

## Análise do potencial de invasão do capim-annoni-2 sobre áreas do Bioma Pampa no município de Aceguá-RS

José David Montoya González<sup>1</sup>

Eliana Lima da Fonseca<sup>1</sup>

Naylor Bastiani Perez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS  
Caixa Postal 15001 – 91501-970 – Porto Alegre – RS, Brasil  
jdmonto0@gmail.com, eliana.fonseca@ufrgs.br

<sup>2</sup> Embrapa Pecuaria Sul – CPPSU  
Caixa Postal 242 – 96401-970 – Bagé – RS, Brasil  
naylor.perez@embrapa.br

**Abstract.** The *Eragrostis plana* Nees (capim-annoni-2 or capimannoni) is one of the most invasive weeds in the Pampa biome. It was brought from South Africa in the 50s and occurring in around 10% of the Pampa biome total area. Taking into account the great capimannoni establishment capacity in a wide range of environmental conditions, the negative ecological and socioeconomic impacts, and the difficult of its eradication, it is important aimed to identify the high risk of invasion areas in regions that are not invaded yet, to improving the frameworks of territory management. The present work was carried out on the municipality of Aceguá – Brazil. In order to determine which areas are the most critical for capimannoni invasion as well as the effect of the road network in these estimates, an experiment with GARP, a species distribution model, was carry out, using environmental variables calculated through remote sensing products such as Landsat 8 OLI surface reflectance, MODIS MOD13Q1 and SRTM data. The result shows that for a invasion probability threshold of 70% the municipality has an area of 37,33% at a potencial risk to be invaded, when the road network is included into the model, and 29,64% without this variable, confirm the impact of the road network in both of capimannoni dispersion and its establishment. These results confirm the GARP model capacity to estimates the potencial areas to capimannoni invasion in Pampa biome using remote sensing data.

**Keywords:** remote sensing, species distrution model, *Eragrostis plana* sensoriamento remoto, modelo de distribuição de espécies, *Eragrostis plana*

### 1. Introdução

O uso dos sensores remotos associados com os modelos de distribuição de espécies, são uma grande ferramenta para o monitoramento das espécies invasoras e prever as áreas mais vulneráveis nos próximos passos da invasão, a fim de projetar sistemas de gestão mais eficientes (ANDREW; USTIN, 2009; ELITH et al., 2006; ROCCHINI et al., 2015).

Os Modelos de Distribuição de Espécies (MDE), também conhecidos como modelos de nicho ecológico ou correlativos, são muito importante como ferramenta para simular a distribuição espacial das plantas, animais terrestres, comunidades de peixes, tipos de vegetação, biodiversidade de plantas e animais (ZIMMERMANN et al., 2010), que servem como base para avaliar o impacto da intervenção humana e outras mudanças ambientais sobre os padrões de distribuição dos organismos (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Esta ferramenta também tem sido útil para investigar o potencial que tem uma espécie invasora para estabelecer-se em novas áreas (LEMKE et al., 2011; WILSON et al., 2007; ANDREW; USTIN, 2009).

Os sensores remotos são uma fonte importante de informação para o monitoramento de grandes áreas a baixo custo, permitindo um melhor entendimento da dinâmica na distribuição

espacial e temporal das espécies invasoras, contribuindo no estudo dos processos invasivos e degradação dos ecossistemas, a fim de facilitar a tomada de decisão para o controle e manejo dessas espécies (HUANG; ASNER, 2009). Isto é possível, já que com os dados obtidos dos sensores orbitais pode-se gerar uma ampla variedade de informação, tais como o uso da terra, cobertura vegetal, fenologia da vegetação, a biomassa, a produção primária líquida, teor de umidade na vegetação, topografia, corpos d'água, neve, dados meteorológicos, entre outras variáveis (ANDREW; USTIN, 2009).

Além disso, o uso das informações fornecidas por sensoriamento remoto na modelagem da distribuição de espécies, ajudam a reduzir a elevada correlação espacial que possuem outras fontes de informação climática, tais como a temperatura média ou precipitação (ANDERSON; PETERSON; EGBERT, 2006; ROCCHINI et al., 2015), as quais são bons preditores quando se trabalha em uma escala regional, mas não variam muito quando a escala é local (DIAO; WANG, 2014).

