

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Pedro Fialho Cordeiro

Modelagem de Distribuição Potencial, Impactos Ambientais e
Econômicos do Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

Belo Horizonte

2018

Pedro Fialho Cordeiro

Modelagem de Distribuição Potencial, Impactos Ambientais e
Econômicos do Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Fernando Figueiredo Goulart

Coorientador: Prof. Diego Rodrigues Macedo

Belo Horizonte
Instituto de Geociências da UFMG

2018

C794m Cordeiro, Pedro Fialho.
2018 Modelagem de distribuição potencial, impactos ambientais e econômicos do aguapé (*Eichhornia crassipes*) [manuscrito] / Pedro Fialho Cordeiro. – 2018.

x, 61 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Fernando Figueiredo Goulart.

Coorientador: Diego Rodrigues Macedo.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2018.

Bibliografia: f. 32-40.

Inclui apêndice.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Aguapé – Distribuição geográfica – Teses. 3. Bioinvasão – Teses. I. Goulart, Fernando Figueiredo. II. Macedo, Diego Rodrigues. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6



FOLHA DE APROVAÇÃO

Modelagem de Distribuição Potencial, Impactos Ambientais e Econômicos do
Aguapé *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms

PEDRO FIALHO CORDEIRO

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 07 de fevereiro de 2018, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Fernando Figueiredo Goulart - Orientador
UFMG

Prof. Frederico Wagner de Azevedo Lopes
(UFMG)

Prof. Mônica de Cássia Souza Campos
Centro de Inovação e Tecnologia - CETEC

Belo Horizonte, 7 de fevereiro de 2018.

“No que diz respeito ao empenho, ao compromisso, ao esforço, à dedicação, não existe meio termo. Ou você faz uma coisa bem feita ou não faz”.

Ayrton Senna

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e avós, o meu infinito agradecimento por tudo que fazem por mim.

Ao Fernando Goulart pela condução, confiança e incentivo.

Ao Diego Rodrigues pela coorientação, que foi determinante na consolidação deste trabalho.

À Mônica Campos que tanto me ajudou em todas as fases do mestrado.

Ao Marcelo Ávila por ser tão importante na minha vida, pelas oportunidades proporcionadas e ensinamentos.

À Sylvia e Aylton pelo grande apoio com todas as questões ligadas ao aguapé.

Aos amigos e colegas do Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente, em especial Marcus, Márcia, Aylton, Sylvia, Samuel, Marina, Tannús, Helena e Valéria. O apoio de vocês foi essencial para que eu pudesse desenvolver o mestrado concomitante à rotina de trabalho.

Aos amigos da Geografia da PUC-MG e da Modelagem (UFMG) por estarem sempre presentes.

Aos amigos da FUMEC.

A todas as pessoas que participaram direta e indiretamente desta caminhada, deixo aqui os meus agradecimentos por tudo!!

RESUMO

Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) são ferramentas utilizadas para prever a distribuição potencial de determinada espécie por meio da relação entre dados de ocorrência e condições ambientais. Dentre as mais recentes aplicações desses modelos, destaca-se a previsão do espalhamento de plantas invasoras, como *E. crassipes* (aguapé); esta espécie consta na lista da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) das 100 piores espécies invasoras e no *Top 20* do grupo espanhol de especialistas em invasões biológicas. A previsão de onde as invasões biológicas possuem alto potencial de ocorrer é crucial para desenvolver programas de monitoramento bem sucedidos e estratégias de gerenciamento. Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar a distribuição, em escala global, do aguapé, por meio da elaboração de um modelo de distribuição espécie, subsidiando a avaliação do potencial de invasão para áreas não colonizadas, apontando áreas de risco em termos de ameaça à biodiversidade, geração de energia, abastecimento humano e navegação. O algoritmo MaxEnt - *Maximum Entropy* foi utilizado na construção do modelo e contemplou 5 camadas bioclimáticas e uma de manchas urbanas. A distribuição modelada é consistente com os atuais pontos de presença da espécie utilizados nesse estudo, bem como regiões administrativas em que o aguapé possui populações estabelecidas, seja em seu habitat de origem ou nos países invadidos. As ameaças representadas por essa planta são possivelmente mais agudas nos *hotspots* mundiais de biodiversidade, que estão predominantemente situados em regiões de elevada adequabilidade ambiental. Os sítios de Ramsar e as unidades de conservação mundiais, por sua vez, estão em situação mais segura; porém, os cenários de mudanças climáticas e o crescimento de megacidades podem colocá-los sob risco de invasão. A metodologia aplicada neste trabalho pode ser empregada para avaliar o potencial de espalhamento de outras espécies invasoras.

Palavras-chave: Aguapé, *Eichhornia crassipes*, Espécies Invasoras, MaxEnt, Modelo de Distribuição de Espécies,

ABSTRACT

Species Distribution Models (SDM) are tools for predicting the potential distribution of a specie through the relationship between occurrence data and environmental conditions. One of the most recent applications are the predicting spread of invasive plants, such as *E. Crassipes* (water hyacinth). This species occupies a list of the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) of the 100 worst invasive species and the Top 20 of the spanish group of specialists in biological invasions. Actions that prevent their dispersion should be sought as they represent a more efficient and low-cost approaches. The objective of this study is to elaborate a potential distribution model of water hyacinth to support an assessment of the invasion potential for non-colonized areas, pointing areas of risk in terms of threats to habitat biodiversity, human supply and shipping at global scale. The MaxEnt - Maximum Entropy algorithm was used in the construction of the model and included five bioclimatic layers and one of urban spots worldwide. The distribution models are consistent with the current points of presence of the species used in the study, as well as administrative regions in which the water hyacinth has populations established in their native habitat or in the invaded countries. Threats posed by this plant are possibly more acute in regions suffering from chronic drought. Global biodiversity hotspots are predominantly situated in appropriate high suitability regions. Ramsar sites and global conservation units are in a more secure situation, but scenarios of climate change and the growth of megacities can put them at risk of invasion. It is suggested a more detailed individual evaluation for areas, to categorize them according to the environmental suitability in which they are located and in relation to records of presence records of *E. crassipes*. Understanding the potential of invasion of this species is crucial to involve the management of the species and to avoid negative impacts. The methodology applied in this work can be used to evaluate the spreading potential of other invasive species.

Key-words: Invasive Species, MaxEnt, Species Distribution Modelling, Water Hyacinth,

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

.shp – Formato ESRI *shapefile*

°C – Grau Celsius

ASCII – *American Standard Code for Information Interchange*

AUC – *Area Under the Curve*

BAM – Diagrama biótico-abiótico-mobilidade

Cemig – Companhia Energética de Minas Gerais

EPPO – *European and Mediterranean Plant Protection Organization*

GBIF – *Global Biodiversity Information Facility*

GEIB – Grupo Espanhol de Especialistas em Invasões Biológicas

ha - Hectare

IUCN – *International Union for Conservation of Nature*

km² – Quilômetros quadrados

MaxEnt – *Maximum Entropy*

MDE – Modelos de Distribuição de Espécies

MMA – Ministério do Meio Ambiente

n – Número de entidades de uma amostra

pH – Potencial hidrogeniônico

PRA – *Pest Risk Analysis*

r – Coeficiente de correlação de *Pearson*

SDM – *Species Distribution Models*

SEDAC – *Socioeconomic Data and Applications Center*

t – Tonelada

TSS – *True Skill Statistic*

WDPA – *World Database on Protected Areas*

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 – <i>E. crassipes</i> no reservatório de Peti, Santa Bárbara – MG.....	4
FIGURA 02 – (a) Infestação por <i>E. crassipes</i> nos reservatórios da Cemig de Gafanhoto, Divinópolis-MG, (b) Peti, Santa Bárbara-MG e (c) em córrego no centro de Pirapora-MG.....	4
FIGURA 03 – Fatores que determinam a distribuição geográfica de uma espécie.	6
FIGURA 04 – Distribuição geográfica dos registros de presença utilizados na construção do modelo no MaxEnt.....	13
FIGURA 05 – Distribuição potencial modelada de <i>E. crassipes</i> em escala global	16
FIGURA 06 – Mapa de presença / ausência de <i>E. crassipes</i> em escala global...	17
FIGURA 07 – Mapa de adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> – América do Sul.....	19
FIGURA 08 – Mapa de adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> – América do Norte	20
FIGURA 09 – Mapa de adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> – Europa	20
FIGURA 10 – Mapa de adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> – África.....	21
FIGURA 11 – Mapa de adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> – Ásia e Oceania.....	21
FIGURA 12 – Regiões secas mundiais e distribuição potencial de <i>E. crassipes</i> .	22
FIGURA 13 – Ambientes lóticos e lênticos mundiais e distribuição potencial de <i>E. crassipes</i>	23
FIGURA 14 – Adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> nas unidades de conservação mundiais.....	24
FIGURA 15 – Adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> nos <i>hotspots</i> mundiais de biodiversidade	25
FIGURA 16 – Adequabilidade ambiental de <i>E. crassipes</i> nos sítios de Ramsar..	26

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 – Matriz de confusão elaborada a partir dos erros e acertos do modelo	11
TABELA 02 – Medidas de desempenho do modelo derivadas da matriz de confusão.....	12
TABELA 03 – Matriz de correlação de <i>Pearson</i>	14
TABELA 04 – Variáveis selecionadas e resultado do teste de <i>Jack-Knife</i>	14
TABELA 05 – Medidas de desempenho do modelo para diferentes valores de <i>n</i> 15	
TABELA 06 – Resultados quantitativos de adequabilidade ambiental nas unidades de conservação, <i>hotspots</i> de biodiversidade e sítios de Ramsar mundiais.	24

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 A espécie	4
1.2 Modelos de Distribuição Potencial de Espécies.....	6
2 METODOLOGIA.....	9
2.1 Aquisição e tratamento de registros de presença	9
2.2 Seleção das camadas ambientais.....	9
2.3 Algoritmo de modelagem	10
2.4 Avaliação e validação do modelo.....	11
3 RESULTADOS	13
3.1 Modelo de Distribuição Potencial.....	13
4 DISCUSSÃO	27
5 CONCLUSÕES	31
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
APÊNDICE A – ARTIGO	41

1 INTRODUÇÃO

Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) são ferramentas utilizadas para prever a distribuição potencial de determinada espécie, por meio da relação entre dados de ocorrência e condições ambientais (ELITH e LEATHWICK, 2009). O uso desses modelos tem se destinado tanto à descrição de padrões quanto à realização de predições da distribuição geográfica de espécies terrestres e aquáticas (LIU et al., 2016). Uma das mais recentes aplicações desses modelos é a previsão do espalhamento de plantas invasoras (ROBERTSON et al., 2001; DUNLOP et al., 2006; KRITICOS et al., 2016). Na literatura são encontradas diversas pesquisas dessa natureza para a fauna e a flora terrestres; porém, para outras comunidades, como as macrófitas aquáticas, existe uma lacuna a ser preenchida, dada a importância dos ambientes lênticos e lóticos na provisão de serviços ecossistêmicos (CANCIAN, 2012; ALEXANDRE, 2013).

Um dos principais impactos ambientais sofridos pelos ecossistemas aquáticos continentais está ligado à ocorrência de espécies invasoras como o aguapé (*Eichhornia crassipes*) Mart. (Solms), 1883 (EPPO, 2008). Ambientes colonizados por essa espécie sofrem alterações na estrutura e diversidade de habitats aquáticos e sobre os usos múltiplos por comunidades humanas (LORENZI, 2000). Esse efeito é de grande relevância principalmente em regiões que sofrem com seca crônica (e.g., mediterrâneo), em países em que a sua economia se apoia no turismo, como a Tunísia, ou em nações cuja matriz energética é hidrelétrica, como o Brasil (KRITICOS et al., 2016).

O aguapé consta na lista da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) das 100 piores espécies invasoras e no *Top 20* do grupo espanhol de especialistas em invasões biológicas (GEIB) (TELLEZ et al., 2008). Em países como os Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia, África do Sul, Reino Unido, Marrocos e Portugal, foi desenvolvida legislação específica para a prevenção da comercialização e distribuição do aguapé (EPPO, 2008). Na Europa, foi criado um protocolo de análise de risco de invasão de pestes (*Pest Risk Analysis – PRA*) pela Convenção Internacional de Proteção a Plantas, tendo o aguapé como uma das espécies mais problemáticas (BRUNEL et al., 2009).

O primeiro registro de presença dessa espécie, fora do seu habitat natural, a bacia amazônica, ocorreu em 1884, em Nova Orleans (PENFOUND e EARLE, 1948). No final do século XIX, essa planta foi registrada no Egito, Índia, Austrália e Java (GOPAL, 1987). Atualmente, o aguapé está presente em todos os continentes, exceto a Antártida, tendo invadido todos os países tropicais e subtropicais (PARSONS e CUTHBERTSON, 2001). Não há um consenso sobre como e quando essa espécie foi introduzida em ambientes fora do seu habitat natural, porém o seu uso para fins de ornamentação em lagos e jardins, bem como para o controle de nutrientes e *blooms* algais em ambientes eutrofizados, certamente contribuiu para o seu espalhamento (KRITICOS et al., 2016).

Os ambientes invadidos pelo aguapé exigem o emprego de medidas e técnicas de controle, destacando-se a remoção mecanizada, a aplicação de substâncias tóxicas e introdução de espécies de insetos, peixes e outros animais para o controle biológico (EPPO, 2008). Entretanto, muitas destas técnicas são de custo elevado, outras, como no caso do controle biológico, são de grande complexidade ou, ainda, quando do uso de constituintes tóxicos, há que se considerar os riscos de sua toxicidade residual no ambiente e seus efeitos sobre a cadeia alimentar.

Em vista disso, medidas que previnam a sua dispersão devem ser buscadas, já que representam uma das abordagens mais eficientes e de baixo custo de implementação, sobretudo quando comparadas ao controle (EPPO, 2008). Muitos estudos demonstraram a eficiência em termos de custo da prevenção e manejo de invasões biológicas (WAAGE et al., 2001; LEUNG et al., 2002; KELLER et al., 2007). A previsão do risco de invasão em áreas geográficas de interesse é essencial para desenvolver programas de monitoramento bem sucedidos e estratégias de gerenciamento.

