variância multivariada com teste de permutação (10.000 iterações, em base de distância de corda) e uma ordenação pelo método de PCoA (em base de distância de corda). Para avaliar a diversidade das áreas utilizou-se a série de Hill, que permite uma interpretação da diversidade levando em conta a riqueza, a equidade e a dominância em cada área (MELO, 2008). A cobertura total da vegetação, do solo descoberto, do mantilho e da biomassa morta em pé, bem com o valor médio da altura da vegetação foram comparadas utilizando teste de permutação (em base da distância euclidiana). Todas as análises foram feitas no software MULTIV (PILLAR, 2005).

## **RESULTADOS**

Na área de campo nativo foram registradas 126 espécies pertencentes a 27 famílias, na área invadida 81 espécies pertencentes a 18 famílias no levantamento pré-queima, e 68 espécies pertencentes 13 famílias no levantamento pós-queima. Deste último levantamento, 41% das espécies estavam presentes no levantamento pré-queima também. Na área de campo nativo as famílias com maior riqueza foram Asteraceae (34 espécies), Poaceae (33 espécies) e Fabaceae (12 espécies) e as espécies com maior IVI foram as

gramíneas nativas *Aristida flaccida* (12.2), *Elionurus candidus* (9.6) e *Trachypogon spicatus* (7.0) (Tabela 1).

Na área invadida, as famílias com maior riqueza foram Asteraceae (31 e 20 espécies, no levantamento pré e pós-queima, respectivamente), Poaceae (20 e 13 espécies) e por fim Fabaceae (4 e 9 espécies). Destaca-se um alto valor de IVI para as invasoras *Urochloa decumbens* (primeiro levantamento: 28.5; segundo levantamento: 34.7) e *Melinis minutiflora* (14.9 e 12.8) (Tabela 1). Das dez espécies com maiores valores do IVI de cada área, somente *Eryngium sanguisorba* ocorreu tanto na área de campo nativo, quanto na área invadida (Tabela 1). Nenhuma espécie exótica ocorreu nas parcelas do campo nativo, enquanto um total cinco espécies exóticas foram encontradas nas parcelas na área de campo invadido (além de *U. decumbens* e *M. minutiflora*, as gramíneas *Digitaria eriantha*, *Setaria sphacelata* e *Poa annua*).

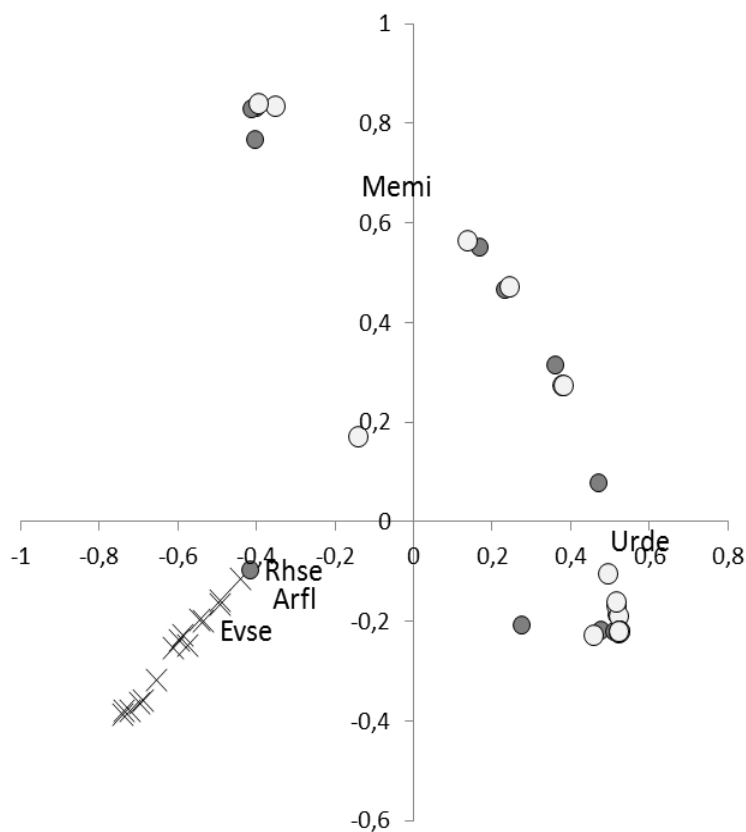
**Tabela 1:** Espécies dominantes em área de campo nativo e área invadida por espécies exóticas no Morro Santana, Porto Alegre, RS. São consideradas as dez espécies com maior IVI por área/levantamento. Fr = Frequência relativa, Cr = Cobertura relativa, IVI = Índice do Valor de Importância.

Família	Espécie	Campo nativo			Área invadida (pré-queima)			Área invadida (pós-queima)		
		Fr	Cr	IVI	Fr	Cr	IVI	Fr	Cr	IVI
Poaceae	<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	3.4	17.4	12.2	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	2.4	1.5	3.2	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch. Müll.	-	-	-	2.8	1.7	3.7	-	-	-
Asteraceae	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill	-	-	-	2.3	3.7	4.2	-	-	-
Fabaceae	<i>Desmanthus tathuyensis</i> Hoehne	-	-	-	4.2	0.5	4.5	3.2	0.1	3.3
Fabaceae	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	-	-	-	-	-	-	3.8	1.0	2.4
Poaceae	<i>Digitaria eriantha</i> Steud.	-	-	-	0.9	3.9	2.9	-	-	-
Poaceae	<i>Elionurus candidus</i> (Trin.) Hack.	2.9	13.3	9.6	-	-	-	-	-	-
Apiaceae	<i>Eryngium horridum</i> Malme	1.7	5.4	4.4	3.7	1.5	4.5	4.9	3.4	4.1

