

**Uso de modelos de nicho ecológico, gerados em escala local, para identificação de áreas suscetíveis à invasão de gramíneas africanas em uma reserva de cerrado do estado de São Paulo**

Leandro Reverberi Tambosi<sup>1,2</sup>

Elizabeth Gorgone Barbosa<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> LEPAC - Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação

Universidade de São Paulo – Instituto de Biociências

Rua do Matão, travessa 14, n° 321, Cidade Universitária, São Paulo – SP, cep 05508-900

<sup>2</sup> e-mail: letambosi@yahoo.com.br

<sup>3</sup> e-mail: elizabethgorgone@yahoo.com.br

**Abstract**

Biological invasion is one of the major threats to biodiversity; however there are few researches in the tropics. Several African grasses are considered invasive species and occur in most of Brazilian savanna's fragments. Ecological niche models have been used to study biological invasions at continental scales. Although, actions to control and monitor biological invasion should be planned at local scale. The objective of this study was to identify, in a *Brazilian savanna* reserve, regions that are more susceptible to invasion by two exotic grasses species (*Urochloa decumbens* and *Melinis minutiflora*). Ecological niche models at local scale were generated to predict the potential species distribution in the reserve. Vegetation index and soil loss maps were used as environmental variables to represent local heterogeneity related to biological aspects of the studied species. The models results indicate that 33.7% and 18.7% of the reserve are highly susceptible to invasion by *U.decumbens* and *M.minutiflora*, respectively. Furthermore, 42% of the reserve is extremely vulnerable to invasion by at least one of the two species, and need urgent monitoring and control actions. To sum up, the use of local variables related to species' biology can help to identify vulnerable areas, directing management actions to control biological invasions.

**Palavras-chave:** índices de vegetação, equação universal de perda de solo, *Urochloa decumbens*, *Melinis minutiflora*, vegetation index, universal soil loss equation.

## 1. Introdução

A invasão biológica é uma das maiores ameaças à biodiversidade em ecossistemas naturais, produzindo alterações significativas na composição, estrutura e processos dos ecossistemas (D' Antonio e Vitousek 1992). Espécies invasoras são, na maioria das vezes, sinônimo de degradação do habitat nativo, impedindo, geralmente, o restabelecimento das espécies nativas em áreas invadidas, podendo causar inclusive a extinção dessas espécies (Ogden e Rejmánek 2005).

Embora as invasões biológicas sejam fenômenos mundiais, poucos estudos foram desenvolvidos em ambientes tropicais (Pauchard et al. 2004). Apenas cerca de 7% dos estudos mundiais sobre o tema, no período de janeiro de 1995 a dezembro de 2004, foram realizados nas Américas do Sul e Central, sendo que a escassez de dados sobre os trópicos atinge todos os processos relacionados à invasão, desde a fase de diagnóstico até a de solução de problemas, passando pela caracterização das espécies invasoras, comunidades e habitats invadidos, bem como a previsão dos impactos por meio de modelos (Peterson 2008).

Nos cerrados brasileiros, várias espécies de gramíneas de origem africana foram introduzidas, acidentalmente ou para fins forrageiros e se tornaram importantes invasoras. Dentre essas espécies, destacam-se, principalmente, *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura), *Urochloa decumbens* Stapf. (capim-braquiária), *Andropogon gayanus* Kunth, *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf. (capim-jaraguá), *Panicum maximum* Jacq. (capim-colômbio) (Pivello et al. 1999a, Pivello et al. 1999b).

A presença de gramíneas africanas é quase certa em qualquer área de cerrado, especialmente nas unidades de conservação (UC) criadas para proteger esse ecossistema (Pivello et al. 1999b). *Melinis minutiflora* e espécies de *Urochloa*, principalmente *Urochloa decumbens*, já foram detectadas em reservas de cerrado no estado de São Paulo como invasoras frequentes, muito abundantes e altamente competitivas e, esta última, com um potencial alelopático sobre a germinação e o crescimento de outras espécies (Barbosa et al. 2008). *M. minutiflora* se mostrou dominante em cerrados paulistas, tanto em relação à biomassa epígea como ao banco de sementes do solo (Freitas e Pivello 2005).