Programas ambientais e bancos de dados mundiais de áreas protegidas, por exemplo, podem se beneficiar da elaboração de mapas de distribuição de espécies invasoras. O *World Database on Protected Areas* (WDPA - <https://www.protectedplanet.net>) é o maior banco de dados mundial de áreas protegidas terrestres e aquáticas, sendo largamente utilizado por cientistas, governos e empresas para planejamento e manejo (LOPOUKHINE et al., 2012; STOLTON et al., 2014). Desde que foi criado, em 1981, o WDPA armazena dados

de todas as áreas protegidas no mundo a partir do seu ano de estabelecimento, com atualização mensal. A *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) mantém uma série de iniciativas e programas, que incluem listas e localização de espécies ameaçadas de extinção, bem como uma “lista verde” de áreas protegidas e conservadas (<https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/iucn-green-list/3-green-list-areas>). Um tratado intergovernamental foi assinado na Convenção de Áreas Úmidas em Ramsar, 1971, fornecendo o quadro para a conservação e o uso racional das áreas úmidas e seus recursos. Dessa forma, foram instituídos os sítios de Ramsar, que representam atualmente a maior rede de áreas úmidas protegidas de importância mundial, distribuindo-se em mais de 2200 pontos e cobrindo mais de 2,1 milhões de quilômetros quadrados (<https://www.ramsar.org/sites-countries/the-ramsar-sites>).

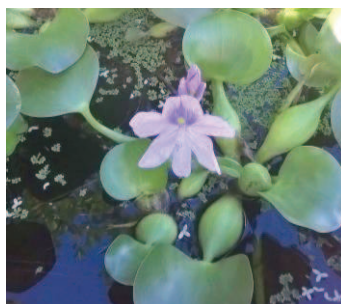
Os requerimentos ambientais de *E. crassipes* sugerem que a sua distribuição geográfica esteja diretamente relacionada com os ambientes aquáticos sujeitos à maior pressão antrópica, temperatura e precipitação (HOVEKA et al., 2016). Condições ideais para essa planta incluem pH neutro, apesar de tolerarem uma faixa entre 4 e 10, alta intensidade de luz solar e águas ricas em nutrientes (GOPAL, 1987). O crescimento é diretamente correlacionado com os nutrientes, especialmente quando em uma faixa de temperatura entre 28 e 30°C, enquanto o crescimento se interrompe ou diminui acentuadamente quando abaixo de 10 ou acima de 34°C (GOPAL, 1987).

Uma alternativa eficiente de avaliar o potencial de danos ocasionados pela infestação de espécies invasoras é por meio da sobreposição entre modelos de distribuição potencial de espécies e a espacialização de áreas de interesse ambiental (EPPO, 2008). Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo a elaboração de um modelo de distribuição potencial, em escala global, do aguapé, para subsidiar a avaliação do risco de invasão para áreas não colonizadas, em termos de ameaça à biodiversidade de habitats, geração de energia, abastecimento humano e navegação.

1.1 A espécie

O aguapé é uma macrófita aquática flutuante livre da família *Pontederiaceae*, nativa da Bacia Amazônica (BARRETT e FORNO, 1982). Essa espécie se caracteriza por possuir um caule curto e inflado, com um tufo de raízes finas de até 60 cm de comprimento (LORENZI, 2000). É uma planta perene que se reproduz por estolões e por sementes, que podem ficar viáveis por até 15 anos nos sedimentos dos corpos de água (POTT e POTT, 2000). A sua elevada capacidade de crescimento chega a resultar em um aumento de área de cobertura de 15% ao dia, podendo dobrar em uma semana. Dessa forma, essa espécie é capaz de produzir, anualmente, 480 t.ha^{-1} de massa verde quando em condições ótimas, sendo considerada uma das principais plantas daninhas aquáticas flutuantes do mundo (KOBAYASHI, 2006) (FIGURAS 01 e 02).

FIGURA 01 – *E. crassipes* no reservatório de Peti, Santa Bárbara – MG



Fonte: acervo do autor

FIGURA 02 – (a) Infestação por *E. crassipes* nos reservatórios da Cemig de Gafanhoto, Divinópolis-MG, (b) Peti, Santa Bárbara-MG e (c) em córrego no centro de Pirapora-MG



Fonte: acervo do autor

E. crassipes é encontrada em ambientes aquáticos geralmente sujeitos à maior pressão antrópica, menor velocidade de escoamento, menor profundidade e maior incidência solar (ESTEVES, 1998). O seu desenvolvimento máximo, em escala local, ocorre em sítios protegidos do vento e com elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio, como lagos, cursos de água em áreas urbanas e áreas úmidas. Ela pode tolerar extremos de variação de nível de água e variações sazonais na velocidade de escoamento, bem como extremos de variação de nutrientes, pH, temperatura e substâncias tóxicas; porém, não tolera salinidade (GOPAL, 1987). Em escalas menores, as variáveis climáticas relacionadas à temperatura e precipitação anuais são as que melhor explicam a sua distribuição geográfica (LIU et al., 2016; HOVEKA et al., 2016). Quando considerados os cenários de alterações climáticas, espera-se que a distribuição dessa espécie seja ampliada para maiores latitudes, acompanhando o aumento esperado de temperatura (KRITICOS et al., 2016).

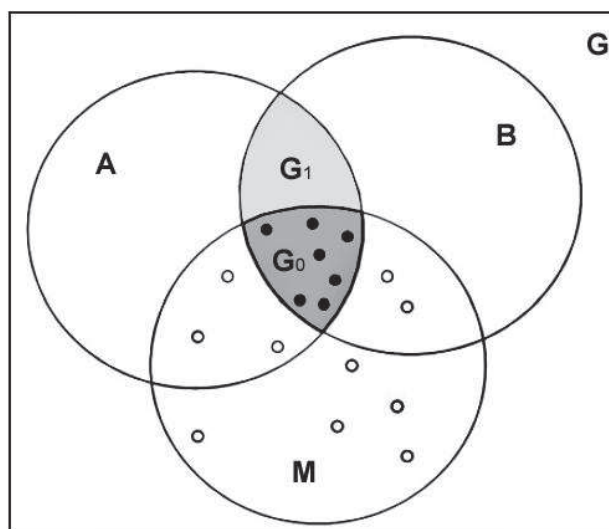
A partir dos requerimentos ambientais do aguapé, espera-se encontrar um maior risco de invasão em áreas urbanas, áreas agrícolas e em locais em que ocorram maiores temperatura e precipitação. Além disso, espera-se que, globalmente, as macro variáveis climáticas sejam suficientes para expressar a distribuição espacial atual e futura da espécie.

Em ambientes colonizados pela espécie, as maiores alterações referem-se à estrutura e diversidade de habitats aquáticos, ocorrendo a proliferação de organismos transmissores de doenças e a alta mortalidade de peixes devido às baixas concentrações de oxigênio dissolvido na coluna de água (LORENZI, 2000). Na piscicultura, o aguapé é usado para desova e para manter a temperatura do tanque, protegendo os peixes do excesso de sol. Em alguns sistemas de tratamento, a espécie é utilizada para retirar metais pesados e nutrientes da água. No entanto, a sua decomposição pode trazer sérias consequências para a qualidade do ambiente (POTT e POTT, 2000). As alterações nos usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos, principalmente na geração de energia, navegação, recreação e abastecimento, são muito comuns em ambientes infestados (HOYER et al., 1996).

1.2 Modelos de Distribuição Potencial de Espécies

Os modelos de distribuição potencial de espécies são técnicas que utilizam informações ambientais e geográficas para explicar padrões observados de ocorrência de espécies. A maioria desses modelos se fundamenta no conceito de nicho ecológico, que foi iniciado por Joseph Grinnel em 1904 (JACKSON e OVERPECK, 2000; PETERSON, 2003). Ao longo dos anos, esse conceito foi trabalhado por Elton, em 1927; por Hutchinson, na década de 1950; e por Chase e Leibold, em 2003 (GIANNINI et al., 2012). Mais recentemente, Soberón (2010) desenvolveu um diagrama para representar o nicho ecológico, o qual sintetiza três dos fatores biogeográficos determinantes na distribuição geográfica de uma espécie: 1) as condições abióticas; 2) os fatores bióticos; e 3) a capacidade intrínseca de dispersão, por meio de locomoção ou agentes externos, que determina o grau de acessibilidade da espécie a outras áreas (FIGURA 03).

FIGURA 03 – Fatores que determinam a distribuição geográfica de uma espécie



Fonte: SOBERÓN (2010)

O esquema foi denominado de diagrama BAM (biótico-abiótico-mobilidade) (GATTI, 2013). A interpretação do diagrama sugere que “G” é a região geográfica considerada; A: área onde as condições abióticas são favoráveis para a espécie. Esta é uma região potencial e, provavelmente, não ocupada pela espécie em todas as suas seções; B: região onde as condições bióticas são favoráveis; M: é

área que a espécie foi capaz de alcançar em um dado período; G1: região que pode ser potencialmente invadida porque os dois tipos de condições (A e B) são favoráveis, mas a espécie ainda não foi capaz de alcançá-la; G0: área real de distribuição da espécie. Os círculos fechados representam a população fonte e, os abertos, a população dreno.

Embora o nicho de uma espécie possa ser mapeado, essa é uma tarefa difícil dos pontos de vista conceitual e prático, porque as interações bióticas são dificilmente delineadas espacialmente. Essa dificuldade foi parcialmente superada a partir de 1970, quando ocorreram avanços nas técnicas computacionais para analisar a distribuição de uma espécie (GIANINI et al., 2012). Desde então foram desenvolvidos uma série de técnicas, suportadas pela teoria do nicho ecológico, destinadas a esta finalidade, tais como: os algoritmos de regressão logística, distâncias ambientais, genéticas e de máxima entropia; modelos aditivos generalizados e lineares generalizados, bem como as redes neurais artificiais (FERRAZ, 2004; GUO et al., 2005).

A partir do desenvolvimento dessas técnicas, muitos estudos de modelagem foram realizados para a conservação e representação da distribuição de espécies raras e endêmicas (BAART et al., 2010; OLIVEIRA, 2011; PIMENTA, 2016); em análises biogeográficas (WHITTAKER et al., 2005; SIQUEIRA e DURIGAN, 2007); em estudos de rotas potenciais de doenças infecciosas (COSTA et al., 2002; PETERSON et al., 2006; LEVINE et al., 2007); na previsão dos efeitos das mudanças climáticas na distribuição geográfica de espécies (PETERSON et al., 2002; OBERHAUSER e PETERSON, 2003; THOMAS et al., 2004; PEARSON et al., 2006; WIENS et al., 2009; BELLARD et al., 2012; KRITICOS et al., 2016); na identificação de áreas prioritárias para conservação (ORTEGA-HUERTA e PETERSON, 2004; CHEN, 2009) e em previsões sobre o risco de espalhamento de espécies invasoras (PETERSON, 2003; PETERSON e ROBINS, 2003; TELLEZ, 2008; CAMPOS et al., 2014; KRITICOS et al., 2016; LIU et al., 2016).

Neste trabalho foi utilizado o MaxEnt (versão 3.3.3), método de máxima entropia, devido à dificuldade de obter registros que representem ausências verdadeiras de uma espécie invasora. Este algoritmo pode operar apenas com registros de presença associados a dados ambientais para produzir predições de

adequabilidade de habitat, apresentando excelente desempenho (PHILLIPS et al., 2006). O MaxEnt é também muito utilizado em trabalhos de previsão de distribuição de espécies de plantas (TRISURAT et al., 2009; BARNES et al., 2014).

2 METODOLOGIA

2.1 Aquisição e tratamento de registros de presença

Os pontos de ocorrência da espécie foram obtidos no portal *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF - gbif.org), considerando o período entre 1960 e 2017. A escolha por esse portal se deve à facilidade de aquisição dos registros de ocorrência em escala global; porém, o GBIF apresenta uma série de incongruências no que se referem a confiabilidade do georreferenciamento dos dados e a identificação taxonômica da espécie. Embora exista esta limitação, vários estudos recentes foram conduzidos utilizando-o (SYFERT et al., 2013; ZENG et al., 2016; LIU et al., 2016). Após a exclusão de pontos sem coordenadas geográficas e descrição de localidade, bem como de registros sobrepostos, um total de 1316 pontos de ocorrência foi selecionado (FIGURA 04).

2.2 Seleção das camadas ambientais

Para a construção do modelo, foram consideradas camadas ambientais com abrangência global, dada a escala utilizada nesse estudo. Assim, dezenove (19) camadas bioclimáticas foram obtidas em meio digital no portal do projeto *WorldClim* (worldclim.org/), com resolução espacial de aproximadamente 2,5' minutos. Uma vez que as áreas urbanas geralmente propiciam um ambiente favorável para o estabelecimento da planta, devido ao seu uso para ornamentação, bem como pelo lançamento de fósforo e nitrogênio nos corpos de água, foi considerada uma camada de manchas urbanas mundiais (KOBAYASHI, 2006). Esta camada foi obtida no *Socioeconomic Data and Applications Center – SEDAC* (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grump-v1-urban-ext-polygons-rev01>). As camadas adquiridas, em formato ESRI Grid, foram convertidas no DIVA-GIS 7.5.0 para arquivos ASCII, compatível com o formato de entrada de dados do MaxEnt. Para avaliar a correlação entre as variáveis bioclimáticas, foi gerada uma matriz de correlação de *Pearson* no ArcGIS 10.3, removendo-se do conjunto final as camadas ambientais altamente correlacionadas ($r > 0,70$).

(DORMANN et al., 2012). O ArcGIS 10.3 foi utilizado para padronizar todos os dados espaciais de entrada no algoritmo.

Para avaliar a susceptibilidade à invasão em áreas geográficas de interesse, em escala global, sete (7) camadas ambientais em formato ESRI *shapefile* (.shp) foram consideradas: países (<http://www.gadm.org/>); rede de drenagem ([http://www.hydrosheds.org/ download](http://www.hydrosheds.org/download)); ambientes lênticos (lagoas, lagos e represas) ([https://www.worldwildlife.org/ publications/](https://www.worldwildlife.org/publications/)); unidades de conservação (<https://www.protectedplanet.net/c/>), sítios de Ramsar (<https://rsis.ramsar.org/>), *hotspots* de biodiversidade ([http://www.cepf.net/resources/ hotspots/Pages/default.aspx](http://www.cepf.net/resources/hotspots/Pages/default.aspx)) e regiões secas (<http://www2.unccd.int/dryland-champions>); Essas camadas ambientais foram superpostas ao modelo de distribuição potencial e, com o uso de técnicas de processamento de arquivos *raster*, foram categorizadas em função da adequabilidade ambiental do modelo. As camadas ambientais consideradas nessa análise foram tratadas no ArcGIS 10.3 e no DIVA-GIS 7.5.0.