Apiaceae	<i>Eryngium pristis</i> Cham. & Schltldl.	1.0	7.3	4.7	-	-	-	-	-	-
Apiaceae	<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham Et. Schlecht	-	-	-	6.1	1.7	6.9	6.5	2.0	4.2
Asteraceae	<i>Eupatorium squarrulosum</i> Hook. & Arn.	-	-	-	-	-	-	3.8	0.5	2.1
Convolvulaceae	<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	3.4	0.8	3.8	-	-	-	-	-	-
Fabaceae	<i>Macroptilium erythroloma</i> (Mart. ex Benth.)	-	-	-	-	-	-	2.7	1.3	2.0
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	-	-	-	4.7	20.5	14.9	6.5	19.1	12.8
Asteraceae	<i>Orthopappus angustifolius</i> Gleason	-	-	-	-	-	-	4.3	0.6	2.5
Amaranthaceae	<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng). Hicken	2.9	0.6	3.3	-	-	-	-	-	-
Cyperaceae	<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	2.4	1.3	3.1	-	-	-	-	-	-
Cyperaceae	<i>Rhynchospora setigera</i> (Kunth) Boeck.	2.7	1.1	3.3	-	-	-	-	-	-
Poaceae	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.	-	-	-	0.9	5.7	3.8	-	-	-
Poaceae	<i>Sorghastrum stipoides</i> (Kunth) Nash	-	-	-	1.9	1.9	2.8	-	-	-
Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L. f.) Kuntze	1.5	10.9	7.0	-	-	-	-	-	-
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	-	-	-	7.0	42.9	28.5	9.7	59.6	34.7
Asteraceae	<i>Vernonia nudiflora</i> Less.	-	-	-	-	-	-	4.3	0.9	2.6

A composição de espécies diferiu significativamente entre a área de campo nativo e a área invadida, para o levantamento pré e pós-queima ( $p = 0,0001$  para ambos os casos), já entre os dois levantamentos da área invadida, a composição de espécies não apresentou diferença significativa. Da mesma forma, o gráfico de ordenação (Figura 1) mostra um

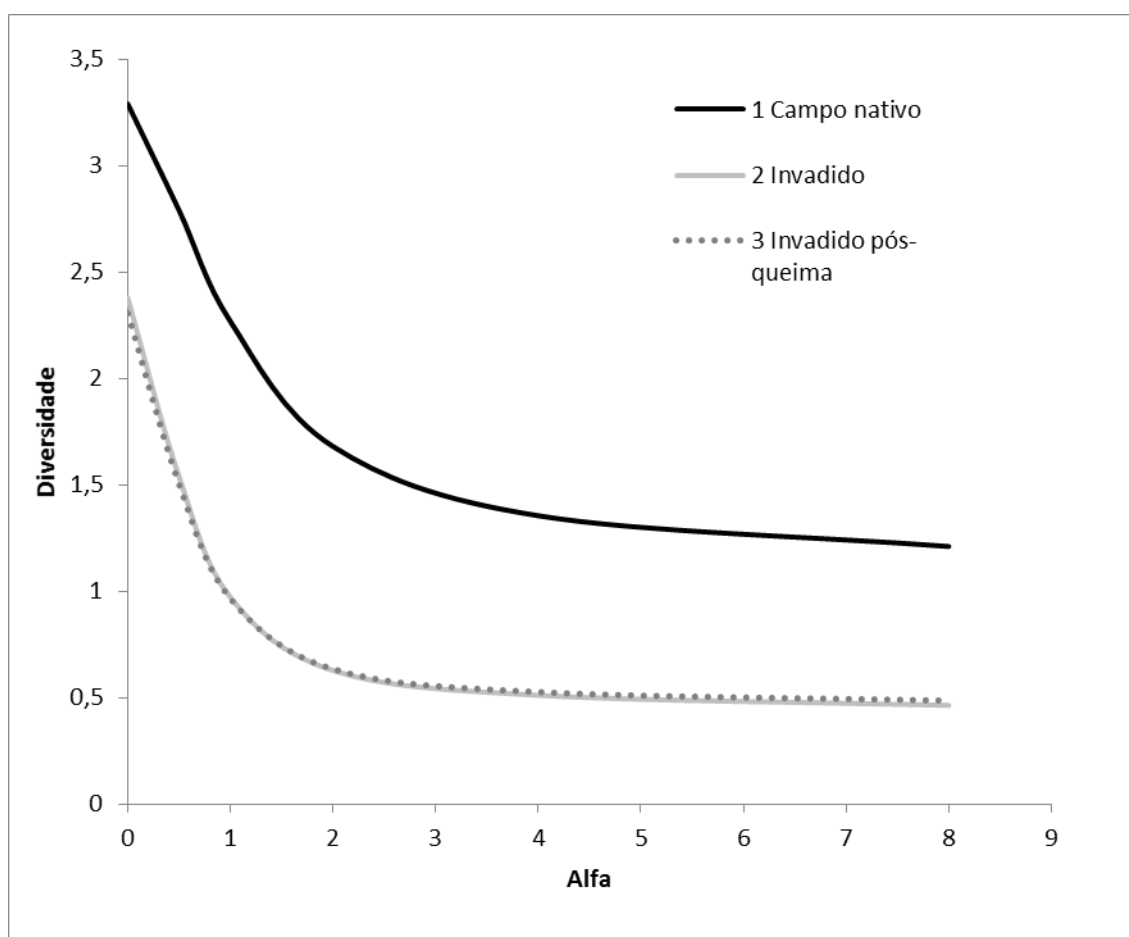
agrupamento das parcelas de campo nativo, claramente separadas das parcelas da área invadida ao longo do eixo 1. Espécies fortemente correlacionadas negativamente com o eixo 1, i.e. associadas ao campo nativo, são *Aristida flaccida*, *Evolvulus sericeus* e *Rhynchospora setigera* (Kunth). Boeck. As parcelas do campo invadido, amostradas em dois períodos distintos, não foram separadas no gráfico da ordenação. Ao longo do segundo eixo, estas parcelas separavam-se em relação à espécie invasora dominante, *Urochloa decumbens* ou *Melinis minutiflora*.



**Figura 1:** Ordenação dos levantamentos pela Análise de Coordenadas Principais (Eixo 1: 27.1%; Eixo 2: 21,2%), com indicação das espécies com correlação > 50% com eixo 1 ou 2 (Arfl = *Aristida flaccida*, Evse = *Evolvulus sericeus*, Memi = *Melinis minutiflora*, Rhse = *Rhynchospora setigera*, Urde = *Urochloa decumbens*) Círculos brancos: área invadida, antes da queima; Círculos cinza: área invadida, após a queima; Cruzes: campo nativo.