É fundamental que se busque alternativas eficientes para o manejo dessas invasoras, a fim de se controlar ou amenizar seu impacto em áreas remanescentes da biodiversidade nativa, pois, enquanto ações de manejo não são implementadas a invasão dessas espécies continuará progredindo (Pivello 2006). Para iniciar as ações de manejo é necessário saber os locais já invadidos, bem como os locais mais suscetíveis à invasão, para que se possam focar as estratégias de controle nas áreas de maior risco.

Caughley (1994) afirma que estudos sobre a ocorrência e distribuições de espécies são muito importantes para a implementação de ações para conservação da biodiversidade. No entanto, os dados de ocorrência muitas vezes são escassos, ou incompletos na maioria das áreas, o que pode dificultar os planos de conservação e manejo (Maddock e Samways 2000; Elith et al. 2006). Desta forma, os modelos ecológicos de nicho, de maneira rápida e com baixo custo podem ser uma importante ferramenta para identificar áreas com maior probabilidade de ocorrência de uma espécie (Balmford e Gaston 1999), reduzindo os problemas da falta de conhecimento sobre as espécies invasoras.

Os modelos ecológicos de nicho têm sido bastante utilizados para prever áreas de maior suscetibilidade a invasão de espécies exóticas, normalmente em escalas regionais e continentais (Arraiaga et al. 2004). Porém, as ações de manejo para controle das espécies invasoras dentro de UC, são realizadas em escala local. Assim, para gerar modelos adequados às ações locais, as variáveis ambientais escolhidas não podem ser as biogeográficas ou climáticas, pois estas não apresentam grande variação em escala local e não são fatores limitantes para essas espécies com ampla distribuição nas áreas de cerrado. Com isso, as

variáveis escolhidas devem refletir a heterogeneidade local e apresentar relações com a biologia da espécie estudada.

Este estudo tem como objetivo identificar, em uma UC de cerrado, as áreas mais suscetíveis à invasão por duas gramíneas africanas *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*, utilizando modelos de nicho ecológico, a fim de estabelecer áreas prioritárias para o controle destas espécies.

## 2. Materiais e métodos

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na gleba Cerrado Pé-de-Gigante do Parque Estadual de Vassununga, localizado no município de Santa Rita do Passa Quatro, na região nordeste do estado de São Paulo (figura 1). A gleba possui 1.225 ha, ocupados por fisionomias de cerrado sensu stricto, floresta estacional semidecidual, cerradão e campo cerrado (Ruggiero et al. 2002) e cotas altimétricas entre 590 e 740 m (Mesquita-Júnior 1998).

O clima é caracterizado como tropical úmido-árido, típico de savana, com precipitação entre 1.100 e 1.200 mm por ano, com verões úmidos (outubro a março) e invernos secos (maio a agosto) (Walter 1986).

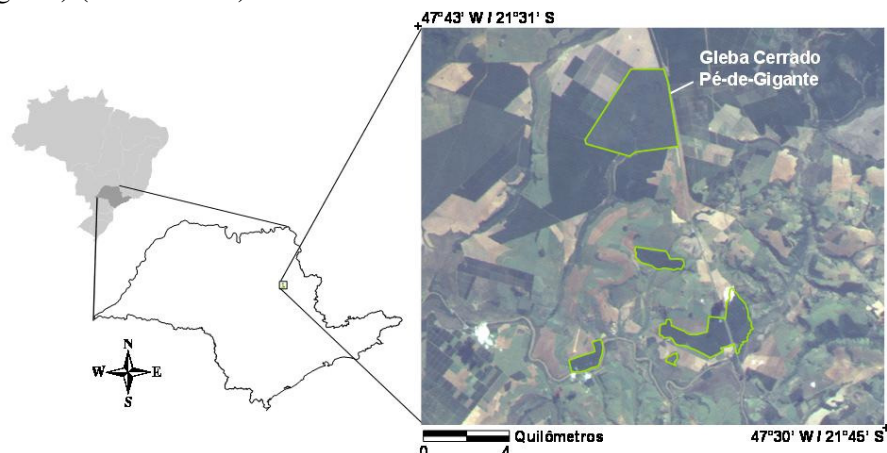


Figura 1. Localização do Parque Estadual de Vassununga e, em destaque, a Gleba Cerrado Pé-de-Gigante (imagem CBERS-2 CCD, composição colorida R3G2B1).