2.3 Algoritmo de modelagem

O MaxEnt - *Maximum Entropy* (PHILLIPS et al. 2006), versão 3.3.3, foi o algoritmo selecionado para elaborar o modelo de distribuição potencial. Trata-se de um *software* gratuito que tem por objetivo estimar a probabilidade de um alvo considerando informações incompletas e apresenta excelente desempenho em modelos que consideram apenas dados de presença (SOARES, 2015; HERNANDEZ et al., 2006; PEARSON et al., 2007; PAPES e GAUBERT, 2007; WISZ et al., 2008). Por meio do princípio da máxima entropia, esse algoritmo busca encontrar a distribuição mais próxima da distribuição uniforme baseada nas restrições que as variáveis disponíveis, relacionadas aos pontos georreferenciados, e suas condições ambientais de determinada região, oferecem ao modelo (CANCIAN, 2012). Os parâmetros do algoritmo foram ajustados ao padrão.

O modelo produzido utilizou as melhores variáveis preditoras, com 75% dos dados de ocorrência para treino e 25% para teste. O mapa de adequabilidade ambiental resultante foi categorizado em 5 classes definidas pela função *natural*

breaks do ArcGIS 10.3. Este mesmo *software* foi utilizado para representar as saídas gráficas do MaxEnt.

2.4 Avaliação e validação do modelo

Para avaliar estatisticamente o desempenho do MaxEnt foram consideradas as análises realizadas pelo *software*, como o teste de *Jack-Knife* e a *Area Under the Curve* (AUC). O teste de *Jack-Knife* foi realizado para avaliar a importância das camadas ambientais na explicação da distribuição da espécie (PHILLIPS et al., 2006). A AUC é uma medida estatística que testa a concordância entre os registros de presença e a distribuição. Um valor de AUC de 0,5 indica que o desempenho do modelo é semelhante ao acaso, enquanto valores próximos de 1,0 indicam melhor desempenho do modelo (YOUNG et al., 2011). Outra medida de desempenho adotada foi a *True Skill Statistic* (TSS). Valores de TSS variam de -1 a +1, sendo os valores positivos mais próximos de 1 relacionados ao melhor desempenho. O TSS foi calculado a partir de uma matriz de confusão (ALLOUCHE et al., 2006). Essa matriz é composta por erros e acertos relacionados à previsão do modelo (TABELAS 01 e 02).

TABELA 01 – Matriz de confusão elaborada a partir dos erros e acertos do modelo

	Presença registrada	Ausência registrada
Presença predita	A (verdadeiro positivo)	B (falso positivo)
Ausência predita	C (falso negativo)	D (verdadeiro negativo)

Fonte: PEARSON et al., (2007).

A) verdadeiro positivo: o modelo prediz que a espécie está presente e os dados de teste confirmam esta afirmação; B) falso positivo: o modelo prediz presença, mas os dados de teste mostram ausência; C) falso negativo: o modelo prediz ausência, mas os dados de teste mostram presença; e D) verdadeiro negativo: o modelo prediz ausência e os dados de teste confirmam (PEARSON et al., 2007).

TABELA 02 – Medidas de desempenho do modelo derivadas da matriz de confusão

Medidas	Fórmula
Acurácia	$\frac{A + D}{N}$
Sensibilidade	$\frac{A}{(A + C)}$
Especificidade	$\frac{D}{(B + D)}$
<i>True Skill Statistics</i> (TSS)	(sensibilidade + especificidade) - 1

Fonte: ALLOUCHE et al. (2006)

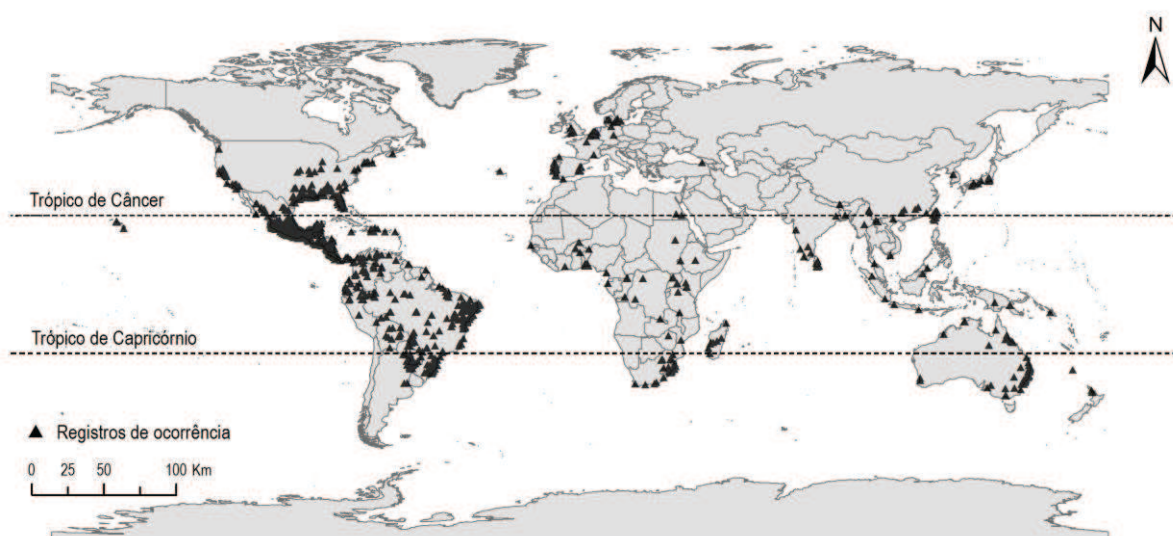
Foram adotadas subamostras de 700 e 1000 registros para verificar se o n amostral utilizado (registros de presença) exerce influência no desempenho do algoritmo. Um conjunto independente de dados de ocorrência, correspondente a 25% do total dos registros obtidos para a espécie, foi utilizado para validação do modelo. Nesse processo, adotou-se um limiar de corte (*threshold*) baseado no *Fixed cumulative value 5*, visando binarizar o mapa de adequabilidade ambiental em um mapa de presença – ausência da espécie, para comparação das saídas do modelo contra dados reais de distribuição (PHILLIPS e DUDIK, 2008).

3 RESULTADOS

3.1 Modelo de Distribuição Potencial

O modelo foi elaborado com 1316 registros de ocorrência georreferenciados. Desse conjunto de registros, 62% dos pontos estão localizados entre os trópicos (paralelos 23° N e 23° S), enquanto 25% estão acima do trópico de câncer e 13% está abaixo do trópico de capricórnio. Os pontos de ocorrência utilizados distribuem-se por todos os continentes, à exceção da Antártida. Apesar de a espécie ser nativa da América do Sul, nesse continente foi identificado apenas 22% dos registros, enquanto que a América do Norte apresentou cerca de 48% das ocorrências. A Oceania possui 7,7% dos registros, seguida pela África (6,1%), Europa (5,9%) e Ásia (5,8%) (FIGURA 04).

FIGURA 04 – Distribuição geográfica dos registros de presença utilizados na construção do modelo no MaxEnt



A análise de correlação de *Pearson* indicou um elevado número de variáveis correlacionadas dentro do conjunto de 19 camadas bioclimáticas obtidas para a construção do modelo. Destas, foram selecionadas as 6 variáveis que não apresentaram correlações significativas ($r < \pm 0,70$) entre si (TABELA 03) (DORMANN et al., 2012), sendo 5 bioclimáticas e uma camada binária de manchas urbanas mundiais, que não foi testada com as demais variáveis, devido

se constituir de dados que não possuem correlação com as outras camadas (TABELA 04).

TABELA 03 – Matriz de correlação de *Pearson*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1	1,00	0,59	0,77	0,02	0,74	0,57	0,21	0,80	0,87	0,81	0,79	0,58	0,62	0,31	0,58	0,62	0,34	0,49	0,44
2	0,59	1,00	0,90	0,79	0,96	-0,31	0,90	0,87	0,23	0,93	0,00	0,65	0,68	0,45	0,91	0,67	0,47	0,68	0,45
3	0,77	0,90	1,00	0,52	0,93	0,02	0,67	0,90	0,48	0,93	0,31	0,82	0,83	0,57	0,83	0,83	0,61	0,77	0,64
4	0,02	0,79	0,52	1,00	0,69	-0,80	0,98	0,55	-0,36	0,61	-0,59	0,41	0,41	0,36	0,69	0,40	0,37	0,51	0,27
5	0,74	0,96	0,93	0,69	1,00	-0,12	0,81	0,94	0,40	0,99	0,18	0,70	0,73	0,47	0,89	0,73	0,50	0,70	0,51
6	0,57	-0,31	0,02	-0,80	-0,12	1,00	-0,68	0,03	0,81	-0,02	0,95	0,01	0,03	-0,10	-0,24	0,03	-0,09	-0,14	0,06
7	0,21	0,90	0,67	0,98	0,81	-0,68	1,00	0,68	-0,18	0,75	-0,42	0,51	0,52	0,41	0,80	0,52	0,42	0,60	0,34
8	0,80	0,87	0,90	0,55	0,94	0,03	0,68	1,00	0,44	0,96	0,31	0,69	0,74	0,42	0,84	0,73	0,45	0,71	0,47
9	0,87	0,23	0,48	-0,36	0,40	0,81	-0,18	0,44	1,00	0,48	0,92	0,34	0,37	0,15	0,23	0,36	0,18	0,19	0,32
10	0,81	0,93	0,93	0,61	0,99	-0,02	0,75	0,96	0,48	1,00	0,28	0,70	0,74	0,46	0,87	0,73	0,49	0,69	0,51
11	0,79	0,00	0,31	-0,59	0,18	0,95	-0,42	0,31	0,92	0,28	1,00	0,22	0,26	0,03	0,05	0,26	0,05	0,08	0,20
12	0,58	0,65	0,82	0,41	0,70	0,01	0,51	0,69	0,34	0,70	0,22	1,00	0,95	0,81	0,57	0,96	0,84	0,91	0,82
13	0,62	0,68	0,83	0,41	0,73	0,03	0,52	0,74	0,37	0,74	0,26	0,95	1,00	0,63	0,68	1,00	0,66	0,88	0,72
14	0,31	0,45	0,57	0,36	0,47	-0,10	0,41	0,42	0,15	0,46	0,03	0,81	0,63	1,00	0,27	0,65	1,00	0,72	0,77
15	0,58	0,91	0,83	0,69	0,89	-0,24	0,80	0,84	0,23	0,87	0,05	0,57	0,68	0,27	1,00	0,66	0,30	0,62	0,35
16	0,62	0,67	0,83	0,40	0,73	0,03	0,52	0,73	0,36	0,73	0,26	0,96	1,00	0,65	0,66	1,00	0,68	0,89	0,74
17	0,34	0,47	0,61	0,37	0,50	-0,09	0,42	0,45	0,18	0,49	0,05	0,84	0,66	1,00	0,30	0,68	1,00	0,75	0,79
18	0,49	0,68	0,77	0,51	0,70	-0,14	0,60	0,71	0,19	0,69	0,08	0,91	0,88	0,72	0,62	0,89	0,75	1,00	0,61
19	0,44	0,45	0,64	0,27	0,51	0,06	0,34	0,47	0,32	0,51	0,20	0,82	0,72	0,77	0,35	0,74	0,79	0,61	1,00

Correlações significativas ($r < \pm 0,70$; $p < 0,05$) indicadas em vermelho.

1: Temperatura média anual; 2: Variação Diurna Média de Temperatura (Média mensal (Tmax-Tmin)); 3: Isotermalidade ((bio2/bio7) (* 100)); 4: Sazonalidade da Temperatura(desvio padrão * 100); 5: Temperatura máxima do mês mais quente; 6: Temperatura mínima do mês mais frio; 7: Amplitude térmica anual(bio5-bio6); 8: Temperatura média do trimestre mais úmido; 9: Temperatura média do trimestre mais seco; 10: Temperatura média do trimestre mais quente; 11: Temperatura média do trimestre mais frio; 12: Precipitação Anual; 13: Precipitação do mês mais chuvoso; 14: Precipitação do mês mais seco; 15: Sazonalidade da Precipitação(coeficiente de variação); 16: Precipitação do trimestre mais chuvoso; 17: Precipitação do trimestre mais seco; 18: Precipitação do trimestre mais quente; 19: Precipitação do trimestre mais frio.

TABELA 04 – Variáveis selecionadas e resultado do teste de *Jack-Knife*

Nº	Código	Variável	Contribuição (%)	Importância (permutação)
4	bio4	Sazonalidade da Temperatura(desvio padrão * 100)	25,2	30,9
9	bio9	Temperatura média do trimestre mais seco	20,7	31,4
13	bio13	Precipitação do mês mais chuvoso	18,2	13,1
14	bio14	Precipitação do mês mais seco	8,1	12,6
15	bio15	Sazonalidade da Precipitação(coeficiente de variação)	1,3	1,9
-	urb_ext	Extensão urbana mundial	26,5	10

Observa-se que, as variáveis “área urbana” e “sazonalidade da temperatura”, foram as que mais contribuíram individualmente no modelo, de acordo com o teste de *Jack-Knife* realizado (TABELA 04). O modelo construído utilizou 987 pontos para treino e 329 para teste, apresentando desempenho melhor do que o esperado ao acaso (AUC = 0,917 e TSS = 0,70). A medida

estatística de sensibilidade foi superior à de especificidade, indicando que o modelo produziu poucos erros de omissão (SMITH et al., 2012) (TABELA 05).

Foram realizados testes adicionais para verificar a eficiência do modelo quando do uso de subamostras, com 1 mil e 700 registros. Observa-se que a redução do n amostral pouco altera o desempenho do modelo, obtendo-se taxas de acerto superiores a 93% em todos os casos. Para cada situação os dados de ocorrência foram divididos em 75% para calibração e 25% para validação (TABELA 05).

TABELA 05 – Medidas de desempenho do modelo para diferentes valores de n

	N amostral		
	1316	1000	700
Threshold*	0,145	0,118	0,122
AUC	0,917	0,926	0,936
TSS	0,70	0,69	0,67
Acurácia geral	0,743	0,746	0,778
Sensibilidade	0,963	0,946	0,892
Especificidade	0,738	0,743	0,777
Taxa de acerto (%)	96,35	95,60	93,14

*Fixed cumulative value 5

A distribuição modelada é consistente com os atuais pontos de presença da espécie utilizados nesse estudo, bem como regiões administrativas em que o aguapé possui populações estabelecidas seja em seu habitat de origem ou nos países invadidos (FIGURA 05).