A riqueza média de espécies por parcela de 1m<sup>2</sup> foi significativamente maior no campo nativo (27.3 espécies) em comparação com o campo invadido, com em média 11.5 espécies no primeiro e 10.8 espécies no segundo levantamento (p=0.001, para ambos os casos). A área invadida não mostrou diferença significativa em relação à riqueza entre os dois tempos de levantamento. Para todos os valores de alfa na série de Hill (Figura 2), o campo nativo apresentou maior diversidade do que o campo invadido. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi de 2.26 para o campo nativo (média dos valores em nível de parcela) e de 0.97 e 0.96 para os dois levantamentos da área invadida por *Urochloa* e *Melinis* antes e após a queima, respectivamente. O índice de Concentração de Simpson (IC) foi de 1.68 para o campo nativo e de 0.62 e 0.63 para a área invadida.



**Figura 2:** Série de Hill, com valores de diversidade referentes a riqueza  $\alpha=0$ ), índice de Shannon ( $\alpha=1$ ), índice de Simpson ( $\alpha=2$ ), e Berger-Parker ( $\alpha=8$ ).

A estrutura do campo se apresentou de forma altamente discrepante entre a área de campo nativo e a área invadida, com diferenças significativas para todos os parâmetros avaliados (Tabela 2), demonstrando o forte impacto da dominância das gramíneas exóticas. A área do campo invadido diferiu, entre os dois levantamentos, apenas a respeito da percentagem de solo descoberto e do mantilho, as quais foram modificados em consequência da queimada.

**Tabela 2.** Estrutura física dos campos nativo e invadido do Morro Santana: cobertura total da vegetação, cobertura de biomassa morta, cobertura de solo descoberto, cobertura de mantilho e altura média da vegetação. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ( $p < 0.05$ ).

Área	Cobertura total (%)	Biomassa morta (%)	Solo descoberto (%)	Mantilho (%)	Altura (cm)
Campo nativo	67.3 a	3.3 a	32.7 a	1.1 a	24.6 a
Área invadida (pré-queima)	81.8 b	35.3 b	6.8 b	7.9 b	53.8 b
Área invadida (pós-queima)	77.1 a b	11.2 b	18.2 c	3.1 a	60.3 b

## DISCUSSÃO

Embora a problemática de espécies invasoras seja reconhecida no mundo inteiro e no Brasil, relativamente poucos estudos existem que avaliam os efeitos de plantas invasoras nos padrões de composição e riqueza de áreas invadidas. Neste trabalho, comparamos uma área invadida por gramíneas exóticas africanas com rota fotossintética C4 em um morro granítico de Porto Alegre com uma área de campo nativo no mesmo morro. Embora um estudo envolvendo mais áreas forneceria resultados mais robustos ainda, diferenças muito claras da composição, riqueza, e estrutura física da vegetação entre as duas áreas estudadas ficam evidentes, permitindo uma avaliação do efeito das espécies invasoras e a discussão dos possíveis mecanismos envolvidos.

Os dados demonstram diferenças claras na estrutura e composição entre a área invadida pelas espécies introduzidas *U. decumbens* e *M. minutiflora* e a área de campo nativo a respeito da composição e a estrutura da vegetação campestre nativa. A presença

das gramíneas invasoras diminuiu a riqueza e diversidade da comunidade, provavelmente devido a presença de atributos que tornam as duas espécies mais competitivas, evidente pela altura e a biomassa aérea. Para Pysek et al. (1995), esta capacidade de chegar a altos níveis de altura é um dos atributos que tornam as plantas invasoras especialmente eficientes. A composição da área invadida, antes e após o fogo, foi muito similar entre si, o que indica o rápido reestabelecimento das espécies invasoras após o distúrbio, o qual também pode ser considerado um indicador para a alta capacidade competitiva das gramíneas invasoras. Conforme Brooks et al. (2004), gramíneas invasoras que produzem biomassa morta em pé inflamável, como isso promovendo queimadas frequentes, são entre as espécies invasoras que mais alteram os ambientes invadidos, possivelmente até o ponto que a vegetação nativa não consegue mais se recuperar.

Na área de campo nativo, observa-se que há poucas espécies dominantes e a dominância das mesmas não é muito alta, com somente cinco espécies com cobertura relativa maior de 5% (Tabela 1), padrão semelhante como encontrado em outros trabalhos na região (DRESSENO & OVERBECK, 2013; FERREIRA ET AL., 2010; OVERBECK ET AL., 2006; SETUBAL & BOLDRINI, 2011). Já no campo invadido, ocorre uma dominância alta das gramíneas invasoras *U. decumbens* e *M. minutiflora* e, portanto uma baixa equabilidade na vegetação. No campo nativo, as espécies mais importantes foram gramíneas cespitosas, no caso, *Aristida flaccida*, *Elionorus candidus* e *Trachypogon spicatus*. Enquanto essas espécies específicas são características da fisionomia de campo rupestre nos morros graníticos de Porto Alegre (BOLDRINI ET AL., 1998; DRESSENO & OVERBECK, 2013; OVERBECK ET AL., 2006), de forma geral gramíneas de hábitos cespitosos são características em vegetação campestre não pastejada, por serem melhores competidoras de luz (BOLDRINI & EGGERS, 1996). Em geral, a família Poaceae é a mais representativa dos campos sulinos (BOLDRINI ET AL., 2010). Na área invadida do Morro Santana, as gramíneas nativas tiveram uma diminuição clara da sua importância, o qual sugere a presença de um mecanismo de exclusão competitiva por parte das invasoras. No caso estudado, vale ressaltar que a distribuição homogênea da biomassa aérea nos diferentes estratos da vegetação e a continuidade horizontal da biomassa (BROCKS ET AL., 2004) pode ser o fator principal de exclusão competitiva, causando competição forte por luz, além de proporcionar a essas espécies e, desta forma à comunidade vegetal, uma alta inflamabilidade (HOFFMANN ET AL., 2004).