O ecossistema natural do Rio Grande do Sul está continuamente sob grande pressão devido à expansão da fronteira agrícola e pecuária, promovendo condições para uma rápida expansão e estabelecimento de espécies invasoras como o *Eragrostis plana* Nees (capim-annoni-2 ou capim annoni). As áreas mais suscetíveis à invasão por esta espécie são as áreas degradadas por pastoreio excessivo e agricultura intensiva, espaços abertos e bordas das estradas (MEDEIROS; SAIBRO; FOCHT, 2009). Atualmente é considerada como a espécie invasora mais agressiva e mais difícil de controlar nos campos do estado do Rio Grande do Sul, ocupando uma área que pode ser superior a 10% da área do Bioma Pampa (MEDEIROS; FOCHT, 2007).

O capim annoni é uma gramínea originária da África do Sul e introduzida no RS na década de 1950, posteriormente na década de 1970 começou a ser um problema ambiental e socioeconômico (MEDEIROS; FOCHT, 2007). Os hábitos alimentares dos animais em pastejo influenciam grandemente o sucesso da expansão do capim annoni, pois eles preferem as espécies nativas em vez das espécies invasoras, especialmente no período de maior crescimento da vegetação que ocorre na primavera e verão, já que as espécies nativas possuem um valor nutritivo mais elevado (MEDEIROS; SAIBRO; FOCHT, 2009). Essa seletividade reduz o potencial competitivo das espécies nativas, o que beneficia o desenvolvimento do capim annoni e a consequente produção de uma grande quantidade de sementes (MEDEIROS; SAIBRO; FOCHT, 2009). Além disso, a espécie tem outras características que favorecem a alta competitividade, como por exemplo o rápido crescimento, uma longa fase reprodutiva, um potencial efeito alelopático ao inibir o crescimento de outras espécies, alta produção de sementes pequenas com alta capacidade germinativa e a formação de grandes bancos de sementes no solo (BARBOSA et al., 2013). Também a malha viária tem uma alta influência na dispersão da espécie Medeiros, Saibro e Focht (2009).

As espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda ameaça mais importante para a perda da biodiversidade global, depois de desmatamento (PIMENTEL et al., 2000). Nas últimas décadas a taxa de introdução de espécies exóticas tem aumentado no mundo inteiro, o que intensifica as ameaças para o ambiente e a economia (PIMENTEL et al., 2001). Mudanças nos ecossistemas e no uso da terra, tais como o estabelecimento de áreas urbanas, atividades e agropecuárias aumentam a vulnerabilidade de muitos habitats para invasão de espécies (MELBOURNE et al., 2007). A degradação dos recursos naturais como produto da invasão também reduz a produção de alimentos, impactando negativamente a economia das regiões predominantemente agrícolas (PIMENTEL et al., 2001). As espécies invasoras também afetam a qualidade de água, danificam estradas e vias de acesso, bem como paisagens com valor turístico (PIMENTEL; ZUNIGA; MORRISON, 2005). Portanto, os impactos podem trazer custos econômicos muito altos, não só por dano direto, mas também pelo custo no controle e erradicação destas

espécies (PIMENTEL; ZUNIGA; MORRISON, 2005).

Tendo em conta os problemas que traz a invasão de espécies e especialmente o capim-anonni no Bioma Pampa, o objetivo do trabalho é utilizar o modelo de distribuição de espécies GARP para identificar as áreas potenciais de invasão por essa espécie no município de Aceguá-RS e a influência da malha viária como variável no modelo, obtendo as variáveis ambientais e topográficas de imagens de sensores remotos.

## 2. Metodologia

### 2.1. Área de estudo e aquisição de amostras

O município de Aceguá encontra-se localizado no estado do Rio Grande do Sul – Brasil a uma distância aproximada de 440 km da capital do estado. O município tem limites ao norte e oeste com Bagé, ao leste com Pedras Altas, Candiota, Hulha Negra e ao sul faz fronteira com Uruguay (Figura 1). A área do município é de aproximadamente 1.502 km<sup>2</sup> (INCRA, 2007). Aceguá pertence à Mesorregião do Sudoeste Rio-Grandense e à Microrregião da Campanha Meridional (INCRA, 2007). De acordo com o mapa de Biomas do IBGE, o município é parte do Bioma Pampa, com uma vegetação dominada por espécies herbáceas e arbustivas características do bioma (INCRA, 2007), principalmente espécies das famílias das Poaceae e Fabaceae (BOLDRINI, 2009; BURKART, 1975).