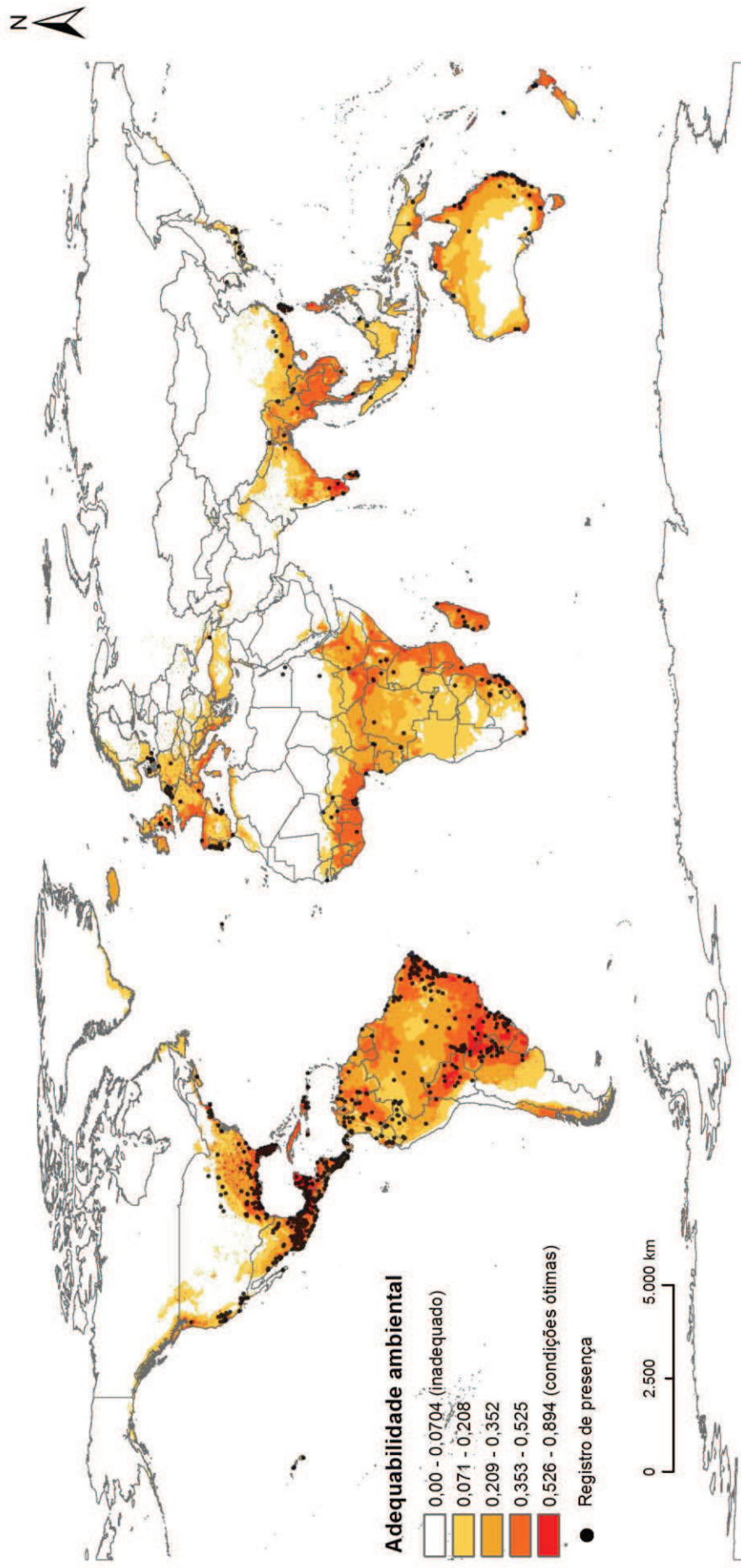


FIGURA 05 – Distribuição potencial modelada de *E. crassipes* em escala global

O modelo indicou um amplo espectro de ambientes passíveis de serem invadidos pela espécie. A seguir é apresentado o modelo de distribuição binarizado, o qual transforma os resultados do mapa de adequabilidade ambiental em um mapa de presença e ausência (FIGURA 06).

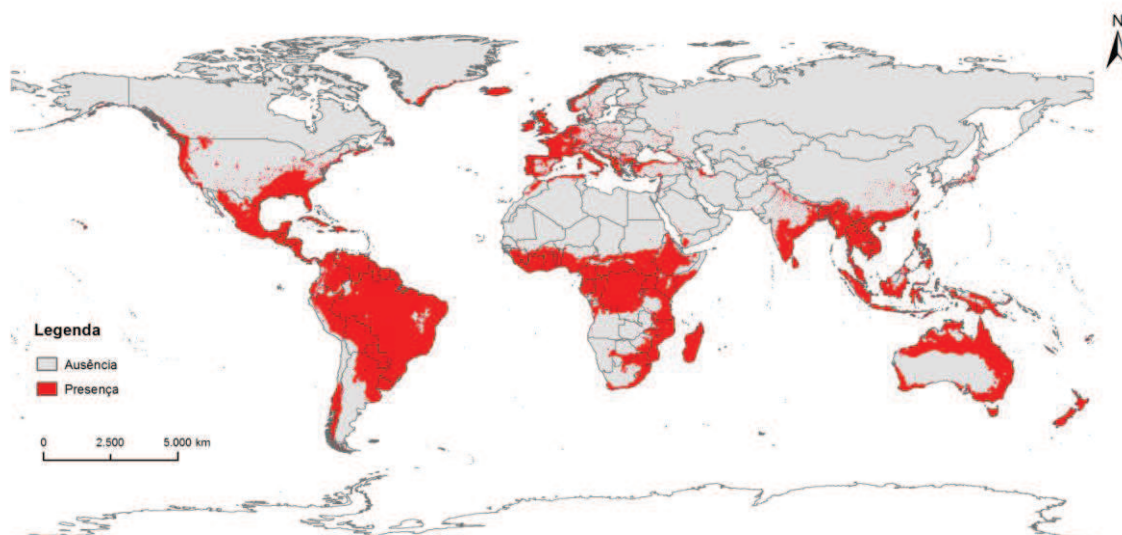


FIGURA 06 – Mapa de presença / ausência de *E. crassipes* em escala global

Na América do Sul, continente original da espécie (FIGURA 07), o potencial de ocupação aparenta se estender para regiões mais frias no Sul do Chile e da Argentina. Na América Central e do Norte (FIGURA 08), a distribuição potencial coincide satisfatoriamente bem com a distribuição conhecida. Nas áreas áridas do México e do Estado do Texas, nos Estados Unidos, aparentemente existem poucos recursos para suportar a colonização de *E. crassipes*. No Canadá as baixas temperaturas limitam o seu potencial de expansão.

Na Europa (FIGURA 09), as regiões mais adequadas, de maneira geral, são aquelas nas imediações de centros urbanos. A utilização da camada de manchas urbanas no modelo teve um resultado satisfatório na indicação de áreas mais adequadas à ocorrência do aguapé, uma vez que neste continente a introdução da espécie ocorreu, principalmente, nos centros urbanos para a finalidade de ornamentação (EPPO, 2008). Há uma extensa faixa que se prolonga a partir de Portugal, passando pelo Oeste e Norte da Espanha e englobando grande parte dos territórios da França, Bélgica, Holanda, Alemanha e Itália. No território da Sardenha, em 2010, a invasão de *E. crassipes* se tornou evidente

quando o rio Mare'e Foghe, na Província de Oristano, foi coberto por 8 km sobre uma área de 560.000 m². Nessa ocasião houve interrupção nas atividades recreativas que geralmente ocorrem no curso de água (BRUNDU et al., 2012).

No continente africano (FIGURA 10), a distribuição potencial da planta é limitada pelo estresse devido ao calor nas regiões desérticas do Saara, desde a Mauritania até o Egito. Abaixo do paralelo 10°S há adequabilidade ambiental para a expansão, sendo as maiores áreas encontradas em Gana, Togo, Nigéria, Moçambique e Etiópia. A ocorrência do aguapé neste continente foi largamente estudada na região do Lago Vitória (Leste africano). Nessa região a espécie tem causado alterações na qualidade e prejuízos no abastecimento de água, perdas de navegabilidade e redução do potencial de geração de energia, além de contribuir para a proliferação de doenças. Consequentemente, afeta negativamente todas as comunidades ao longo da bacia hidrográfica (MAILU et al., 2000; MAILU et al., 2001).

Na Ásia e Oceania (FIGURA 11), *E. crassipes* aparenta estar afetando uma significativa porção de infraestrutura de armazenamento e suprimento de água, bem como a navegação que é muito comum em países asiáticos. Observa-se que há uma faixa de adequabilidade que se inicia na Índia, passa pelo Camboja e se estende até o Sul da China. Nas províncias chinesas de Jiangsu e Hubei, está em curso um grande projeto de transposição de águas para províncias que sofrem com escassez hídrica ao Norte do país. Há grande preocupação com a possibilidade de estas áreas serem invadidas, uma vez que a planta já colonizou cidades na região do projeto e atualmente causa danos ao abastecimento de água e navegação (LIU et al., 2016).

FIGURA 07 – Mapa de adequabilidade ambiental de *E. crassipes* – América do Sul

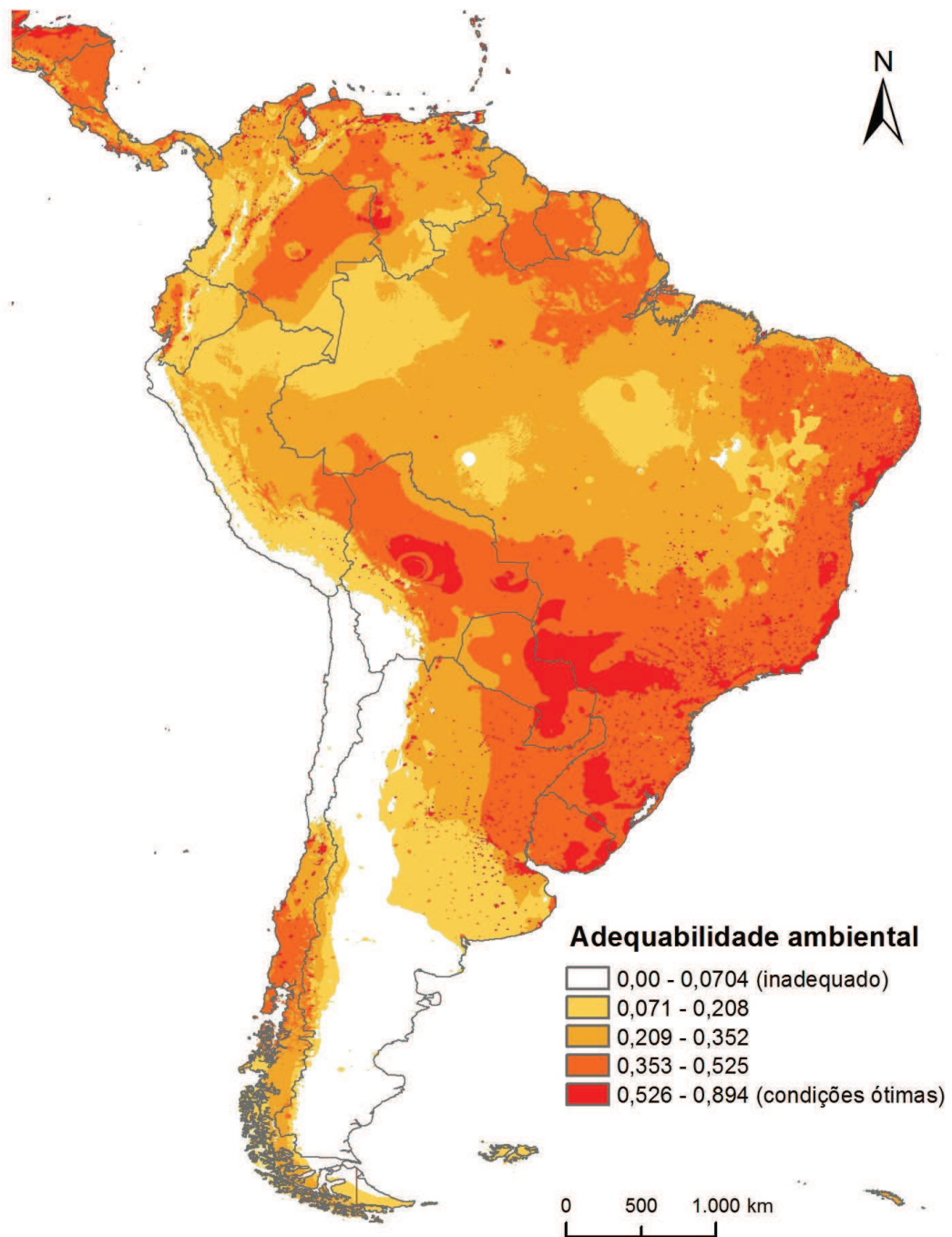


FIGURA 08 – Mapa de adequabilidade ambiental de *E. crassipes* – América do Norte