O fogo tem sido um fator importante na evolução dos ecossistemas campestres, é um fator principal que contribui para a manutenção da estrutura da vegetação e da sua biodiversidade (BEHLING ET AL., 2004; PILLAR & QUADROS, 1997) e é característico dos campos nativos nos morros de Porto Alegre (OVERBECK ET AL., 2005b). Gramíneas cespitosas em geral resistem ao fogo, mas um grande número de plantas também podem surgir após a queimada, geralmente via rebrote das estruturas subterrâneas (FERREIRA ET AL., 2010; OVERBECK ET AL., 2005a). Em curto prazo, o fogo pode levar a um aumento na riqueza de espécies e diversidade, como resultado da redução de interações competitivas e o aumento das possibilidades de recrutamento (OVERBECK ET AL., 2005b). Com mais tempo após a queimada, as gramíneas cespitosas tornam-se mais dominantes. No entanto, no caso dos campos nativos, os processos de exclusão competitiva são muito mais lentos e menos abruptos e, de forma geral, o fogo pode ser considerado o fator principal para a manutenção da diversidade campestre em campos sem pastejo (OVERBECK ET AL., 2005b; 2007). Já no caso do campo invadido, a combinação da dominância das gramíneas invasoras com o regime de queimadas frequentes – provocadas pelas próprias gramíneas – aparentemente há poucas possibilidades de sair deste ciclo entre gramíneas exóticas e fogo. Espécies invasoras podem alterar a frequência e/ou a intensidade do fogo na área invadida (BROOKS ET AL., 2004). As gramíneas invasoras *Urochloa* spp. e *Melinis minutiflora* ressurgem rapidamente com o fogo, em uma interação gramínea-fogo que estabiliza a comunidade vegetal (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992).

Se por um lado as gramíneas exóticas *U. decumbens* e *M. minutiflora*, em consequência da sua alta competitividade reduzirem claramente a riqueza e diversidade da vegetação campestre, fica evidente que há grupos de espécies que conseguiram se manter ou se estabelecer na comunidade invadida. A família das Asteraceae, uma família com grande número de espécies nos Campos Sulinos e também nas áreas de campo nativo no Morro Santana (FERNANDES & RITTER, 2009; OVERBECK ET AL., 2006) mostrou um número de espécies alto no campo invadido. No entanto, ao verificar quais as espécies que conseguiram se estabelecer, percebe-se que são principalmente as espécies subarborescentes e arbustivas, por ex., dos gêneros *Baccharis*, *Eupatorium* e *Senecio*, que conseguem escapar da competição por luz pela capacidade de crescer em altura, além de apresentarem, de forma geral, um caráter mais ruderal. Outras espécies que conseguiram se manter com cobertura relativamente alta foram os do gênero *Eryngium*, apontado por

conter espécies adaptadas a regimes com alta frequência de distúrbios, especialmente o fogo (FIDELIS ET AL, 2010). Espécies de Fabaceae, por sua vez, podem ser beneficiadas na sua germinação pelos fogos frequentes devido a presença de dormência das sementes em muitas espécies (SILVEIRA & OVERBECK, 2013).

## CONCLUSÃO

Nossos dados mostram fortes diferenças entre a área invadida por gramíneas exóticas e a área de campo nativo no Morro Santana. Considerando o alto valor de conservação dos campos nativos nos morros de Porto Alegre e a importância da vegetação nativa no ambiente urbano (Setubal et al., 2011), iniciativas de restauração da área invadida parecem importantes, mesmo que o controle de espécies invasoras constitui um grande desafio para manejo e restauração (D'Antonio & Meyerson, 2002). Práticas de controle que busquem aumentar a capacidade competitiva das nativas em detrimento das invasoras são necessárias, bem como tentativas de reduzir a produção de sementes das espécies invasoras e o seu banco de sementes. A pesquisa nesta área ainda é incipiente no sul do Brasil, apesar dos fortes impactos que as espécies invasoras podem ter nas comunidades vegetais, como demonstrado neste trabalho.

**AGRADECIMENTOS** À Ilsi I. Boldrini, Sérgio A. de L. Bordignon, Fábio P. Torchelsen, Rodrigo E. Ardisson, Pedro Joel S. da Silva Jr., Cleusa V. Ely, Fernanda S. Silveira, Rosângela G. Rolim e Dióber B. Lucas, pelo auxílio na identificação das espécies; também à Cristiane F. Jurinitz e Christiane Koch pelo auxílio no levantamento quantitativo; aos seguranças da UFRGS pelo acompanhamento; e por fim, agradecemos à Cristiane F. Jurinitz e à Lidiane da Rosa Boavista, pelas sugestões ao manuscrito.

## REFERÊNCIAS

APG III – Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III, 2012.

BEHLING H.; PILLAR V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S. G. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambara´ do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, p. 277–297, 2004.

BOLDRINI, I. I.; EGGERS, L. Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 10, n. 1, p. 37-50, 1996.

BOLDRINI, I. I.; MIOTTO, S. T. S.; LONGHI-WAGNER, H. M.; PILLAR, V. D. P.; MARZALL, K. Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre, RS, Brasil. **Acta Botanica brasil**, v.12, n.1, p. 89-100, 1998.

BOLDRINI, I. I.; FERREIRA, P. M. A.; ANDRADE, B. O.; SCHNEIDER, A. A.; SETUBAL, R.B.; TREVISAN, R.; FREITAS, E. M. **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica**. Porto Alegre: Pallotti. 64 pp, 2010.

BROOKS, M. L.; D'ANTONIO, C.M.; RICHARDSON, D. M.; GRACE, J. B.; KEELEY, J. E.; DITOMASO, J. M.; HOBBS, R. J.; PELLANT, M.; PYKE, D. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, v. 54, n. 7, p.677-688, 2004.

CAPORAL, F. J. M.; BOLDRINI, I. I. Florística e fitossociologia de um campo manejado na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 37-44, 2007.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M.. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 23, p. 63-87, 1992.

DAVIES, K. W.; SVEJCAR, A. J. Comparison of medusahead invaded and non-invaded wyoming big sagebrush steppe in southeastern oregon. **Rangeland ecology and management**, v. 61, p. 623-629, 2008.

DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 528–534, 2000.

DRESSENO, A. L. P.; OVERBECK, G. E. 2013. Structure and composition of a grassland relict within an urban matrix: potential and challenges for conservation. **IHERINGIA**, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 68, n. 1, p. 59-71, 2013.