### 2.2 Espécies estudadas

*Urochloa decumbens* Stapf (capim-braquiária) – Pertencente à família Poaceae (Gramineae), é originária da África do Sul e foi introduzida no Brasil em meados de 1950, para a formação de pastagens. Tem grande importância econômica como forrageira, pois é bastante resistente ao pastejo intensivo e ao pisoteio (Kissmann 1997).

O material introduzido no Brasil pertence a dois cultivares diferentes (Basilisk e IPEAN), que divergem em suas características. O cultivar Basilisk foi introduzido em São Paulo e é constituído por plantas robustas e perenes, com cerca de 1m de altura, eretas, pouco radicantes a partir dos nós, com rizomas curtos, contidos nas touceiras, com folhas rígidas e esparsamente pilosas (Kissmann 1997).

*Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura) - Também pertence à família Poaceae (Gramineae) e é originária do leste da África. Sua introdução no Brasil provavelmente foi acidental (Filgueiras 1990) e, posteriormente, a espécie passou a ser utilizada como forrageira, por ser uma planta rústica e de rápido crescimento. É uma planta perene, herbácea, ereta, formando touceiras e medindo de 40 a 100 cm de altura, sendo bastante agressiva e infestante (Lorenzi 1991).

### 2.3 Procedimentos

A identificação das áreas com maior suscetibilidade a invasão foi feita a partir de modelos de distribuição para duas espécies de gramíneas exóticas, *M. minutiflora* e *U. decumbens*. Para geração dos modelos foram coletados pontos de ocorrência das espécies dentro da UC, totalizando 32 pontos de presença de *M. minutiflora* e 34 pontos de *U. decumbens*. Os pontos de ocorrência de uma mesma espécie distavam pelo menos 60 metros de outro ponto, para evitar a utilização de uma mesma localidade mais de uma vez, devido ao erro do GPS e à resolução das imagens utilizadas para gerar as variáveis ambientais.

Os modelos foram alimentados com quatro variáveis que representavam a heterogeneidade ambiental em uma escala local.

Foram gerados índices de vegetação ajustados para o solo (SAVI) a partir de imagens LANDSAT-TM de três datas diferentes (18/03/2008, 08/07/2008 e 12/10/2008). A correção atmosférica das imagens para conversão em valores de reflectância aparente e os cálculos dos índices de vegetação foram realizados no software IDRISI 14.0.

Os índices de vegetação foram calculados para três datas diferentes, pois a gleba apresenta diferentes fisionomias de cerrado que apresentam variação sazonal de biomassa. Essa variação pode refletir uma maior dificuldade para a invasão por gramíneas nas regiões com maior biomassa, devido a um sombreamento por espécies arbóreas.

A quarta variável ambiental utilizada para alimentar os modelos foi o mapa de erodibilidade dos solos, gerado a partir da equação universal de perda de solos (EUPS). Os parâmetros necessários para o cálculo da EUPS foram elaborados de acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1990) e foram extraídos de diferentes fontes. Os mapas de declividade e comprimento de rampa foram gerados a partir das curvas de nível e pontos cotados de cartas IBGE em escala 1:50.000. Os valores de pluviosidade média mensal e os tipos de solos presentes na UC foram extraídos de Pires-Neto e colaboradores (2005). Foi adotado o valor 1 para o fator relativo à prática conservacionista de solo (ausência de prática conservacionista).

O mapa de erodibilidade dos solos foi adotado como uma das variáveis ambientais, pois as áreas mais suscetíveis à erosão podem sofrer uma maior perda de vegetação nativa, deixando o solo exposto e facilitando a colonização pelas gramíneas invasoras.

Os modelos de distribuição foram gerados separadamente para cada espécie, utilizando o software Maximun Entropy Species Distribution Modelling (Maxent) versão 3.2.1 e quatro algoritmos diferentes (Climate Space Model, Environmental Distance, Support Vector Machine (SVM) e Garp com implementação do OpenModeller da opção de “Best Subsets”) implementados no software OpenModeller Desktop versão 1.0.7.

Os resultados dos modelos com diferentes algoritmos foram avaliados com base no conhecimento de campo da distribuição das gramíneas invasoras e apenas os modelos que apresentaram resultados condizentes com o conhecimento de campo foram utilizados nas análises seguintes.