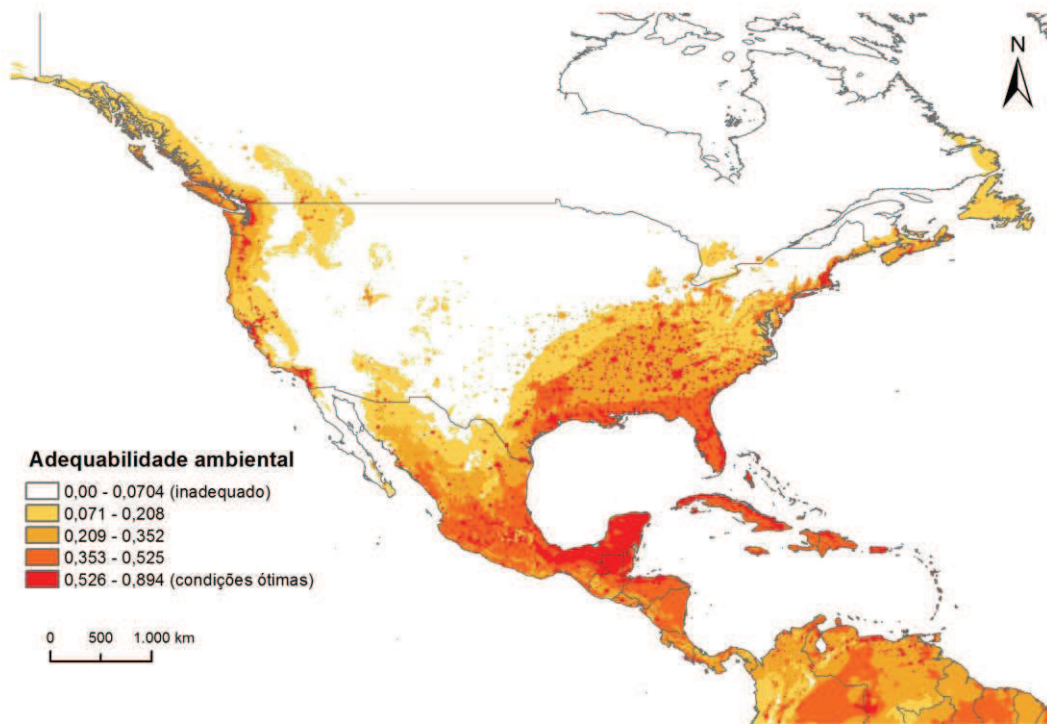


FIGURA 09 – Mapa de adequabilidade ambiental de *E. crassipes* – Europa

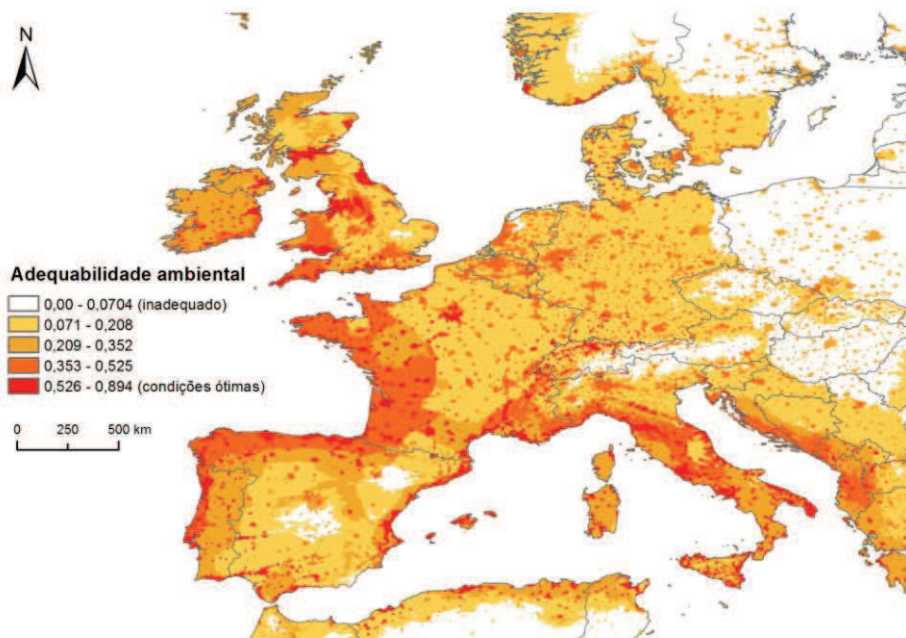


FIGURA 10 – Mapa de adequabilidade ambiental de *E. crassipes* – África

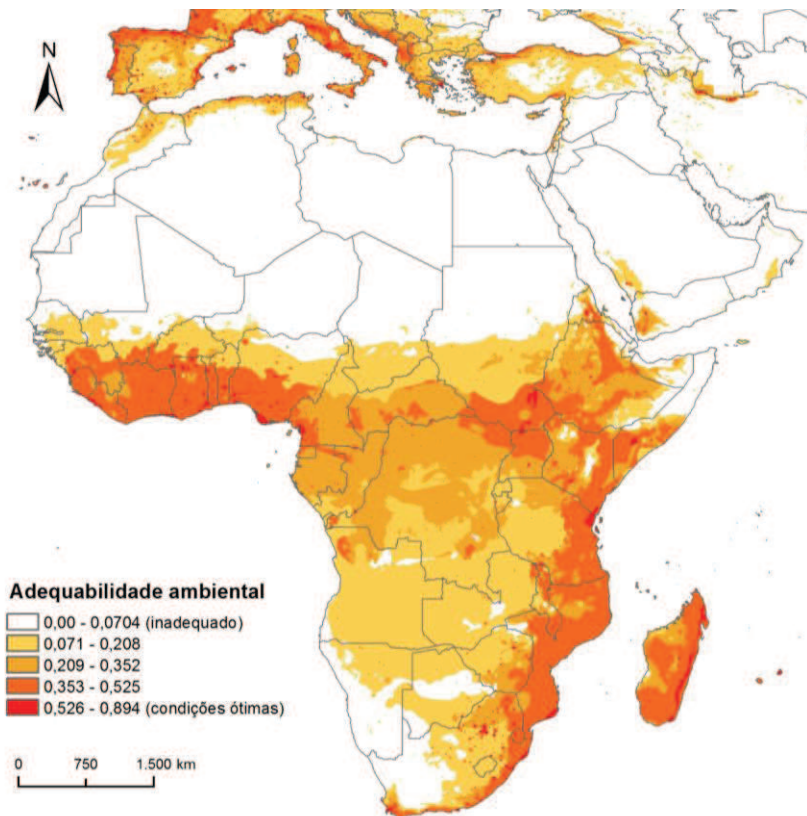
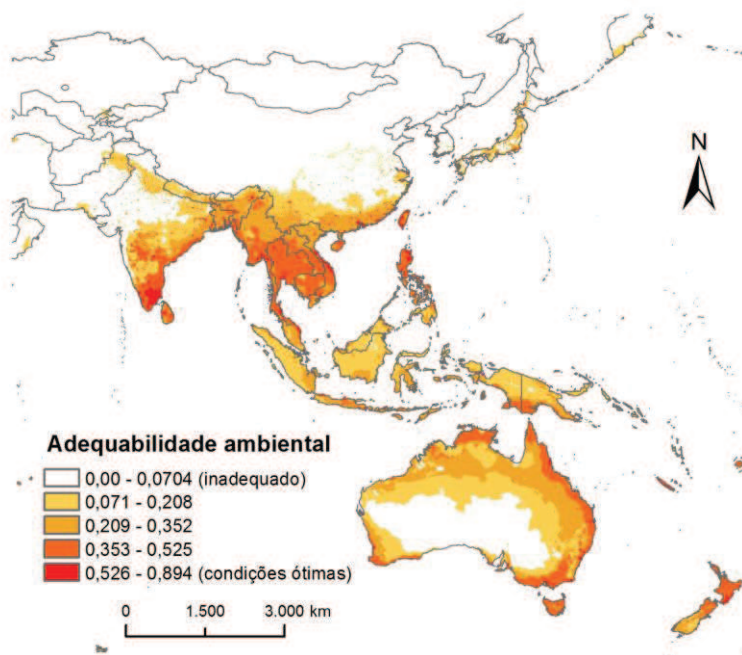
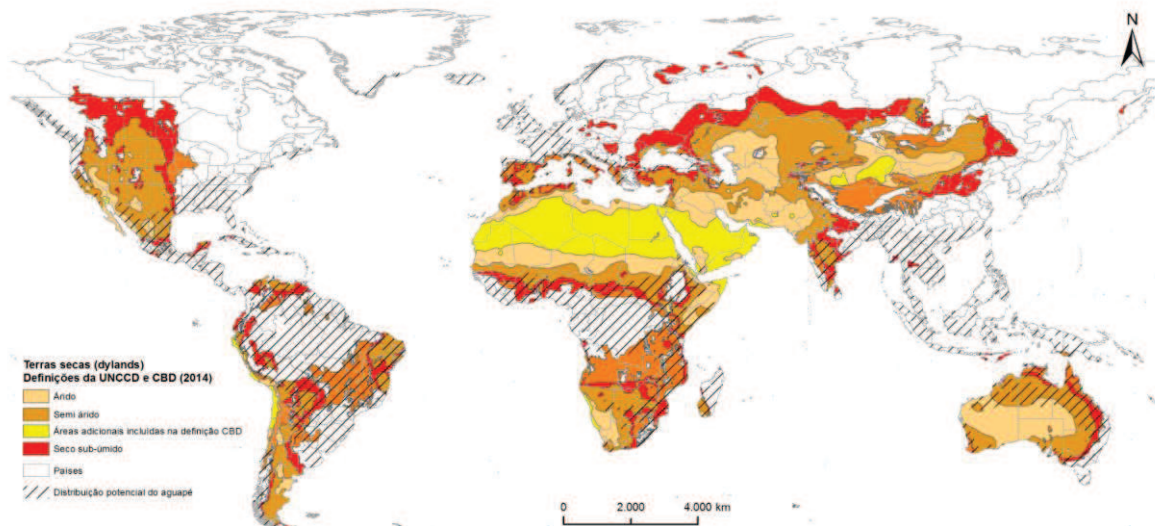


FIGURA 11 – Mapa de adequabilidade ambiental de *E. crassipes* – Ásia e Oceania



E. crassipes está afetando ou potencialmente afetando o armazenamento e abastecimento de água doce no Sudoeste dos Estados Unidos, África (abaixo do paralelo 10°S), Sul da Europa, Sul e Sudeste da Ásia e Oceania, especialmente nas regiões áridas (FIGURA 12).

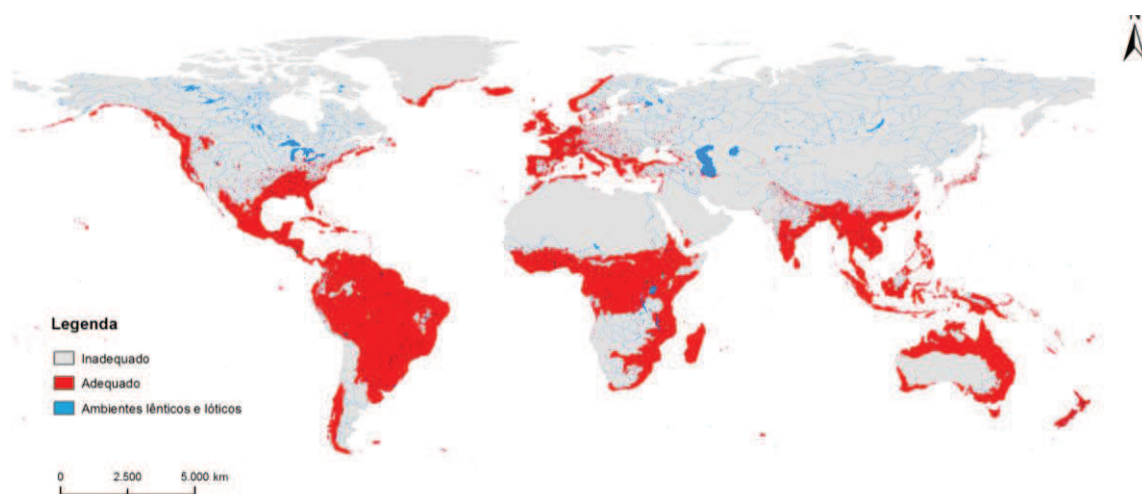
FIGURA 12 – Regiões secas mundiais e distribuição potencial de *E. crassipes*



Fonte: UNCCD (2014), adaptado pelo autor.

Mais de 33% dos principais cursos de água e 10% de toda a área dos ambientes lênticos do mundo ocorrem em regiões que apresentam adequabilidade para ocorrência da espécie. Aproximadamente 44% dos ambientes lênticos mundiais apresentam condições para colonização. Países como o Brasil tem quase que a totalidade de seus cursos de água em regiões de alta adequabilidade. (FIGURA 13).

FIGURA 13 – Ambientes lóticos e lênticos mundiais e distribuição potencial de *E. crassipes*



As Unidades de Conservação (UCs) mundiais têm 20% da sua área em condições propícias para o estabelecimento da espécie (FIGURA 14 e TABELA 06). Menos de 1% das UCs estão situadas em condições ótimas, correspondente a mais de 347 mil km² de áreas que podem ser invadidas. Por outro lado, aproximadamente 80% das UCs, em termos de área, estão fora de regiões que ofereçam adequabilidade ao aguapé. Estas unidades estão predominantemente ou acima do trópico de câncer ou abaixo do trópico de capricórnio. Algumas delas são umas das maiores unidades existentes no planeta, como a reserva da biosfera da Groelândia e as reservas naturais chinesas de Sanjiangyuan e de Qiangtang.

Aproximadamente 27% da área dos *hotspots* mundiais de biodiversidade estão situados em regiões de elevada adequabilidade, enquanto 6% estão em condições ótimas para a ocorrência do aguapé. Quando considerado o *threshold* adotado no modelo, 79% da área dos hotposts de biodiversidade globais estão em áreas passíveis de serem invadidas. Há grandes áreas de *hotspots* sob potencial ameaça no México, no Sudeste dos Estados Unidos, no Brasil, em Madagascar e na Ásia tropical como um todo (FIGURA 15).

Cerca de 51% dos sítios de Ramsar ocorrem em locais que oferecem condições mínimas de adequabilidade para a ocorrência do aguapé (FIGURA 16). Aproximadamente 3% da área dos sítios ou 67,6 mil km² ocorrem em condições ótimas e 18% estão situados em locais de elevada adequabilidade. A distribuição

projetada indica alta probabilidade de expansão da espécie inclusive em novos sítios de Ramsar estabelecidos.

TABELA 06 – Resultados quantitativos de adequabilidade ambiental nas unidades de conservação, *hotspots* de biodiversidade e sítios de Ramsar mundiais.