FERNANDES, A. C.; RITTER, M. R. A família Asteraceae Martinov no Morro Santana, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, p. 395-439, 2009.

FERREIRA, P. M. A.; MÜLLER, S. C.; BOLDRINI, I. I.; EGGERS, L. Floristic and vegetation structure of a granitic grassland in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, p. 21-36, 2010.

FIDELIS, A.; DELGADO-CARTAY, M. D.; BLANCO, C. C.; MÜLLER, S. C.; PILLAR, V. D.; PFADENHAUER, J. Fire intensity and severity in Brazilian Campos grasslands. **Interciencia**, v. 35, p. 739-745, 2010.

FONSECA, C.; GUADAGNIN, D.; EMER, C.; MASCIADRI, S.; GERMAIN, P.; ZALBA, S. **Biological Invasions**, v. 15, n. 8, p. 1-13, 2013.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 393–403, 2009.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia** v. 140, p. 252-260, 2004.

LONDO, G. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. **Vegetatio**, v. 33, p. 61-64, 1976.

MANCHESTER, S. J.; BULLOCK, J. M. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. **Journal of Applied Ecology**, vol 37, p. 845–864, 2000.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n.3, 2008.

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, LTD. 547 p, 1974.

NIMER, E. Clima. In: IBGE (ed.) **Geografia do Brasil: Região sul**, pp. 151-187, 1990. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.

OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. **Flora**, v. 202, n. 1, p. 27-49, 2005a.

OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C.; PILLAR, V. D. P.; PFADENHAUER, J. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, p. 655–664, 2005b.

OVERBECK, G. E.; MULLER, S. C.; PILLAR, V. D.; PFADENHAUER, J. Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, n. 4, p. 1073-1090, 2006.

PILLAR, V. D.; QUADROS, F. L. F. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. **Coenoses** v. 12, p. 119-126, 1997.

PILLAR, V.D. **MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling**. User's Guide v.2.3.10, 2005. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brasil. <http://www.ecoqua.ecologia.ufrgs.br>.

PYSEK, P. On the terminology used in plant invasion studies. In **Plant invasions – general aspects and special problems**. SPB Academic Publishers, Amsterdam, 1995.

PIVELLO, V.R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. F.; PECCININI, A. A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian Savanna) Biological Reserve. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; Panetta, F. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93–107, 2000.

SILVEIRA, F. S.; OVERBECK, G. E. Effect of high temperature on germination of four legumes from a forest-grassland mosaic in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, 2013.

SETUBAL, R. B.; Boldrini, I. I.; FERREIRA, P. M. A. (Org.) **Campos dos Morros de Porto Alegre**. Porto Alegre: Igré – Associação Sócio-Ambientalista, 2011.

SIMBERLOFF, D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? **Pacific Science**, v. 49, n. 1, p. 87-97, 1995.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.d., Schneirder, P. **Solos do Rio grande do sul**. Editora da UFRGS, Porto Alegre, 2002.

VITOUSEK, P. M.; C. M. D'ANTONIO; L. L. LOOPE; WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. 84:468–478, 1999.



## ANEXOS

Anexo 1 – Parâmetros fitossociológicos das espécies na área de campo nativo, por ordem decrescente de índice de valor de importância (IVI), incluindo Frequência relativa (Fr) e Cobertura relativa (Cr).

<b>Espécie</b>	<b>Fr</b> <b>(%)</b>	<b>Cr</b> <b>(%)</b>	<b>IVI</b>
<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	3.42	17.47	12.16
<i>Elionurus candidus</i> (Trin.) Hack.	2.93	13.36	9.61
<i>Trachypogon spicatus</i> (L. f.) Kuntze	1.47	10.96	6.95
<i>Eryngium pritis</i> Cham. & Schltldl.	0.98	7.36	4.66
<i>Eryngium horridum</i> Malme	1.71	5.42	4.42
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	3.42	0.80	3.82
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	2.93	0.69	3.28
<i>Rhynchospora setigera</i> (Kunth) Boeck.	2.69	1.14	3.26
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	2.44	1.54	3.22
<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	2.44	1.31	3.10
<i>Galianthe fastigiata</i> Griseb.	2.44	0.91	2.90
<i>Lucilia acutifolia</i> (Poir.) Cass.	2.44	0.80	2.84
<i>Desmanthus tatuhyensis</i> Hoehne	2.44	0.74	2.82
<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth	2.20	0.97	2.69
<i>Baccharis incisa</i> Hook & Arn.	0.24	4.57	2.53
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	2.20	0.51	2.46
<i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A.	1.96	0.86	2.38
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	0.49	3.65	2.32
<i>Eriosema tacuarembense</i> Arechav.	1.71	1.14	2.28
<i>Eupatorium ligulifolium</i> Hook & Arn.	1.71	1.03	2.23
<i>Vernonia nudiflora</i> Less.	1.71	0.74	2.08
<i>Baccharis pentodonta</i> Malme	1.47	1.14	2.04
<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. Et Schlecht	1.71	0.40	1.91
<i>Setaria parviflora</i> (Póir) Kérgelen	1.71	0.40	1.91
<i>Aristida laevis</i> (Ness) Kunth	1.22	1.37	1.91