Considerando que a principal fonte de dispersão do capim anonni são as estradas (MEDEIROS; SAIBRO; FOCHT, 2009), os pontos de amostragem foram feitos próximos das vias de acesso público, totalizando 226 registros (Figura 1). Para cada registro foi identificada a presença ou ausência do capim anonni, tipo de uso e as coordenadas geográficas. A coleta da informação foi feita na primeira semana de junho de 2016, já que de acordo com estudos prévios e experiência de campo, verificou-se que entre finais do outono e princípio do inverno é mais fácil diferenciar visualmente o capim anonni da vegetação nativa.

### 2.2. Modelo de distribuição de espécies

O modelo GARP (*Genetic Algorithm for Rule Production*) é um modelo heurístico baseado em um algoritmo genético para produção de conjunto aleatório de regras matemáticas, as quais podem ser interpretadas como uma limitação das condições ambientais para uma espécie estabelecer-se e também das relações entre a espécie e o meio ambiente. Cada uma das regras é considerada como um gene, o conjunto de genes é misturado de forma aleatória para assim gerar muitos modelos possíveis que descrevem o potencial de ocorrência da espécie (STOCKWELL; NOBLE, 1992; DIAO; WANG, 2014). O modelo foi rodado na plataforma openModeller v1.5.0, o programa é livre e com suporte para diferentes sistemas operativos.

Para avaliar a resposta do modelo foi empregado a área sob a curva (AUC) do ROC (*Receiver Operating Characteristic*). AUC fornece um único valor independente de qualquer umbral que seja escolhido para definir como potencial a presença ou ausência da espécie. Os valores do AUC varia entre 0 e 1, quanto maior o valor, melhor o ajuste do modelo. AUC é o método mais empregado para avaliar o desempenho dos modelos de distribuição de espécies (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; STOHLGREN et al., 2010). O valor de AUC é obtido automaticamente como parte da saída do modelo.

### 2.3. Variáveis preditoras

As variáveis ambientais e topográficas empregadas para modelar a distribuição potencial do capim anonni na área de estudo foram obtidas a partir de dados de sensores remotos orbitais. As camadas que caracterizam as condições do relevo, como a elevação, a orientação, a declividade e a acumulação de água, foram calculadas a partir do modelo de elevação SRTM com uma