Classes	Valores	Unidades de Conservação		Hotspots de biodiversidade		Sítios de Ramsar	
		Área (Km ²)	Área %	Área (Km ²)	Área %	Área (Km ²)	Área %
1	0 - 0,07 (inadequado)	52.177.171,34	80%	6.818.674,62	21%	1.104.518,51	49%
2	0,0071 - 0,208	5.362.726,51	8%	6.480.462,70	20%	315.576,72	14%
3	0,209 - 0,352	4.468.388,02	7%	7.788.311,41	25%	338.117,91	15%
4	0,353 - 0,525	3.142.430,50	5%	8.692.197,84	27%	405.741,49	18%
5	0,526 - 0,894 (condições ótimas)	347.231,73	1%	1.984.467,17	6%	67.623,58	3%
	Total	65.497.948,10	100%	31.764.113,75	100%	2.231.578,21	100%

FIGURA 14 – Adequabilidade ambiental de *E. crassipes* nas unidades de conservação mundiais

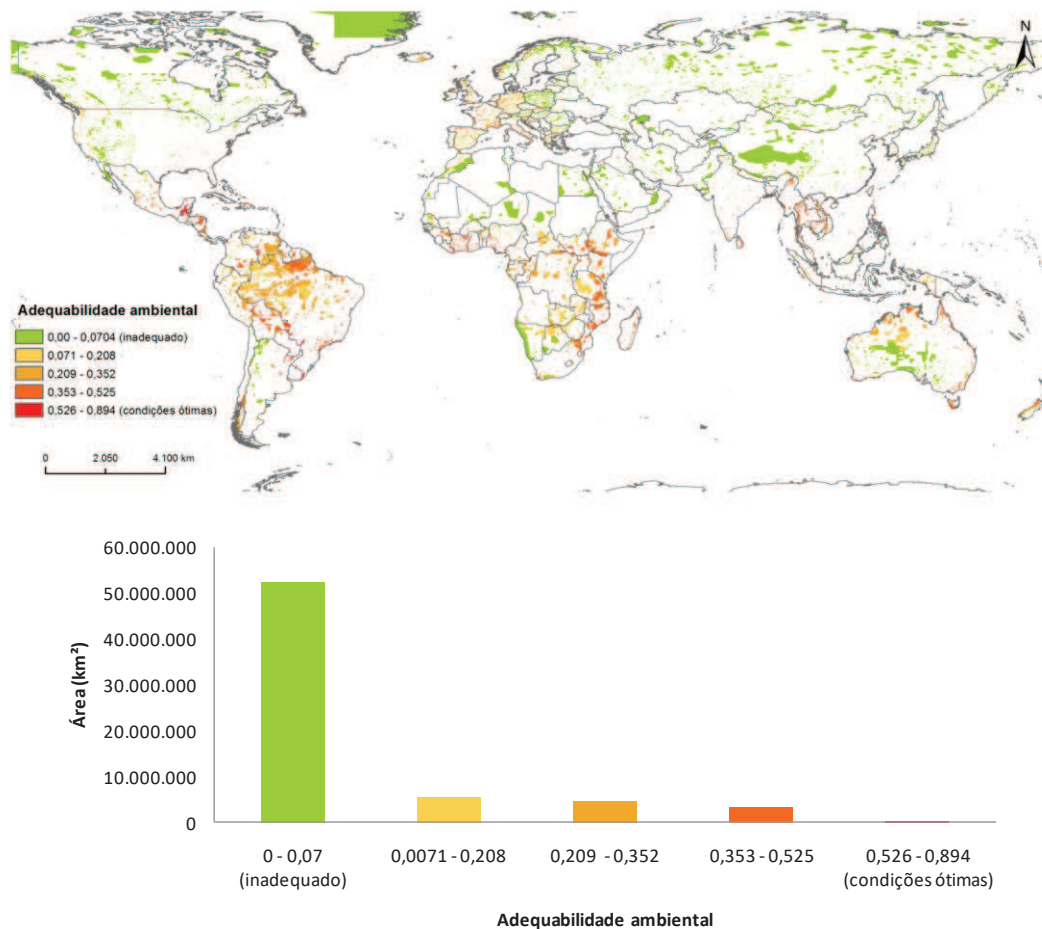


FIGURA 15 – Adequabilidade ambiental de *E. crassipes* nos *hotspots* mundiais de biodiversidade

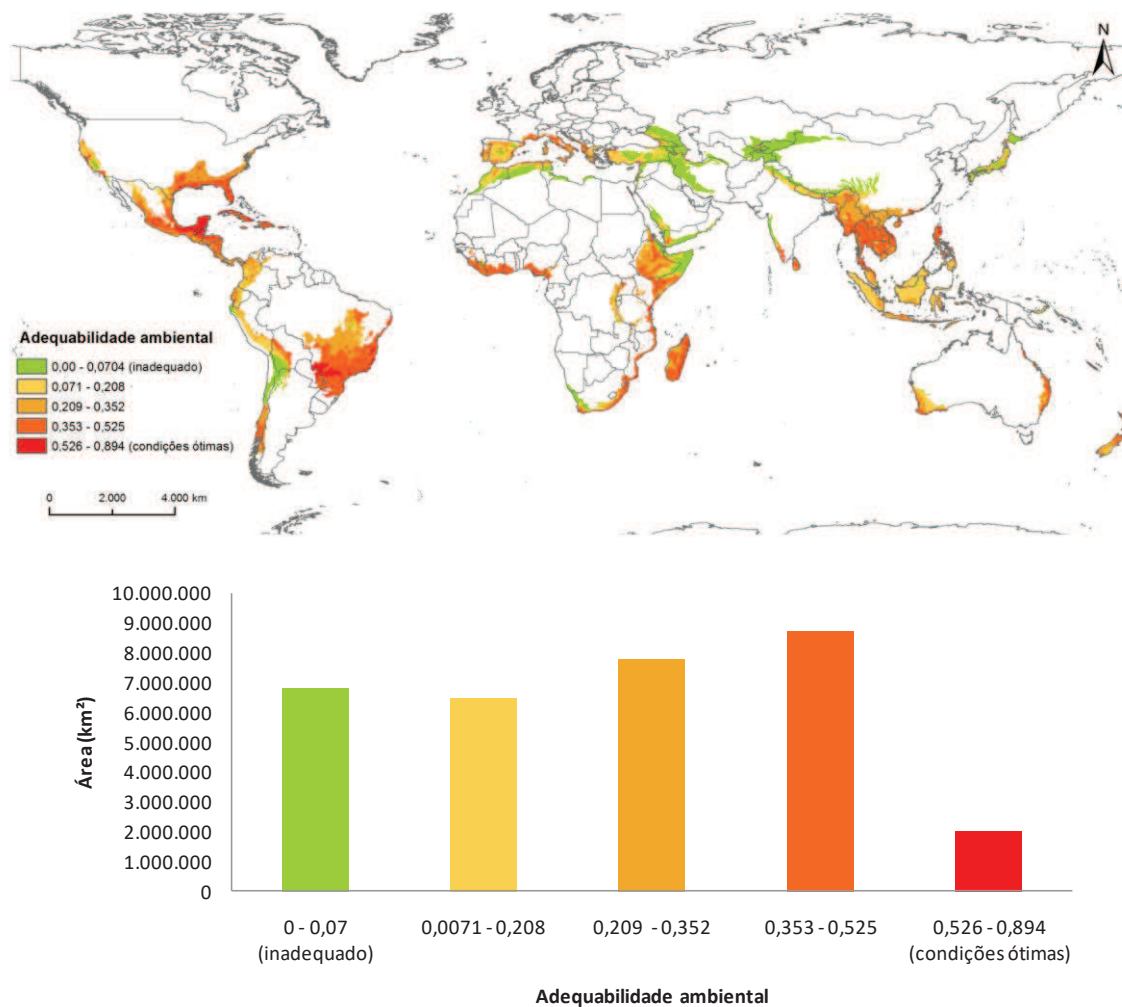
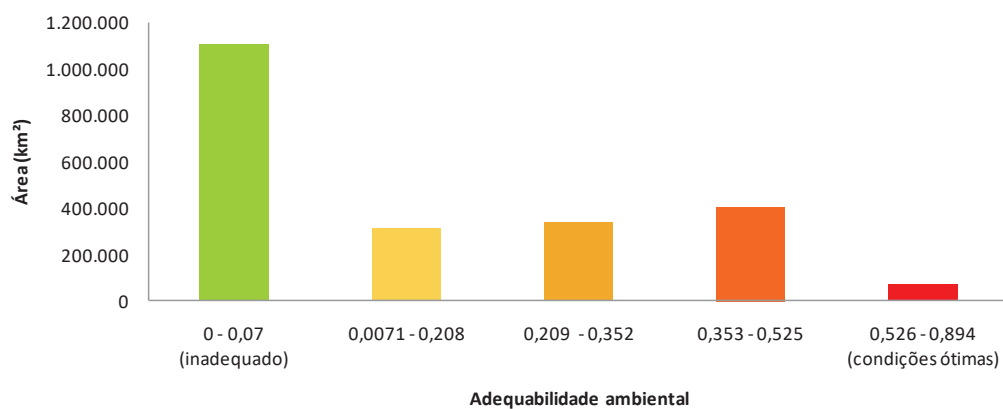
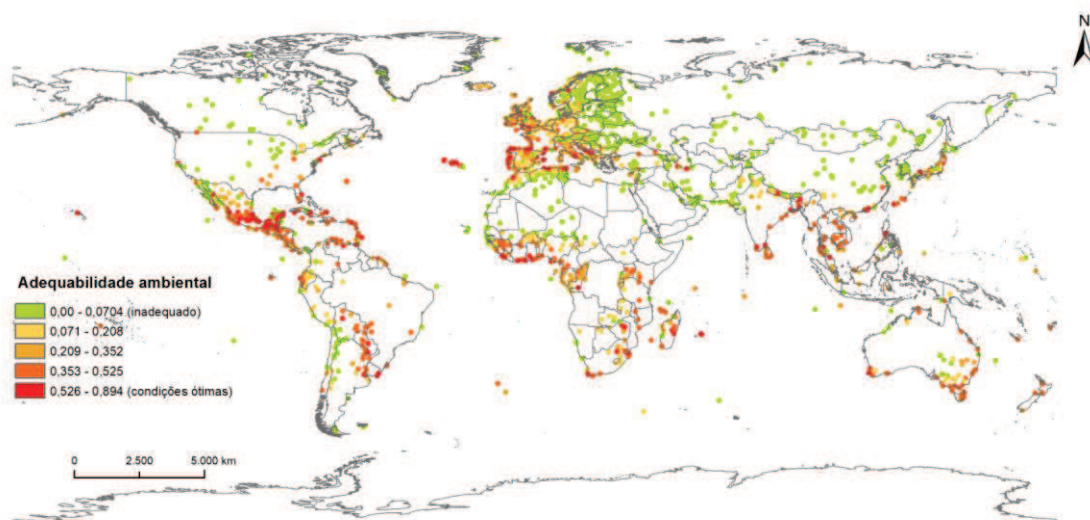


FIGURA 16 – Adequabilidade ambiental de *E. crassipes* nos sítios de Ramsar



4 DISCUSSÃO

Os modelos de distribuição de espécies têm sido utilizados para avaliar habitats potenciais em novas localidades (GATTI, 2013). O pequeno número de registros de presença obtidos no portal GBIF (gbif.org), para a América do Sul, pode estar associado a um viés nos dados de ocorrência ou a um diferente esforço amostral empregado nesse continente. Em geral, as áreas mais amostradas são aquelas de maior interesse econômico, as mais facilmente acessadas, como áreas protegidas ou próximas às cidades, vias de acesso e rios (OLIVEIRA, 2011; NORRIS, 2014).

A distribuição dos registros de presença utilizados sugere que a ocorrência da espécie esteja fortemente limitada pelas elevadas latitudes, que estão associadas a ambientes temperados onde ocorrem temperaturas mais baixas (TELLEZ, 2008). No seu habitat natural, a América do Sul, a distribuição projetada do aguapé aparenta se estender para regiões mais frias no Sul do Chile e da Argentina. Isso sugere um déficit no mapeamento da espécie em seu ambiente de origem ou alguma forma de competição ou outro efeito biológico que não levou ao estabelecimento do aguapé nesses locais. Na China, o trabalho de Liu et al. (2016) utilizou um número maior de registros de presença da espécie nesse país, que resultou em uma distribuição projetada mais ampla que a indicada no presente estudo para os ambientes aquáticos chineses.

Cabe ressaltar que, as características da espécie estudada podem afetar o desempenho do modelo devido a uma grande variedade de condições climáticas e requisitos ecológicos, o que torna difícil encontrar um relacionamento consistente entre distribuição da espécie e as condições ambientais (BROENNIMANN et al., 2006; BUISSON et al., 2010). Estudos sugerem que modelos de distribuição de espécies mais generalistas como o aguapé tendem a ter um desempenho inferior comparado a modelos de espécies com alto grau de especialização (TSOAR et al., 2007; GRENOUILLET et al., 2011).

O *threshold* selecionado neste estudo, *fixed cumulative value* 5, teve como principal objetivo reduzir o percentual de erros de omissão, uma vez que a espécie modelada é generalista, sendo capaz de encontrar condições adequadas à sua sobrevivência por toda a área de ocupação projetada (NORRIS, 2014). Os

testes realizados com este *threshold*, com subamostras de 1 mil e 700 registros, mostraram que a redução do *n* amostral pouco altera o desempenho do modelo, obtendo-se taxas de acerto superiores a 93% em todos os casos. Apesar disso, embora pequena, houve uma redução na acurácia de 96% para 93%, fato esperado, devido à diminuição no conjunto independente de dados utilizados na validação (ZHANG et al., 2015). O modelo apresentou bom desempenho, tendo sido obtida uma AUC de 0,917. Porém, em alguns casos o uso desta medida estatística é criticado (ALLOUCHE et al., 2006). Adicionalmente, foi calculado o *True Skill Statistics* (TSS = 0,70), que confirmou o bom resultado de AUC obtido.

A inclusão da camada de manchas urbanas teve grande influência na distribuição projetada. Esta camada foi a que mais contribuiu no desempenho do modelo e evidenciou a importância das cidades como fonte ou mecanismo de dispersão do aguapé, bem como áreas que possuem alto grau de degradação e poluição, o que contribui para o estabelecimento da mesma (KOBAYASHI, 2006; EPPO, 2008). Há evidências de que os principais fatores históricos de dispersão global estão relacionados ao uso desta planta para fins de ornamentação, em jardins, lagos, herbários e aquários (EPPO, 2008). A distribuição projetada para o continente Europeu, por exemplo, sugere uma área potencial de ocupação muito maior que o estudo de Kriticos et al. (2016), que não utilizou esta camada em seu trabalho. Os resultados obtidos neste estudo estão coerentes com o banco de dados do *European and Mediterranean Plant Protection Organization* (EPPO), que mapeou e identificou um número considerável de países invadidos pelo aguapé (EPPO, 2008).

Em termos gerais, a expansão de *E. crassipes* é limitada por baixas temperaturas em elevadas altitudes e latitudes, bem como pelo calor e aridez em regiões desérticas da África, Austrália, Chile, Argentina e Ásia (EPPO, 2008). Em contraste com o Hemisfério Norte, o Hemisfério Sul possui poucas áreas que são frias o suficiente para impedir o estabelecimento da espécie (KRITICOS et al., 2016). Há pouca oportunidade de *E. crassipes* expandir os limites de sua ocupação para além dos habitats já colonizados no hemisfério sul, uma vez que a Cordilheira dos Andes, na América do Sul, e as terras desérticas da Austrália, constituem um gradiente de estresse devido ao frio e à seca, respectivamente. Ressalta-se que *E. crassipes* só representa uma ameaça em ambientes lênticos

(lagos e lagoas), lóticos represados (reservatórios de energia elétrica ou abastecimento humano) ou em ambientes lóticos com baixíssima velocidade de escoamento (KOBAYASHI, 2006).

Países como Portugal, Índia, Sri Lanka, Bangladesh, Buma, Malásia, Indonésia, Tailândia e Filipinas registraram impactos negativos e grandes perdas econômicas em campos de arroz, na ordem de 15 milhões de dólares (GUERREIRO, 1976; GOPAL, 1987; MOREIRA et al., 1999). Os impactos econômicos são significativos em locais colonizados que demandam o emprego de técnicas controle, como no Estado da Flórida, nos Estados Unidos, que gastou mais de 43 milhões de dólares entre 1980 e 1991 na supressão do aguapé. Mullin et al. (2000) apontaram gastos anuais, no manejo da espécie, da ordem de 500 mil dólares, na Califórnia, e 3 milhões, na Flórida, sendo as maiores infestações ocorridas no Estado da Lousiana. A Espanha gastou entre 2005 e 2008 mais de 14 milhões de euros para controlar a planta na bacia hidrográfica do rio Guadiana (CIFUENTES et al., 2007).