<i>Baccharis cognata</i> DC.	1.22	1.14	1.79
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	1.47	0.34	1.64
<i>Galactia marginalis</i> Benth. ex Benth. & Hook. F	1.22	0.46	1.45
<i>Sisyrinchium palmifolium</i> L.	1.22	0.29	1.37
<i>Danthonia cirrata</i> Hack & Arechav.	0.73	0.97	1.22
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	0.98	0.40	1.18
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. Ex Ham.)	0.73	0.74	1.10
<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	0.98	0.23	1.09
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	0.98	0.23	1.09
<i>Helianthemum brasiliense</i> (Lam.) Pers.	0.98	0.23	1.09
<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	0.98	0.23	1.09
<i>Senecio heterotrichius</i> DC.	0.98	0.23	1.09
<i>Bothriochloa exaristata</i> (Nash) Henrard	0.73	0.57	1.02
<i>Angelonia integerrima</i> (Sprengel)	0.73	0.46	0.96
<i>Moritzia ciliata</i> DC.	0.49	0.91	0.95
<i>Axonopus argentinus</i> Parodi	0.73	0.37	0.92
<i>Acmella bellidioides</i> (Smith in Rees) R. K. Jansen	0.73	0.34	0.90
<i>Galium humile</i> Cham. & Schltldl.	0.73	0.23	0.85
<i>Briza subaristata</i> Lam.	0.73	0.17	0.82
<i>Crotalaria tweediana</i> Benth.	0.73	0.17	0.82
<i>Euphorbia selloi</i> (Klotzsch & Garcke) Boiss.	0.73	0.17	0.82
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	0.73	0.17	0.82
<i>Glechon ciliata</i> Benth.	0.73	0.17	0.82
<i>Hyptis stricta</i> Benth.	0.73	0.17	0.82
<i>Melica brasiliana</i> Ard.	0.73	0.17	0.82
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	0.73	0.17	0.82
<i>Porophyllum lanceolatum</i> DC.	0.73	0.17	0.82
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltldl.) Steud.	0.73	0.17	0.82
<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A.DC.	0.73	0.12	0.79
<i>Eupatorium intermedium</i> DC.	0.49	0.51	0.75
<i>Andropogon sp.</i>	0.49	0.40	0.69
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	0.49	0.34	0.66
<i>Aristida circinalis</i> Lindm.	0.49	0.29	0.63
<i>Axonopus suffultus</i> (Mikan ex Trin.) Parodi	0.49	0.29	0.63
<i>Eupatorium tanacetifolium</i> Gill. ex Hook. & Arn.	0.49	0.29	0.63

<i>Macroptilium prostratum</i> (Benth.) Urb.	0.49	0.29	0.63
<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme	0.49	0.29	0.63
<i>Stipa filiculmis</i> Delile	0.49	0.29	0.63
<i>Vernonia flexuosa</i> Sims	0.49	0.29	0.63
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0.49	0.11	0.55
<i>Andropogon selloanus</i> Hack.	0.49	0.11	0.55
<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch.Müll.	0.49	0.11	0.55
<i>Baccharis</i> sp.	0.49	0.11	0.55
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC	0.49	0.11	0.55
<i>Briza uniolae</i> (Nees) Steud.	0.49	0.11	0.55
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	0.49	0.11	0.55
<i>Carex phalaroides</i> Kunth	0.49	0.11	0.55
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burk.	0.49	0.11	0.55
<i>Conyza primulifolia</i> (Lam.) Cuatrec. & Lourteig	0.49	0.11	0.55
<i>Criscia stricta</i> (Spreng.) L. Katinas	0.49	0.11	0.55
<i>Croton</i> cf. <i>gnaphalii</i> Baill.	0.49	0.11	0.55
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltldl.	0.49	0.11	0.55
<i>Eragrostis lugens</i> Nees	0.49	0.11	0.55
<i>Eupatorium ascendens</i> Sch. Bip. Ex Baker	0.49	0.11	0.55
<i>Galium richardianum</i> Gillies ex Hook. & Arn.	0.49	0.11	0.55
<i>Herbertia pulchella</i> Sweet	0.49	0.11	0.55
<i>Setaria vaginata</i> Spreng.	0.49	0.11	0.55
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	0.49	0.11	0.55
<i>Sisyrinchium</i> sp.	0.49	0.11	0.55
<i>Stevia veronicae</i> DC.	0.49	0.11	0.55
<i>Andropogon macrothrix</i> Trin.	0.24	0.46	0.47
<i>Aristida venustula</i> Arechav.	0.24	0.46	0.47
<i>Axonopus affinis</i> Chase	0.24	0.46	0.47
<i>Rumohra adiantiformes</i> (G. Forst.) Ching	0.24	0.46	0.47
<i>Schinus weinmanniifolius</i> Mart. ex Engl	0.24	0.46	0.47
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	0.24	0.23	0.36
<i>Lantana montevidensis</i> (Spreng.) Briq.	0.24	0.23	0.36
<i>Monnina oblongifolia</i> Arechav.	0.24	0.23	0.36
<i>Andropogon bicornis</i> L.	0.24	0.06	0.27
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	0.24	0.06	0.27
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	0.24	0.06	0.27

<i>Bromus auleticus</i> Trin. ex Nees	0.24	0.06	0.27
<i>Bulbostylis glaziovii</i> (Boeckeler) C. B. Clarke	0.24	0.06	0.27
<i>Bulbostylis</i> sp.	0.24	0.06	0.27
<i>Calamagrostis alba</i> (J. Presl) Steud	0.24	0.06	0.27
<i>Chaptalia exscapa</i> (Pers.) Baker	0.24	0.06	0.27
<i>Clitoria nana</i> Benth.	0.24	0.06	0.27
<i>Commelina erecta</i> L.	0.24	0.06	0.27
<i>Eupatorium obtusifolium</i> Willd.	0.24	0.06	0.27
<i>Eupatorium</i> sp.	0.24	0.06	0.27
<i>Eupatorium squarrulosum</i> Hook. & Arn.	0.24	0.06	0.27
<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	0.24	0.06	0.27
<i>Herbertia lahue</i> (Molina) Goldblatt	0.24	0.06	0.27
<i>Hydrocotyle exigua</i> Malme	0.24	0.06	0.27
<i>Krapovickasia urticifolia</i> (A. St.-Hil) Fryxell	0.24	0.06	0.27
<i>Lippia hieraciifolia</i> Cham.	0.24	0.06	0.27
<i>Lupinus multiflorus</i> Desr.	0.24	0.06	0.27
<i>Macropodium cf. heterophyllum</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.)	0.24	0.06	0.27
Maréchal e Baudet			
<i>Orthopappus angustifolius</i> Gleason	0.24	0.06	0.27
<i>Parodia ottonis</i> (Lehm.) N. P. Taylor	0.24	0.06	0.27
<i>Petunia integrifolia</i> (Hook.) Schinz & Thell.	0.24	0.06	0.27
<i>Piriqueta suborbicularis</i> (A. St. Hil & Naudin) Arbo	0.24	0.06	0.27
<i>Sisyrinchium sellowianum</i> Klatt	0.24	0.06	0.27
<i>Stenachaenium cf. megapotamicum</i> (Spreng.) Baker	0.24	0.06	0.27
<i>Stenachaenium riedelii</i> Baker	0.24	0.06	0.27
<i>Stipa nutans</i> Hack.	0.24	0.06	0.27
<i>Stylosanthes montevidensis</i> Vogel	0.24	0.06	0.27
<i>Tragia</i> sp.	0.24	0.06	0.27
<i>Vernonia megapotamica</i> Spreng.	0.24	0.06	0.27
<i>Vernonia sellowi</i> Less.	0.24	0.06	0.27
<i>Zornia</i> sp.	0.24	0.06	0.27