Os valores de vulnerabilidade dos modelos selecionados para cada espécie, a partir de diferentes algoritmos, foram somados e em seguida foi calculada a média dos valores. Optou-se pelo uso do valor médio, pois os modelos não foram validados em campo, não havendo dados quantitativos sobre a qualidade de cada modelo.

Os valores de probabilidade de ocorrência resultantes da soma dos modelos de distribuição potencial foram agrupados em 10 classes de probabilidade, com intervalos iguais. A classe 0-10 foi considerada a menor faixa de vulnerabilidade à invasão biológica e o intervalo 90-100, maior vulnerabilidade à invasão biológica.

Por fim, o mapa das duas espécies foi somado para obter um mapa de vulnerabilidade a invasão pelas espécies de gramíneas dentro da UC. Os valores foram agrupados em quatro classes de vulnerabilidade, sendo elas: baixa (0-30), média (30-50), alta (50-70) e

extremamente alta (70-100). As classes de vulnerabilidade adotaram o maior valor entre as duas espécies, portanto uma região que apresentasse um valor de 20 para *M. minutiflora* e 75 para *U. decumbens* foi considerada como extremamente vulnerável à invasão.

### 3. Resultados e Discussão

Os cinco modelos de distribuição gerados para cada uma das duas espécies (figura 2) foram avaliados por pesquisadores com conhecimento da área estudada.

Para *M. minutiflora*, os modelos gerados com os algoritmos GARP e MAXENT foram selecionados para gerar o mapa de vulnerabilidade à invasão por essa espécie (figura 3).

O mapa de vulnerabilidade à invasão por *U. decumbens* (figura 3) foi elaborado a partir dos modelos gerados com os algoritmos GARP, MAXENT e Climate Space Model.

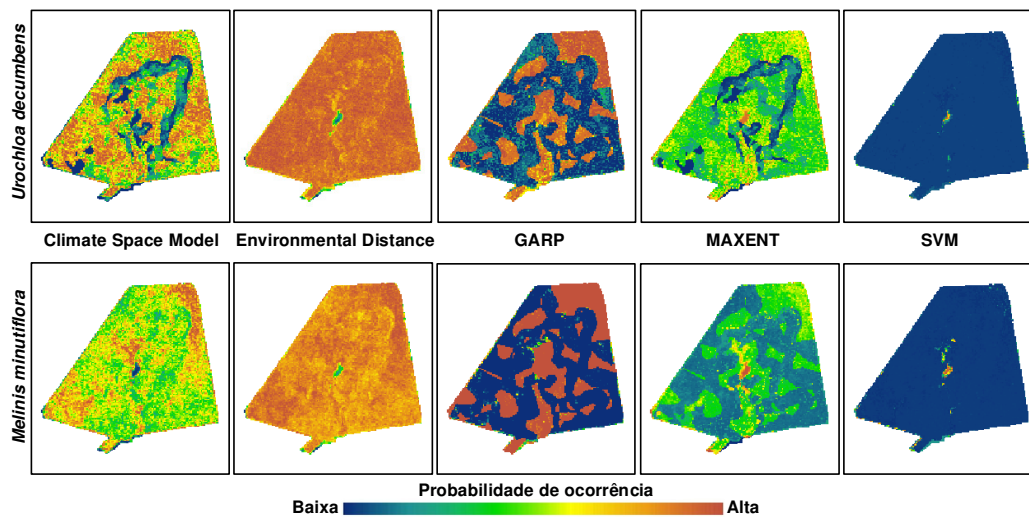


Figura 2: Resultados dos modelos de distribuição de *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*, no cerrado Pé-de-Gigante, utilizando 5 algoritmos diferentes (Climate Space Model, Environmental Distance, GARP, SVM e Maxent).