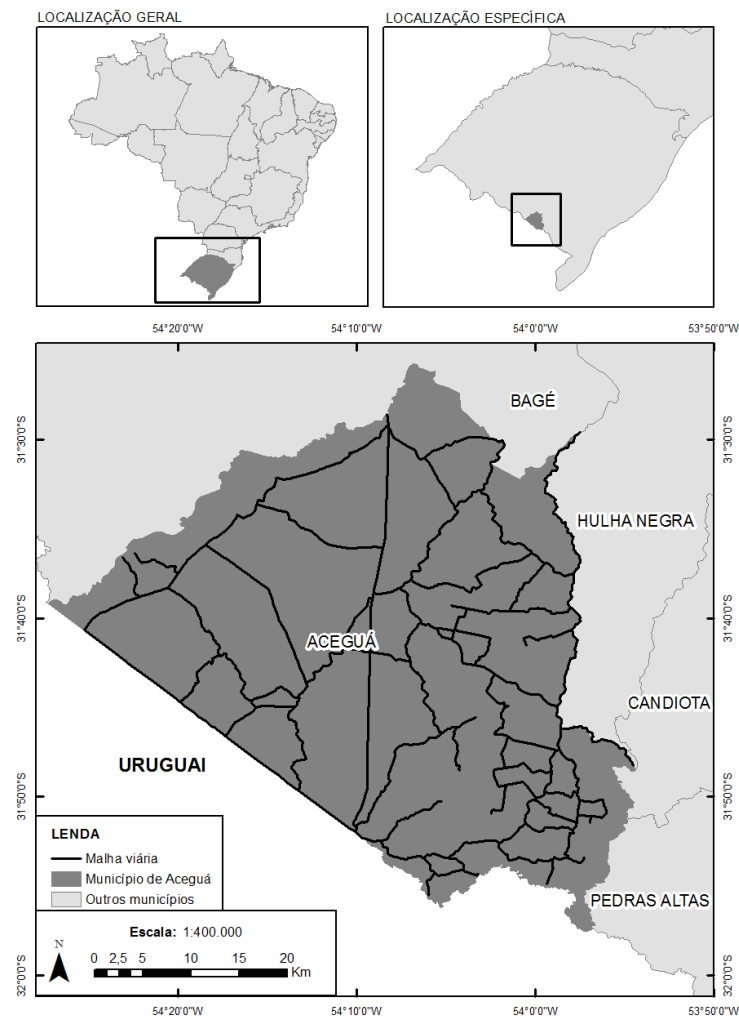


Figura 1: Localização da área de estudo

resolução de 30 m. A partir da imagem Landsat 8 adquirida em maio 13 de 2015, foram extraídos o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), o índice de diferença normalizada da água (NDWI), a fração sombra a partir do modelo de mistura espectral e o *Greenness*, *Brightness* e *Wetness* da transformação de *Tasseled Cap*. A data da imagem foi escolhida, porque segundo a experiência de campo previa, é o período no qual o capimannoni se diferencia da vegetação nativa, obtendo assim respostas espectrais diferentes entre áreas invadidas e não invadidas. Com duas séries temporais do NDVI que abrangem os períodos entre 2006-2010 e 2011-2015 obtidas do produto MODIS MOD13Q1, com resolução temporal de 15 dias e espacial de 250 m, foram calculadas a amplitude e a fase do primeiro e segundo harmônio da análise harmônica de séries temporais (*Harmonic Analysis of Time Series* ou HANTS), que segundo Diao e Wang (2014) são relevantes para a modelagem da distribuição de espécies vegetais já que a amplitude resume informação das variações no uso e cobertura da terra e a fase representa os ciclos fenológicos da vegetação. Com as mesmas series temporais também foram calculadas o mínimo e máximo do NDVI. Também foi gerado um mapa com resolução de 30 m que representa a distância de cada pixel à estrada mais próxima. Além disso, se teve em consideração o mapa de solos. Tendo em conta que se tem camadas em duas resoluções espaciais (30 m e 250 m), foi feita uma reamostragem para que todas as camadas fiquem em

250 m. Para avaliar a contribuição de cada uma dessas camadas no modelo, foi empregado o teste *Jackknife* para descartar aquelas cuja contribuição não é significativa e diminuir o número de camadas, o qual ajuda na diminuição de correlação entre variáveis e um sobre-ajuste do modelo (PEARSON et al., 2007; PETERSON et al., 2011). O teste é feito a partir do ajuste do modelo aplicado para cada variável individualmente e aplicando o modelo sem incluir essa variável. O resultado final do modelo é um mapa com valores contínuos entre 0 e 100, onde valores próximos ao 0 representa uma probabilidade muito baixa que a espécie se estabeleça nesse ponto, quando o valor é mais próximo de 100 quer dizer que tem uma alta probabilidade. O sistema de informação geográfica GRASS v7.0.6svn foi empregado para o processamento das imagens e a análise harmônica de séries temporais. A análise do teste *Jackknife* foi feito no pacote estatístico R v3.3.2. Tanto GRASS como R são de livre distribuição e multiplataforma.

### 3. Resultados e discussão

A partir do teste *Jackknife* foi reduzido o número de camadas iniciais para nove, a saber: o NDVI e *Wetness* da transformada de *Tasseled Cap* da imagem Landsat 8, a amplitude e a fase do primeiro harmônio da serie temporal do MODIS NDVI entre 2011 e 2015, o mínimo da mesma serie temporal, a elevação, a orientação, a declividade e a distância das vias.

A Figura 2 apresenta os mapas resultantes com seus histogramas de frequência. Pode-se comparar o resultado do modelo empregando as nove variáveis anteriormente definidas, modelo 1 (a), e o resultado com as mesmas variáveis mas excluindo a distância das vias, modelo 2 (b). O modelo 1 tem um ajuste  $AUC=0.84$  e o modelo 2  $AUC=0.81$ . Podemos verificar que as duas imagens apresentam áreas muito similares em alto risco de invasão, mas a partir dos histogramas de frequência e da análise dos dados na tabela 1, o mapa que inclui as vias abrange uma porcentagem de área maior com risco entre moderado e alto de invasão. Por exemplo, se consideramos um limiar de 70%, segundo o modelo 1 a área do município em risco é aproximadamente de 37,33% e no modelo 2 é de 29,64%.