---

Anexo 2 – Parâmetros fitossociológicos das espécies na área do campo invadido (primeiro levantamento), por ordem decrescente de índice de valor de importância (IVI), incluindo Frequência relativa (Fr) e Cobertura relativa (Cr). Em negrito espécies exóticas.

<b>Espécie</b>	<b>Fr</b> (%)	<b>Cr</b> (%)	<b>IVI</b>
<b><i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster</b>	7.01	42.87	28.45
<b><i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.</b>	4.67	20.50	14.93
<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham Et. Schlecht	6.07	1.70	6.92
<i>Eryngium horridum</i> Malme	3.74	1.48	4.48
<i>Desmanthus tathuensis</i> Hoehne	4.21	0.49	4.45
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill	2.34	3.67	4.17
<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.	0.93	5.70	3.79
<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch.Müll.	2.80	1.70	3.65
<b><i>Digitaria eriantha</i> Steud.</b>	0.93	3.89	2.88
<i>Sorghastrum stipoides</i> (Kunth) Nash	1.87	1.86	2.80
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	2.34	0.55	2.61
<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.) DC.	2.34	0.49	2.58
<i>Eupatorium</i> sp.	2.34	0.49	2.58
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	1.87	1.37	2.55
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	2.34	0.27	2.47
<i>Eupatorium ascendens</i> Sch. Bip. Ex Baker	2.34	0.27	2.47
<i>Schizachyrium</i> cf. <i>microstachyum</i> (Desv. ex Ham.)	1.87	1.10	2.42
<i>Elionurus candidus</i> (Trin.) Hack.	1.87	0.49	2.12
<i>Desmodium incanum</i> DC.	1.87	0.27	2.01
<i>Eupatorium intermedium</i> DC.	1.87	0.27	2.01
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	1.87	0.22	1.98
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	1.87	0.22	1.98
<i>Sorghastrum</i> sp.	0.93	1.70	1.78

<i>Petunia integrifolia</i> (Hook.) Schinz & Thell.	1.40	0.38	1.59
<i>Eupatorium cf. lanigerum</i> Hook. & Arn.	1.40	0.22	1.51
<i>Orthopappus angustifolius</i> Gleason	1.40	0.22	1.51
<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	1.40	0.16	1.48
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	1.40	0.16	1.48
<i>Eupatorium cf. congestum</i> Hook. & Arn.	1.40	0.16	1.48
<i>Eupatorium ligulifolium</i> Hook & Arn.	1.40	0.16	1.48
<i>Galium humile</i> Cham. & Schltld.	1.40	0.16	1.48
<i>Oxalis sp.</i>	1.40	0.16	1.48
<i>Briza uniolae</i> (Nees) Steud.	0.93	0.66	1.26
<i>Baccharis incisa</i> Hook. & Arn.	0.93	0.27	1.07
<i>Eryngium cf. floribundum</i> Chames. & Schltld.	0.93	0.27	1.07
<i>Lantana camara</i> L.	0.93	0.27	1.07
<i>Lessingianthus bupleurifolius</i> (DC.) H. Rob.	0.47	1.10	1.02
<i>Briza subaristata</i> Lam.	0.93	0.11	0.99
<i>Galium richardianum</i> Gillies ex Hook. & Arn.	0.93	0.11	0.99
<i>Hydrocotyle exigua</i> Malme	0.93	0.11	0.99
<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.	0.93	0.11	0.99
<i>Stenachaenium cf. riedelii</i> Baker	0.93	0.11	0.99
<i>Baccharis sp.</i>	0.47	0.55	0.74
<i>Desmodium sp.</i>	0.47	0.22	0.58
<i>Senecio pinnatus</i> Poir.	0.47	0.22	0.58
<i>Verbena sp.</i>	0.47	0.22	0.58
<i>Baccharis leucopappa</i> DC.	0.47	0.11	0.52
<i>Eupatorium cf. hecatantum</i> (DC.) Baker	0.47	0.11	0.52
<i>Eupatorium ivifolium</i> L.	0.47	0.11	0.52
<i>Eupatorium serrulatum</i> DC.	0.47	0.11	0.52
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0.47	0.11	0.52
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	0.47	0.11	0.52
<i>Acmella sp.</i>	0.47	0.05	0.49
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	0.47	0.05	0.49
<i>Asterella venosa</i> (Lehm. & Lindenb.) A. Evans	0.47	0.05	0.49
<i>Axonopus affinis</i> Chase	0.47	0.05	0.49
<i>Briza rufa</i> (J. Presl) Steud.	0.47	0.05	0.49