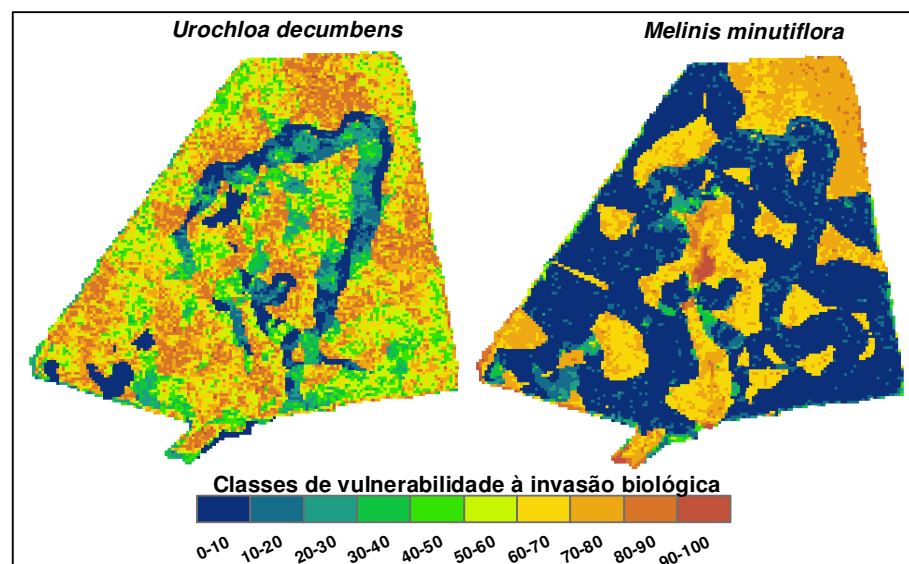


Figura 3: Mapas de vulnerabilidade à invasão biológica do cerrado Pé-de-Gigante por *Urochloa decumbens* (esquerda) e *Melinis minutiflora* (direita).

A análise dos mapas de vulnerabilidade, entre as classes 70 e 100, revelou que 33,7% (413,9 ha) do cerrado Pé-de-gigante apresenta alta vulnerabilidade à invasão por *U. decumbens* e 18,7% (228,9 ha) por *M. minutiflora* (figura 4).

As áreas de menor vulnerabilidade à invasão (entre 0 e 20) por *U. decumbens* recobrem 12,5% (153,1 ha) do Pé-de-Gigante, enquanto a mesma faixa de vulnerabilidade à invasão por *M. minutiflora* ocupa 60,4% (741 ha) da reserva (figura 4).

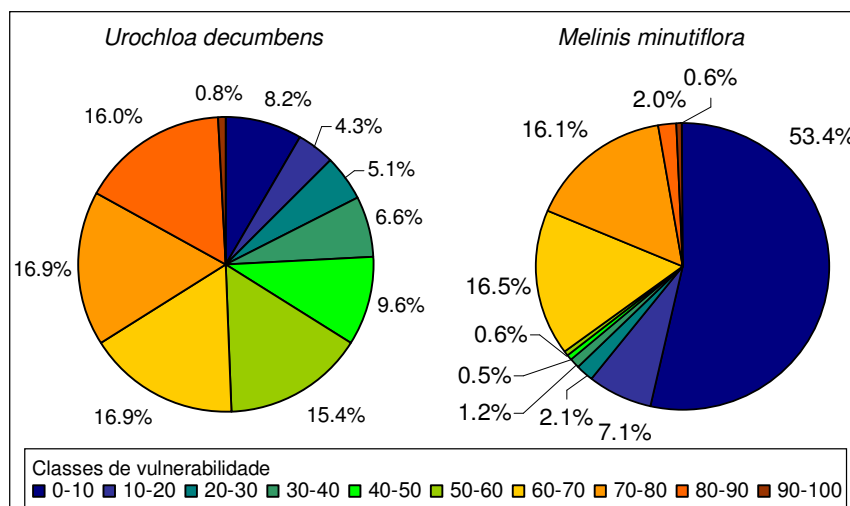


Figura 4: Porcentagem do cerrado Pé-de-Gigante ocupado pelas classes de vulnerabilidade à invasão por *Urochloa decumbens* e por *Melinis minutiflora*.

As áreas de alta vulnerabilidade à invasão por *M. minutiflora* se encontram principalmente nas regiões de vegetação mais aberta da reserva, ocupadas pelas formações de campos e algumas áreas de cerrado *sensu stricto* menos denso segundo mapeamentos de Bittencourt e Mesquita Jr. (2005), o que pode indicar que essa espécie seja menos tolerante a áreas mais fechadas.