As ameaças representadas por esta planta são possivelmente mais agudas em regiões que sofrem de seca ou seca crônica, como o Sudoeste dos Estados Unidos, Centro-Leste e Sul da África, Norte da Ásia, Nordeste do Brasil e grande parte da Austrália. Em países como a Grécia, Albânia, Macedônia, Bósnia e Croácia, que possuem um período extremamente seco no verão, os recursos de água disponíveis são essenciais para a sobrevivência humana (KRITICOS et al., 2016). Dessa forma, nesses locais os impactos ambientais e econômicos podem ser muito mais graves.

Em Lusaka, Zambia, a infestação de *E. crassipes* no rio Kafue implicou na suspensão do tratamento de água e na redução da capacidade de geração de energia elétrica, na Barragem Gorge, por pelo menos uma semana (EPPO, 2008). As hidrelétricas em Malawi e em Jinga, Uganda, no rio Nilo, também são frequentemente afetadas pelo entupimento das turbinas causado pelo aguapé (WISE et al., 2007).

Países como o Brasil tem quase que a totalidade de seus recursos hídricos em regiões de alta adequabilidade para a espécie. São dados alarmantes tendo em vista que o Brasil ocupa quase a metade da América do Sul e é o país que

abriga a maior diversidade da Terra, com aproximadamente 20% do número total de espécies de todo o mundo (MMA, 2017).

As Unidades de Conservação (UCs) mundiais estão em situação mais segura do que os sítios de Ramsar e *hotspots* de biodiversidade. Os resultados obtidos para as unidades de conservação foram muito influenciados pela grande quantidade de poligonais existentes na Ásia e em elevadas latitudes, as quais não oferecem adequabilidade à espécie. Os sítios de Ramsar estão em uma condição intermediária de potencial de invasão. Apesar disso, a distribuição projetada indica alta probabilidade de expansão da espécie para novos sítios de Ramsar estabelecidos, como o de Marais de Sacy, na França; lago Massaciuccoli, na região da Toscana, Itália; e a área de proteção ambiental de Cananéia-Iguapé-Peruíbe, em São Paulo, Brasil. Todos estes estão situados em regiões de elevada adequabilidade ambiental.

Os *hotspots* mundiais de biodiversidade apresentaram resultados alarmantes. Aproximadamente 79% da sua área está situada em condições adequadas para a ocorrência do aguapé, pois as regiões mais biodiversas do mundo estão concentradas entre os trópicos, porção do planeta em que o aguapé é predominante (EPPO, 2008).

Sítios e unidades de conservação sensíveis, atualmente sob condições de baixa adequabilidade, podem estar ameaçados em cenários futuros de mudanças climáticas e de expansão de megacidades. O trabalho de Kriticos et al. (2016) indicou que cenários de mudanças climáticas podem aumentar o potencial de invasão de *E. crassipes* no hemisfério norte, uma vez que o estresse devido ao frio diminuirá. As áreas mais susceptíveis são a América do Norte, Europa e o Nordeste Chinês. Por outro lado, o aumento de temperatura pode reduzir a adequabilidade na África, na Índia e em algumas regiões da bacia Amazônica. As megacidades, que se desenvolvem principalmente na Ásia, podem acentuar o potencial de invasão do aguapé nesse continente, devido aos mecanismos de espalhamento dessa espécie serem predominantemente antropogênicos (DUNCAN et al., 2016).

5 CONCLUSÕES

O presente estudo consistiu na elaboração de um modelo de distribuição potencial em escala global do aguapé. Foram apontadas áreas de risco em termos de ameaça à biodiversidade de habitats, geração de energia, abastecimento humano e navegação. Os resultados desse modelo estão coerentes com a distribuição dos registros de presença coletados. Eles podem ainda ser usados para prever a distribuição da espécie-alvo em um amplo espaço geográfico em que não foram coletadas amostras, complementando e direcionando pesquisas de campo que são dispendiosas. Dessa forma, podem-se compreender as áreas mais vulneráveis, direcionando esforços de resposta rápida.

Os *hotspots* mundiais de biodiversidade estão predominantemente situados em regiões de elevada adequabilidade ambiental. Os sítios de Ramsar e as unidades de conservação mundiais estão em situação mais segura, porém os cenários de mudanças climáticas e o crescimento de megacidades podem colocá-los sob risco de invasão. Sugere-se uma avaliação individual mais criteriosa dessas áreas, para categorizá-las em função da adequabilidade ambiental em que estão situadas e em relação à distância de registros de presença de *E. crassipes*.

A partir disso, recomenda-se empregar estratégias de biosegurança voltadas para a proteção das áreas de preservação em situação mais crítica, visando prevenir a introdução e o estabelecimento de *E. crassipes*. Entender todo o potencial de invasão desta espécie é crucial para decisões que envolvam o manejo da espécie e para evitar impactos negativos. Ressalta-se que a inclusão de variáveis limnológicas no modelo pode refinar e melhorar a capacidade preditiva do mesmo. A metodologia aplicada neste trabalho pode ser empregada para avaliar o potencial de espalhamento de outras espécies invasoras.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRE, B. R., LORINI, M. L., GRELE, C. E. V. Modelagem Preditiva de Distribuição de Espécies Ameaçadas de Extinção: Um Panorama das Pesquisas. *Oecologia Australis*, 17(4): p. 483-508. 2013.

ALLOUCHE, O., TSOAR, A. & KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43, p. 1223–1232. 2006.

BAART, I. A. B., GSCHÖPF, CC., BLASCHKE, A. P. C., PREINER, S. A. B., Thomas Hein, TAB. Prediction of potential macrophyte development in response to restoration measures in an urban riverine wetland. *Aquatic Botany*, vol. 93, p.153–162. 2010.

BARNES, M. A., JERDE, C. L., WITTMANN, M. E., CHADDERTON, W. L., DING, J., ZHANG, J., PURCELL, M., BUDHATHOKI, M., LODGE, D., M. Geographic selection bias of occurrence data influences transferability of invasive *Hydrilla verticillata* distribution models. *Ecol. Evol.* 4, p. 2584–2593. 2014.

BARRETT S., C., H., FORNO I., W. Style morph distribution in New World populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (water hyacinth). *Aquatic Botany* 13, p. 299–306. 1982.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), p. 365-377. 2012.

BOLTOVSKOY, D., CORREA, N., CATALDO, D., SYLVESTER, F. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* 8(4): p. 947–963. 2006.

BROENNIMANN, O., THUILLER, W., HUGHES, G., MIDGLEY, G., ALKEMADE, J., M., R., GUIBAN, A. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *global change biology*; 12:1709–1093. 2006.

BRUNDU, G., STINCA, A., ANGIUS, L., BONANOMI, G., CELESTI-GRAPPOW, L., D'AURIA, G. *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.: emerging invasive alien hydrophytes in Campania and Sardinia (Italy). *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 42: 568–579. 2012.

BRUNEL, S., PETER, F., FERNANDEZ-GALIANO, E., SMITH, I. Approach of the European and Mediterranean Plant Protection Organization to the evaluation and management of risks presented by invasive alien plants. Management of invasive weeds: Springer. P. 319–343. 2009.

BUISSON, L., THUILLER, W., CASAJUS, N., LEK, S., GRENOUILLET, G. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. Global Change Biology; 16:1145–1157. 2010.

CAMPOS, M. C. S., ANDRADE, A. F. A., KUNZMANN, B., GALVÃO, D. D., SILVA, F. A., CARDOSO, A. V., CARVALHO, M. D., MOTA, H. R. Modelling of the potential distribution of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a global scale. Aquatic Invasions, Volume 9: p. 253-265. 2014.

CANCIAN, L., F. Modelagem de Distribuição Potencial de Macrófitas Aquáticas em Bacias Hidrográficas. Rio Claro – SP. 2012.

CHASE J. M., LEILBOLD, M. A. Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. The University of Chicago Press, Chicago. 2003.

CHEN, Y.H. Conservation biogeography of the snake family colubridae of China. North-Western Journal of Zoology 5: p. 251-262. 2009.

CIFUENTES, N., HURTADO, A., RUIZ, T. (Integrated control of the water hyacinth *Eichhornia crassipes*) in the Guadiana river in Spanish. Invasiones Biológicas, un facto de cambio global. EEI 2006 Actualización de Conocimientos 1, 266–269.

GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Dep.Leg LE2069-2007, Spain.León. 2007.

COSTA, J., PETERSON, A.T., BEARD, C.B. Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatomabrasiliensis* neiva, 1911, the most important Chagas' disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, (Triatominae). American Journal of Tropical Medicine and Hygiene 67: 516-520. 2002.

DORMANN, C., F. ELITH, J., BACHER, S., BUCHMANN, C., GUDRUN, C., G., GARCÍA MARQUÉZ, J., R., GRUBER, B., LAFOURCADE, B., LEITÃO, P., J., MÜNKEMÜLLER, T., MCCLEAN, C., OSBORNE, P., E., BJÖRN, R., SCHRÖDER, B., SKIDMORE, A., K. ZURELL, D., LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography 35: p. 001–020, 2012.

DUNCAN, B., N., L., N. LAMSAL, A., M., THOMPSON, Y., YOSHIDA, Z., LU, D., G., STREETS, M., M., HURWITZ, K., E. PICKERING. A space-based, high-resolution view of notable changes in urban NO_x pollution around the world (2005–2014), *J. Geophys. Res. Atmos.* 121, 976 – 996, doi:10.1002/2015JD024121. 2016.

DUNLOP E., A. WILSON, J., C. MACKEY, A., P. The potential geographic distribution of the invasive weed *Senna obtusifolia* in Australia. *Weed Research* 5, p. 404–413. 2006.

Earth Data. Disponível em: <http://sedac.ciesin.columbia>. Acesso em: 21 de janeiro de 2017. *Ecography* 33: 159-167. 2010.

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

ELITH, J. LEATHWICK J., R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40, 677–697. 2009.

EPPO - European and Mediterranean Plant Protection Organization. *Eichhornia crassipes*. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 38: p. 441–449. 2008.

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de Limnologia. 2^a edição. Interciência: Rio de Janeiro – RJ, 1998.

FERRAZ, K., M., P., M., B. Distribuição espacial da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) em função da paisagem na bacia do rio Piracicaba, SP. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba – SP. 2004.

GATTI, A. Modelos de nicho, mudanças climáticas e a vulnerabilidade do clado *Perissodactyla* ao longo do tempo. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES. 2013.

GBIF - *Global Biodiversity Information Facility*. Disponível em: gbif.org. Acesso em: 14 de dezembro de 2016.

GIANINI C. T., SIQUEIRA F. M., ACOSTA L. A., BARRETO C. C. F., SARAIVA, M., A., Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. 2012.

GOPAL, B. *Water Hyacinth*. Elsevier, Amsterdam. 1987.

GRENOUILLET, G., BUISSON, L., CASAJUS, N., LEK, S. Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography*. p. 34:9–17. 2011.

GRINNEL, J. The origin and distribution of the chestnut-backed chickadee. *Auk* 21: 375-377. 1904.

GUERREIRO A., R. The water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) (Mart) Solms in Portugal] In Portuguese. II Simposio Nacional de Herbologia, Oeiras (Portugal) 1. p. 1–18. 1976.

GUO, Q., KELLY, M., GRAHAM, C. H. Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological Modelling*, 182, p. 75–90. 2005.

HERNANDEZ, P. A. GRAHAM, C. H., LAWRENCE, L., MASTER and DEBORAH L, A. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, v. 29, p. 773-785, 2006.

HOVEKA, L. N., BEZENG, B. S., YESSOUFOU, J. S., VAN DER BANK, M. Effects of climate change on the future distributions of the top five freshwater invasive plants in South Africa. *South African Journal of Botany*. p. 33-38. 2016.

HOYER, M. V. et al. Florida freshwater plants: A handbook of common aquatic plants in Florida lakes. Gainesville: University of Florida, Institute of Food and Agriculture Sciences, p 256. 1996.

JACKSON, S. T., OVERPECK, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. *Paleobiology*, 26, p. 194–220. 2000.

KELLER, R., P. LODGE, D., M. FINNOFF, D., C. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 203–207. 2007.

KOBAYASHI, J.T. Nitrogênio ou Fósforo como fator limitante para o crescimento de *Eichhornia crassipes* Mart (Solms.) na planície de inundação do alto rio Paraná? Evidências obtidas em mesocosmos. Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR, 2006.

KRITICOS, D. J., BRUNEL, S. Assessing and Managing the Current and Future Pest Risk from Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*), na Invasive Aquatic Plant Threatening the Environment and Water Security. PLOS One 11 (8). 2016.

LEUNG, B., LODGE, D., M. FINNOFF, D. SHOGREN, J., F. LEWIS, M., A. LAMBERTI, G. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. Proc. R. Soc. London, Ser. p. 269, 2407–2413. 2002.

LEVINE, R.S., PETERSON, A.T., YORITA, K.L., CARROLL, D., DAMON, I.K. e REYNOLDS, M.G. Ecological niche and geographic distribution of human monkeypox in Africa. Plos One 2: e176. 2007.

LIU, C., PAM, M. T., PEARSON, R. G. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. Ecography 28: p. 385-393. 2005.

LIU, D., WANG, R., GORDON, D. R., SUN, X., CHEN, L., WANG, Y. Predictin Plant Invasions Following China'ss Water Diversion Project. Environmental Science & Tecnology. 2016.

LOPOUKHINE, N, CRAWHALL, N., DUDLEY, P., N. FIGGIS, C., KARIBUHOYE, D., LAFFOLEY, J., MIRANDA LONDOÑO, K., MACKINNON AND T. Sandwith Protected areas: providing natural solutions to 21st Century challenges. SAPIENS. 2012.

LORENZI, H. Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3ª edição. Instituto Plantarum: Nova Odessa – SP, 2000.

MAILU, A. M., OCHIEL, G. R. S., GITONGA, W., NJOKA, S. W. Water hyacinth: an environmental disaster in the Winam Gulf of Lake Victoria and its Control. Proc. Ist IOBC Water Hyacinth Working Group 2000, 101–105. 2000.

MAILU, A. M. JULIEN, M. H., HILL, M. P., CENTER, T. D., JIANPING, D. Preliminary assessment of the social, economic and environmental impacts of Water Hyacinth in the Lake Victoria basin and status of control. In Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*, ACIAR Proceedings 102. Australia. p. 130–139. 2001.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>. Acesso em: 21 de janeiro de 2017.