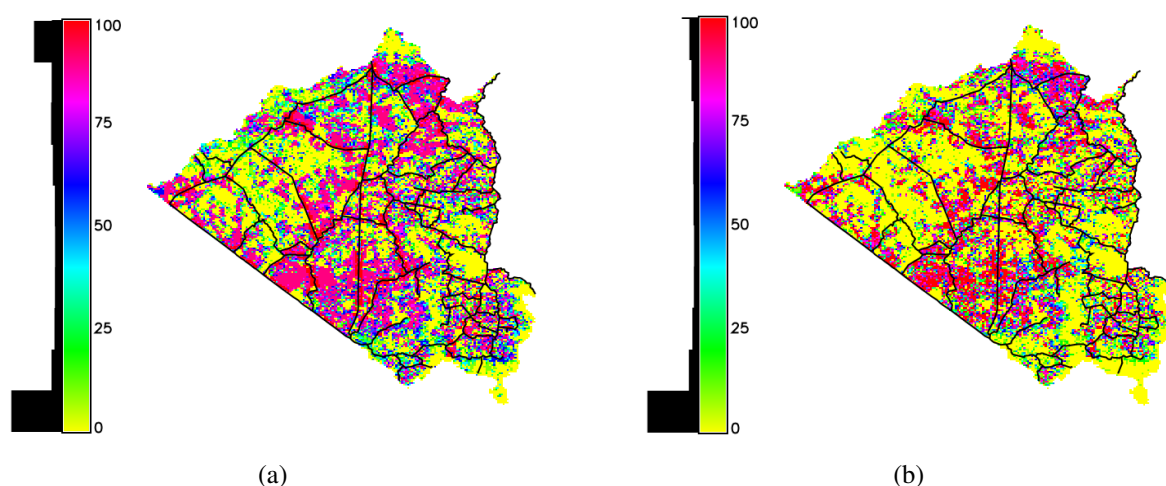


Figura 2: Mapas de probabilidade de invasão do capim anonni no município de Ácagua-RS a partir do modelo GARP. (a) Modelo 1. Com malha viária, (b) Modelo 2. Sem malha viária

Embora não seja possível supor que uma espécie irá ocupar totalmente os lugares viáveis (PETERSON, 2003), os modelos são, em muitos casos, o único meio disponível para estimar a distribuição atual e fornecer uma primeira aproximação do nicho ecológico dos organismos (ANDREW; USTIN, 2009).

O GARP tem sido amplamente empregado para estudos que procuram prever o risco de



Tabela 1: Porcentagem de área do município em risco de invasão por limiar

Limiar	Área (%) (modelo 1)	Área (%) (modelo 2)
90	24,04	20,48
80	30,52	25,96
70	37,33	29,64
60	42,94	33,57
50	47,24	37,28

invasão por espécies exóticas invasoras. Por exemplo Barbosa et al. (2013) empregou esse modelo para prever a distribuição atual e potencial do capimannoni para América do Sul a partir de variáveis climáticas, os resultados da autora concluem que o modelo consegue modelar adequadamente o capimannoni sendo o Bioma Pampa a região com maior potencial de invasão.

Segundo o exposto por Medeiros, Saibro e Focht (2009), a malha viária funciona como um ponto de dispersão importante das sementes do capimannoni, o qual o modelo consegue representar adequadamente já que as pontas em risco se localizam nas áreas com a maior densidade de estradas. A invasão do capimannoni também depende muito das práticas de manejo e controle, já que é uma espécie muito agressiva e que possui características adaptativas que favorecem seu estabelecimento.

Portanto, em concordância com o sugerido por Medeiros, Saibro e Focht (2009), é importante desenvolver e programas que contribuam na regeneração da vegetação nativa nas encostas das estradas para diminuir a dispersão de sementes. Tendo em conta que segundo os modelos, boa parte do município encontra-se em risco entre moderado e alto de invasão, é importante que nas áreas que ainda não tem problemas de invasão, efetuar programas de prevenção, já que uma vez que as sementes se acumulam no solo, é mais difícil e custoso combater o processo invasivo.

#### 4. Conclusões

A partir das imagens de sensoriamento remoto foi possível obter as variáveis ambientais e topográficas necessárias para modelar a distribuição potencial do capimannoni no município de Aceguá-RS. O resultado dos dois modelos conseguem mostrar adequadamente as áreas mais vulneráveis aos processos invasivos da espécie. Também os modelos conseguem diferenciar o alto impacto que tem a malha viária na dispersão do capimannoni.