Pivello e colaboradores (1999b), em levantamentos de campo, encontraram *M. minutiflora* apenas nas áreas mais abertas do cerrado Pé-de-Gigante, enquanto *U. decumbens* foi encontrada nas áreas próximas à borda e em áreas de cerrado *sensu stricto*.

Hoffman e colaboradores (2004) encontraram a maior ocorrência (cerca de 70% dos sítios) de *M. minutiflora* próxima a estradas e nas bordas de matas de galeria em duas áreas de proteção ao cerrado (Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e a Reserva Ecológica do IBGE), o que também corrobora a hipótese que esta espécie possa ser menos tolerante ao sombreamento.

A maior área ocupada pelas classes de alta vulnerabilidade à invasão por *U. decumbens* pode estar relacionada à sua maior tolerância ao sombreamento (Schreiner 1987), permitindo o estabelecimento da espécie mesmo nas áreas de cerrado *sensu stricto* mais denso.

Portanto, os resultados do presente trabalho comparados aos dados de literatura sugerem que os modelos gerados a partir das variáveis adotadas (índices de vegetação e erodibilidade potencial) conseguiram refletir algumas diferenças na distribuição das duas espécies estudadas que estão relacionadas às características ecológicas das mesmas.

O mapa final de vulnerabilidade à invasão pelas duas espécies de gramíneas revelou que 42,4% (520,5 ha) da reserva apresentam vulnerabilidade à invasão classificada como extremamente alta e 69,3% (849,9 ha) está classificada entre alta e extremamente alta vulnerabilidade (figura 5).

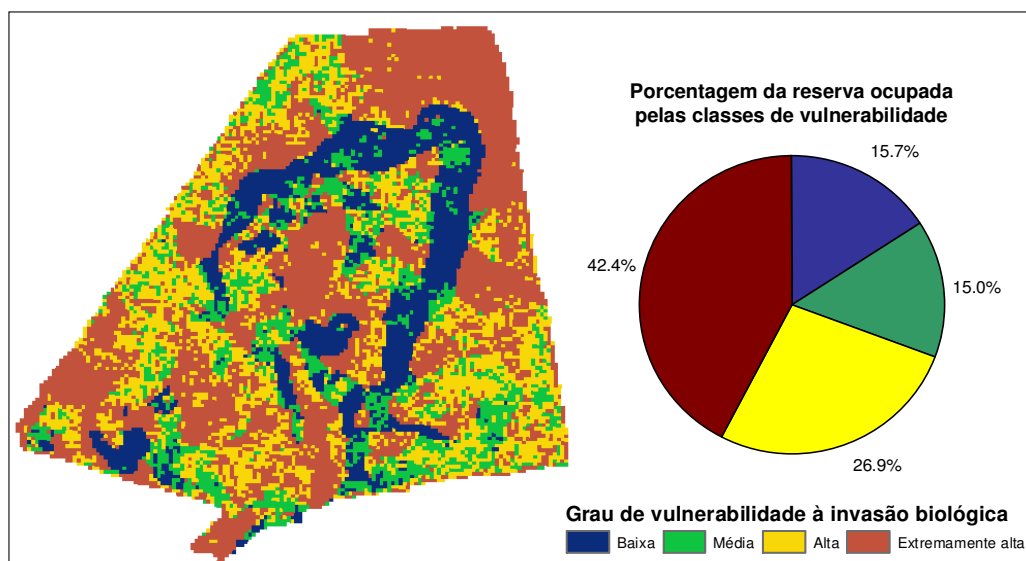


Figura 5: Mapa final de vulnerabilidade à invasão biológica por *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora* e porcentagem do cerrado Pé-de-Gigante ocupada pelas classes de vulnerabilidade.

Essas regiões que apresentam condições altamente favoráveis às duas espécies invasoras, são também as áreas com maior risco de perda de espécies nativas. Isso porque após o estabelecimento das invasoras, dificilmente as espécies nativas conseguem se estabelecer nas áreas invadidas (Pivello et al. 1999b).

Apesar dos resultados dos modelos ainda necessitarem de um processo de validação em campo, as áreas com alta vulnerabilidade podem direcionar as ações de monitoramento e/ou controle das populações de espécies invasoras na área. Isso porque, as regiões aqui classificadas como altamente vulneráveis podem não apresentar espécies invasoras por não ter ocorrido chegada de propágulos e não por apresentarem condições ambientais desfavoráveis.