<i>Commelina erecta</i> L.	0.47	0.05	0.49
<i>Conyza primulifolia</i> (Lam.) Cuatrec. & Lourteig	0.47	0.05	0.49
<i>Conyza</i> sp.	0.47	0.05	0.49
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	0.47	0.05	0.49
<i>Eupatorium inulifolium</i> Kunth	0.47	0.05	0.49
<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	0.47	0.05	0.49
<i>Galactia marginalis</i> Benth. ex Benth. & Hook. F.	0.47	0.05	0.49
<i>Gramínea</i> sp.	0.47	0.05	0.49
<i>Hypericum caprifoliatum</i> Cham. & Schltdl.	0.47	0.05	0.49
<i>Hypericum</i> cf. <i>brasiliense</i> Choisy	0.47	0.05	0.49
<i>Hypochaeris chillensis</i> (H. B. K.) Hieron	0.47	0.05	0.49
<i>Krapovickasia macrodon</i> (DC.) Fryxell	0.47	0.05	0.49
<i>Oxalis</i> cf. <i>lasiopetala</i> Zuccarini	0.47	0.05	0.49
<i>Paspalum</i> sp.	0.47	0.05	0.49
<b><i>Poa annua</i> L.</b>	0.47	0.05	0.49
<i>Poa</i> sp.	0.47	0.05	0.49
<i>Polygala linoides</i> Poir.	0.47	0.05	0.49
<i>Polygala riograndensis</i> Lüdtke & Miotto	0.47	0.05	0.49
<i>Rhynchosia diversifolia</i> Micheli	0.47	0.05	0.49
<i>Schinus weinmanniifolius</i> Mart. ex Engl.	0.47	0.05	0.49
<b><i>Setaria sphacelata</i> (Schumach.) Stapf &amp; C.E. Hubb. ex M. B.</b>	0.47	0.05	0.49
<b>Moss</b>			
<i>Sida rhombifolia</i> L.	0.47	0.05	0.49
<i>Solanum</i> sp.	0.47	0.05	0.49
<i>Vernonia nudiflora</i> Less.	0.47	0.05	0.49

Anexo 3 – Parâmetros fitossociológicos das espécies na área do campo invadido (segundo levantamento), por ordem decrescente de índice de valor de importância (IVI), incluindo Frequência relativa (Fr) e Cobertura relativa (Cr). Em negrito espécies exóticas.

<b>Espécie</b>	<b>Fr (%)</b>	<b>Cr (%)</b>	<b>IVI</b>
<b><i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster</b>	9.73	59.6	34.68
<b><i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.</b>	6.49	19.08	12.79
<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. Et Schlecht	6.49	2.00	4.24
<i>Eryngium horridum</i> Malme	4.86	3.42	4.14
<i>Desmanthus tatuhyensis</i> Hoehne	3.24	0.12	3.30

<i>Vernonia nudiflora</i> Less.	4.32	0.90	2.61
<i>Orthopappus angustifolius</i> Gleason	4.32	0.58	2.45
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	3.78	1.03	2.41
<i>Eupatorium squarrulosum</i> Hook. & Arn.	3.78	0.45	2.12
<i>Macroptilium erythroloma</i> (Mart. ex Benth.) Urb.	2.70	1.29	2.00
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	2.16	1.10	1.63
<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	2.16	0.32	1.24
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	2.16	0.32	1.24
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng.	1.62	0.77	1.20
<i>Schizachyrium imberbe</i> (Hack.) A. Camus	1.08	1.29	1.19
<i>Aeschynomene falcata</i> (Poir.) DC.	1.62	0.26	0.94
<i>Eupatorium cf. tweedianum</i> Hook. & Arn.	1.62	0.26	0.94
<i>Eupatorium subhastatum</i> Hook. & Arn.	1.62	0.26	0.94
<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	1.62	0.19	0.91
<i>Baccharis sessiliflora</i> Vahl	1.08	0.52	0.80
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C. B. Clarke	1.08	0.32	0.70
<i>Aspilia montevidensis</i> Spreng. Kuntze	1.08	0.19	0.64
<i>Dichondra sericeae</i> Sw.	1.08	0.19	0.64
<i>Aristolochia sessilifolia</i> (Klotzsch) Duch.	1.08	0.13	0.61
<i>Bulbostylis</i> sp.	1.08	0.13	0.61
<i>Carex sororia</i> Kunth.	1.08	0.13	0.61
<i>Commelina erecta</i> L.	1.08	0.13	0.61
<i>Cyperus</i> sp.	1.08	0.13	0.61
<i>Desmodium incanum</i> DC.	1.08	0.13	0.61
<i>Eupatorium pedunculatum</i> Hook. & Arn.	1.08	0.13	0.61
<i>Eupatorium</i> sp.	1.08	0.13	0.61
<i>Krapovickasia macrodon</i> (DC.) Fryxell	1.08	0.13	0.61
<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme	1.08	0.13	0.61
<i>Eupatorium ligulifolium</i> Hook. & Arn.	0.54	0.64	0.59
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0.54	0.26	0.40
<i>Baccharis incisa</i> Hook. & Arn.	0.54	0.26	0.40
<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.	0.54	0.26	0.40
<i>Schizachyrium spicatum</i> (Spreng.) Herter	0.54	0.26	0.40
<i>Baccharis pentodonta</i> Malme	0.54	0.13	0.33
<i>Schizachyrium</i> sp.	0.54	0.13	0.33
<i>Setaria parviflora</i> (Poir) Kergélen	0.54	0.13	0.33



<i>Waltheria douradinha</i> A. St. – Hil.	0.54	0.13	0.33
<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.) DC.	0.54	0.06	0.30
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	0.54	0.06	0.30
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	0.54	0.06	0.30
<i>Bothriochloa exaristata</i> (Nash) Henrard	0.54	0.06	0.30
<i>Calea uniflora</i> Less.	0.54	0.06	0.30
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burk.	0.54	0.06	0.30
<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth	0.54	0.06	0.30
<i>Cyclopogon</i> sp.	0.54	0.06	0.30
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	0.54	0.06	0.30
<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C. A. Clark	0.54	0.06	0.30
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	0.54	0.06	0.30
<i>Eragrostis lugens</i> Nees	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium</i> cf. <i>hecatanthum</i> (DC.) Baker	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium inulifolium</i> Kunth	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium ivifolium</i> L.	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium macrocephalum</i> Less.	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium tanacetifolium</i> Gill. ex Hook. & Arn.	0.54	0.06	0.30
<i>Eupatorium verbenaceum</i> DC.	0.54	0.06	0.30
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. Ex Walp.	0.54	0.06	0.30
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0.54	0.06	0.30
<i>Hyptis mutabilis</i> Briq.	0.54	0.06	0.30
<i>N.I</i>	0.54	0.06	0.30
<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees ex Trin.	0.54	0.06	0.30
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	0.54	0.06	0.30
<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.	0.54	0.06	0.30
<i>Pterocaulon</i> sp.	0.54	0.06	0.30
<i>Zornia</i> sp.	0.54	0.06	0.30

---