#### Agradecimentos

Agradeço a EMBRAPA por seu apoio financeiro, ao pessoal do EMATER-RS por sua colaboração na logística e trabalho de campo.

#### Referências

ANDERSON, R. P.; PETERSON, A. T.; EGBERT, S. L. Vegetation-index models predict areas vulnerable to Purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) invasion in Kansas. *The Southwestern Naturalist*, v. 51, n. 4, p. 471–480, 2006.

ANDREW, M. E.; USTIN, S. L. Habitat suitability modelling of an invasive plant with advanced remote sensing data. *Diversity and Distributions*, v. 15, p. 627–640, 2009. ISSN 1472-4642. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00568.x>>.

BARBOSA, F. G. et al. Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass *Eragrostis plana* Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. *Austral Ecology*, v. 38, p. 260–267, 2013.

BOLDRINI, I. I. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. et al. (Ed.). *Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2009. cap. 4.

BURKART, A. Evolution of grasses and grasslands in south america. *Taxon*, International Association for Plant Taxonomy (IAPT), v. 24, n. 1, p. 53–66, 1975. ISSN 00400262. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1219001>>.

DIAO, C.; WANG, L. Development of an invasive species distribution model with fine-resolution remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 30, n. 0, p. 65 – 75, 2014. ISSN 0303-2434. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243414000257>>.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, v. 29, p. 129–151, 2006.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, v. 135, n. 2–3, p. 147 – 186, 2000. ISSN 0304-3800. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380000003549>>.

HUANG, C. ying; ASNER, G. P. Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. *Sensors*, v. 9, n. 6, p. 4869–4889, 2009. ISSN 1424-8220. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1424-8220/9/6/4869>>.

IBGE. *Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil*. [S.l.], 2004. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br>>.

INCRA, I. N. de Colonização e R. A. *Relatório Ambiental do Projeto de Assentamento Jaguarão Aceguá/RS*. Porto Alegre, Brasil, 2007. Disponível em: <<http://coptec.org.br/mapa/Candiota/Candiota/PA>>

LEMKE, D. et al. Distribution modelling of Japanese honeysuckle (*Lonicera japonica*) invasion in the Cumberland Plateau and Mountain Region, USA. *Forest Ecology and Management*, v. 262, n. 2, p. 139 – 149, 2011. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711001575>>.

MEDEIROS, R. B. de; FOCHT, T. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, v. 13, n. 1-2, p. 105–114, 2007.

MEDEIROS, R. B. de; SAIBRO, J. C. de; FOCHT, T. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. et al. (Ed.). *Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2009. cap. 25.

MELBOURNE, B. A. et al. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? *Ecol Lett*, v. 10, n. 1, p. 77–94, Jan 2007. ISSN 1461-0248. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00987.x>>.

PEARSON, R. G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in madagascar. *Journal of Biogeography*, Blackwell Publishing Ltd, v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007. ISSN 1365-2699. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>>.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, v. 78, n. 4, p. 419–433, 2003.

PETERSON, A. T. et al. *Ecological niches and geographic distributions*. [S.l.]: Princeton University Press, 2011.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, v. 190, n. 3–4, p. 231 – 259, 2006. ISSN 0304-3800. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438000500267X>>.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, v. 50, n. 1, p. 53–65, 2000. ISSN 0006-3568.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 84, n. 1, p. 1 – 20, 2001. ISSN 0167-8809. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788090000178X>>.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, v. 52, n. 3, p. 273 – 288, 2005. ISSN 0921-8009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800904003027>>.

ROCCHINI, D. et al. Potential of remote sensing to predict species invasions: A modelling perspective. *Progress in Physical Geography*, v. 39, n. 3, p. 83–309, 2015.

STOCKWELL, D. R.; NOBLE, I. R. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, v. 33, n. 385-390, 1992.

STOHLGREN, T. J. et al. Ensemble habitat mapping of invasive plant species. *Risk Anal*, v. 30, n. 2, p. 224–35, Feb 2010.

WILSON, J. R. U. et al. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 11–22, 2007.

ZIMMERMANN, N. E. et al. New trends in species distribution modelling. *Ecography*, v. 33, p. 985–989, 2010. ISSN 1600-0587. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x>>.