#### 4. Conclusões

A invasão biológica em ecossistemas naturais é um dos principais problemas para ações conservacionistas e os modelos de nicho ecológico gerados em escalas locais apresentam grande potencial para identificar áreas mais vulneráveis e direcionar as ações de manejo. Para isso, é imprescindível a escolha de variáveis ambientais que reflitam a heterogeneidade em escala local e, principalmente, estejam relacionadas à biologia das espécies estudadas, permitindo a obtenção de modelos confiáveis.

#### Agradecimentos

Ao apoio financeiro de CNPQ, CAPES e Neotropical Grasslands Conservancy, à Marinez F. de Siqueira pelo auxílio na parte de modelagem e ao Thiago R. Tambosi pelas revisões.

#### Referências bibliográficas

Arraiga, L.; Castellanos, A.E.; Moreno, E.; Alarcon, J. Potencial ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: a case study of buffel grass in arid region in Mexico. **Conservation Biology** v. 18, n.6, p. 1504-1514. 2004.

Balmford, A.; Gaston, K. J. Why biodiversity surveys are good value? **Nature** v. 18, p. 204–205.

Barbosa, E.G.; Pivello, V. R; Meirelles, S.T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Tecnology** v. 51, n.4, p.835-831

1999.

Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.

Bittencourt, M.D.; Mesquita Jr., H.N. Análise Ambiental Espacializada da gleba Pé-do-Gigante. In: Pivello, V.R.; Varanda, E.M. (org). **O Cerrado Pé-de-Gigante - Parque Estadual do Vassununga - Ecologia e Conservação**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 2005.

Caughley, G. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology** v. 57, p.771-785. 1994.

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

Elith, J, C. et al. Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África. **Caderno Geociências** v.5, p.57-63. 1990.

Kissmann, K. G. **Plantas Infestantes e Nocivas**. 2ed . São Bernado do Campo: BASF. 1997.

Lorenzi, H. **Plantas daninhas do Brasil**. 2ed. Nova Odessa : Editora Plantarum. 1991.

Maddock, A. H.; M. J. Samways. Planning for biodiversity conservation based on the knowledge of biologists. **Biodiversity and Conservation** v. 9, p. 1153-1169. 2000.

Mesquita Júnior, H. N. **Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga - SP)**. 1998. 118p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo,

Ogden, J.A.E.; Rejmanek, M. Recovery of native plant communitiees after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. **Biological Conservation** v.125, p.427-439 2005.

Pauchard, A.; Cavieres, L.; Bustamante, R. Becerra, P.; Papoport, E. Increasing the undertanding of plant invasions in southern South América: First Symposium on Alien Plat Invasions in Chile. **Biological Invasions** v. 6, p. 255-257. 2004.

Petenon, D.; Pivello, V.R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação** v.6, p. 65- 77. 2008.

Pires Neto, A. G.; Rocha, H.R.; Cooper, M.; Shida, C. N. Fisiografia da região. In: Pivello, V.R.; Varanda, E.M. (org). **O Cerrado Pé-de-Gigante - Parque Estadual do Vassununga - Ecologia e Conservação**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 2005.

Pivello, V. R. Manejo de fragmentos de cerrado visando a conservação da biodiversidade. Pp. 402-413. In: A. Scariot; J.C. Sousa-Silva; J.M. Felfili. (orgs.).**Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2006.

Pivello, V.R.; Carvalho, V.M.C.; Lopes, P.F.; Peccinini, A.A.; Rosso, S. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica** v.31.p.71-82. 1999a

Pivello, V.R.; Shida, C.N.; Meireller, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation** v.8, p. 1281-1294. 1999b

Ruggiero, P.G.C.; Batalha, M.A.; Pivello, V.R.; Meirelles, S.T. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous Forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology** v. 160, p. 1-16. 2002.

Schreiner, H.G. Tolerância de quatro gramíneas forrageiras a diferentes graus de sombreamento. **Boletim de Pesquisa Florestal** 15: 61-72. 1987.

Walter, H. **Vegetação e zonas climáticas – Tratado de ecologia global**. 5.ed. São Paulo: EPU – Editora Pedagógica e Universitária Ltda. 1986. 325p.