MOREIRA, I., FERREIRA, T., MONTEIRO, A., CATARINA, L., VASCONCELOS, T. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context *Hydrobiologia* 415, p. 229–234. 1999.

MULLIN, B. H., ANDERSON, L. W., J., DITOMASO, J. M., EPLEE, R. E., GETSINGER, K. D. Invasive plant species. Issue Paper No. 13. Council for Agricultural Science and Technology, Ames (US). 2000.

NORRIS, D. Model thresholds are more important than presence location type: Understanding the distribution of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in a continuous Atlantic forest of southeast Brazil. *Tropical Conservation Science* Vol.7 (3): p. 529-547. 2014.

OBERHAUSER, K., PETERSON, A.T. Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: p. 14063-14068. 2003.

OLIVEIRA, U. Diversidade e Biogeografia de Aranhas do Brasil: Esforço Amostral, Riqueza Potencial e Áreas de Endemismo. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG. 2011.

ORTEGA-HUERTA, M.A. & PETERSON, A.T. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10: p. 39-54. 2004.

PAPES, M., GAUBERT, P., Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 890–902, 2007.

PARSON W. T., CUTHBERTSON E. G. Noxious Weeds of Australia. Collingwood: CSIRO Publishing. 2001.

PEARSON, R. G., THUILLER, W., ARAÚJO, M. B., MARTINEZMEYER, E., BROTONS, L., MCCLEAN, C., MILES, L.; SEGURADO, P., DAWSON, T.C., LEES, D.C. Modelbased uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: p. 1704- 1711. 2006.

PEARSON, R., G., C., J. RAXWORTHY, M. NAKAMURA, PETERSON, A., T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117. 2007.

PENFOUND W., M., T. EARLE, T.,T. The biology of the waterhyacinth. Ecological Monographs. p.18, 448–473. 1948.

PETERSON, A. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. The Quarterly Review of Biology, 78, 419–433. 2003.

PETERSON, A.T. & ROBINS, C.R. Using ecological niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. Conservation Biology 17: p. 1161-1165. 2003.

PETERSON, A.T., LASH, R.R., CARROLL, D.S., JOHNSON, K.M., Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. American Journal of Tropical Medicine and Hygiene 75: p. 9-15. 2006.

PETERSON, A.T., ORTEGA-HUERTA, M.A., BARTLEY, J., SÁNCHEZ-CORDERO, V., SOBERÓN, J., BUDDEMEIER, R.H., STOCKWELL, D.R.B. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. Nature 416: p. 626-629. 2002.

PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, R. SCHAPIRE, E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling. 190: p. 231-259. 2006.

PHILLIPS, S., J., DUDIK, M. Modelling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31, p. 161-175. 2008.

PHILLIPS, S.J., DUDIK, M., ELITH, J., GRAHAM, C.H., LEHMANN, A., LEATHWICK, J. & FERRIER, S. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. Ecological Applications, 19, 181–197. 2009.

PHILLIPS, S., J.; DUDIK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31, p. 161–175. 2008.

PIMENTA, L. M. Distribuição Potencial e Status de Conservação de Duas Espécies de Anfíbios endêmicos: *Sciax cabralensis* e *Bokermannohyla sagarana*. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2016.

POTT, V. J., POTT, A. Plantas Aquáticas do Pantanal. Embrapa: Brasília – DF, 2000.

ROBERTSON M.,P. CAITHNESS, N., VILLET, M., H. A PCA based modelling technique for predicting environmental suitability for organisms from presence records. *Diversity and Distributions* 7. p. 15–27. 2001.

SIQUEIRA, M.F. e DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 30: p. 239-249. 2007.

SMITH, A. B. *An Introduction to Best Practices in Species Distribution Modeling*. Center for Conservation & Sustainable Development Missouri Botanical Garden. 2012.

SMITH, A., PAGE, B., DUFFY, K., SLOTOW, R. Using Maximum Entropy modeling to predict the potential distributions of large trees for conservation planning. *Ecosphere*. Volume 3. 2012.

SOARES, G. R. *Modelade de Adequabilidade Ambiental de Nirodia belphegor*. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte – MG. 2015.

SOBERÓN, J. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. 2010. *Ecography* 33: 159-167.

STOLTON, S., KENT, H., REDFORD and NIGEL DUDLEY. *The Futures of Privately Protected Areas*. Gland, Switzerland: IUCN. 2014.

SYFERT , M.,M.; SMITH M., J., COOMES, D., A. The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PLoS ONE* 8(2): e55158. doi:10.1371. 2013.

TÉLLEZ T. R., LÓPEZ, E., GRANADO, G. L., PÉREZ, E. A., LÓPEZ, R. M, GUZMÁN J. M. S. The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3: p. 42–53. 2008.

THOMAS, C.D., CAMERON, A; GREEN, R.E.; BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J. COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F.N.; SIQUEIRA, M.F., GRAINGER, A.; HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARVELD, A.S.; MIDGLEY, G.F., MILES, L., ORTEGA- HUERTA, M.A., PETERSON, A.T., PHILLIPS, O.L. & WILLIAMS, S.E. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: p. 145-148. 2004.

TRISURAT, Y., ALKEMADE, R., ARETS, E. Projecting forest tree distributions and adaptation to climate change in northern Thailand. *J.Ecol. Nat. Environ.*, 1, p. 55–63. 2009.

TSOAR, A., ALLOUCHE, O., STEINITZ, O., ROTEM, D., KADMON, R. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*. p. 13:397–405. 2007.

UNCCD – United Nations Convention to Combat Desertification (2014). Disponível em: <http://www2.unccd.int/dryland-champions>. Acesso em: 10/12/2017.

YOUNG, N., CARTER, L., EVANGELISTA, P. A Maxent Model v3.3.3e Tutorial (ArcGIS v10). 2011.

WAAGE, J., K. REASER, J., K. A global strategy to defeat invasive species. *Science*. p. 292, 1486. 2001.

WIENS, J.A.; STRALBERG, D.; JONGSOMJIT, D.; HOWELL, C.A. & SNYDER, M.A. Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: p. 19729-19736. 2009.

WISE, R., M., WILGEN, B., W., HILL, M., P., SCHULTHESS, F., TWEDDLE, D., CHABI-OLAY, A. The economic impact and appropriate management of selected invasive alien species on the African continent. Global Invasive species Programme. CSIR Report No. CSIR/NRE/RBSD/ER/2007/0044/C. 2007.

WISZ, M. S., HIJMANS, R. J., LI, J., PETERSON, A. T., GRAHAM, C. H., GUIBAN, A. E NCEAS. Predicting species distributions working group. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: p. 763-773. 2008.

WHITTAKER, R.J., ARAUJO, M.B., PAUL, J., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. e WILLIS, K.J. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, p. 3–23. 2005.

Worldclim. Disponível em: worldclim.org. Acesso em: 14 de dezembro de 2016.

ZENG, Y., LOW B., W., DARREN, C., J., Y, Novel methods to select environmental variables in MaxEnt: A casestudy using invasive crayfish. *Ecological Modelling*. p. 5-13. 2016.

ZHANG L., LIU S., SUN P., WANG T., WANG G., ZHANG X. Consensus Forecasting of Species Distributions: The Effects of Niche Model Performance and Niche Properties. *PLoS ONE* 10(3): e0120056. doi:10.1371/journal.pone.0120056. 2015.

APÊNDICE A – ARTIGO

Modeling of the potential distribution of *Eichhornia crassipes* on a global scale

Pedro Fialho Cordeiro^{1,2*}, Fernando Figueiredo Goulart², Diego Rodrigues Macedo², Mônica de Cássia Souza Campos¹, Samuel Rodrigues Castro³

¹*Centro de Inovação e Tecnologia SENAI FIEMG – Av. José Cândido da Silveira, 2000 - Horto, Belo Horizonte - MG, 31035-536. ORCID: 0000-0001-8197-7988*

²*Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais – Av. Pres. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha, Belo Horizonte - MG, 31270-901*

³*Universidade Federal de Juiz de Fora – Rua José Lourenço Kelmer, s/n - Martelos, Juiz de Fora - MG, 36036-330*

E-mail: pcordeiro@fiemg.com.br (CPF), goulart.ff@gmail.com (GFF), diegorm@ufmg.br (MDR), mosouza@fiemg.com.br (CMSC), samuel.castro@uff.edu.br (CSR)

** Corresponding author*

Abstract

Species Distribution Models (SDM) are tools used to predict the potential distribution of a species through the relationship between occurrence data and environmental conditions. One of the most recent applications of SDM is the prediction of the spread of invasive plants, such as *E. Crassipes* (water hyacinth). This species is on the International Union for the Conservation of Nature's (IUCN) list of the 100 worst invasive species and also it is on the Top 20 list of the Spanish group of specialists in biological invasions. The objective of this study is to elaborate a potential worldwide distribution model of water hyacinth to support the assessment of the invasion potential for non-colonized areas and to identify risks and threats to biodiversity, hydroelectric generation, drinking water supply and shipping at the global scale. The MaxEnt - Maximum Entropy algorithm was used in the construction of the model and included five global bioclimatic layers and one of urbanized areas. Threats posed by this plant are possibly more acute in regions suffering from current or chronic drought, as well as global biodiversity hotspots are predominantly situated in high suitability regions for the species. Ramsar sites and global conservation areas are at a lower risk level; however, future climate change and urban growth scenarios could put these areas at higher risk for invasion. Understanding the invasion potential of this species is crucial to managing its spread and avoiding negative impacts.

Key-words: Invasive Species; MaxEnt; Species Distribution Modeling, Water Hyacinth.

Introduction

Species Distribution Models (SDM) are tools used to predict the potential distribution of a particular species through the relationship between the data set of occurrence and environmental conditions (Elith and Leathwick 2009). Many of the modeling studies carried out and reported on in literature have focused on: conserving and representing the distribution of rare and endemic species (Baart et al 2010; Oliveira 2011); biogeographic analyses (Whittaker et al. 2005; Siqueira and Durigan 2007); potential routes of infectious diseases (Costa et al. 2002; Peterson et al. 2006; Levine et al. 2007); predicting the effects of climate change on the geographical distribution of species (Peterson et al. 2002; Oberhauser and Peterson 2003; Thomas et al. 2004; Pearson et al. 2006; Wiens et al. 2009; Bellard et al. 2012; Kriticos et al. 2016); identifying priority areas for conservation (Ortega-Huerta and Peterson 2004; Chen 2009); and predicting the spread risks of invasive species (Peterson 2003; Peterson and Robins 2003; Boltovskoy et al. 2006; Tellez 2008; Campos et al. 2014; Kriticos et al. 2016; Liu et al. 2016).

Maps generated from such models may be useful in predicting the invasive potential of exotic species, and for assessing the invasion risk in uncolonized environments (Rodder et al. 2009). For this study, the invasive species under analysis is *Eichhornia crassipes*, a free floating aquatic macrophyte popularly known as the Water hyacinth. This species belongs to the family *Pontederiaceae* and it is native to the Amazon Basin (Barret and Forno 1982).

The water hyacinth is on the 100 worst invasive species list reported by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and it is on the top 20 list of the Spanish Invasive Species Specialist Group (ISSG) (Tellez et al. 2008). According to Nentwig et al. (2017), *E. crassipes* was ranked as the 11th worst invasive species in Europe. The first record of this species outside its natural habitat was in 1884, in New Orleans; and, by the end of the 19th century, there were records of *E. crassipes* presence in Egypt, India, Australia and Java. (Penfound and Earle 1948; Gopal 1987). There is currently no consensus on how and when this species was introduced into environments outside its natural habitat, but its use for ornamentation in lakes and gardens, as well as in controlling nutrients and algal blooms in eutrophic environments certainly contributed to its spread (Kriticos et al. 2016). Currently, the Water hyacinth is present on all continents, except Antarctica, having invaded more than 50 tropical and subtropical countries (Parsons and Cuthbertson 2001).

This level of infestation has put legally protected areas under serious risk for colonization, such as the global protected areas mapped and indicated by the World Data base on Protected Areas (WDPA) and the areas defined by the intergovernmental treaty signed at the Ramsar Wetlands Convention in 1971. Nevertheless, no global analyses on the potential impact of water hyacinth on biodiversity or ecosystem services has been yet carried out. Environments colonized by *E. crassipes* have undergone significant changes in their structure and aquatic habitat diversity,

including the proliferation of transmitters of diseases and high mortality of fish due to low concentrations of dissolved oxygen in water (Lorenzi 2000). Moreover, multiple water body uses have been impacted, especially uses that affect power generation, navigation, recreation and drinking water supply (Hoyer et al. 1996). This effect is more pronounced in regions that suffer from chronic drought (e.g., the Mediterranean), countries with tourism-based economies (e.g., Tunisia), and/or countries whose principal electricity supply comes from hydroelectric generation (e.g., Brazil; Kriticos et al. 2016).

Given the threat, it is crucial to predict regions that are at risk of biological invasions in order to develop successful monitoring programs and management strategies. The environmental requirements need of *E. crassipes* suggest that its geographical distribution is directly related to aquatic environments subject to greater temperature, precipitation and anthropic pressure; with an emphasis on aquatic environments with high nutrient content, sunlight intensity and neutral pH, despite the species tolerating a pH range of 4-10 (Hoveka et al. 2016; Gopal 1987). The species' growth is related to an environment's nutrient content, especially when the temperature ranges between 28°C and 30°C; however, growth sharply decreases below 10°C or above 34°C (Gopal 1987). Thus, the present study aims to propose a potential distribution model of the water hyacinth, on a global scale, in order to assess the invasion-risk in non-colonized areas; and in addition, to identify areas in terms of the threat level to biodiversity, hydroelectric generation, drinking water supply and navigation.

Material and Methods

Occurrence data acquisition and processing

The occurrence points of the species were obtained from the dataset available on the Global Biodiversity Information Facility website (GBIF - gbif.org) for the period between 1960 and 2017. This online platform was chosen due to the ease of access to the occurrence records on a global scale, as highlighted in various recently reported studies (Syfert et al. 2013; Campos et al. 2014; Zeng et al. 2016; Liu et al. 2016). Because there have been identified inconsistencies related to the reliability of the georeferencing and taxonomic identification of the water hyacinth, inconsistent registers were removed.

Selection of environmental layers of interest

Nineteen bioclimatic layers were obtained digitally from the WorldClim project (worldclim.org/) at a spatial resolution ~ 2.5'. In addition to these variables, a binary layer of urban areas worldwide was obtained from the Socioeconomic Data and Applications Center– SEDAC (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grump-v1-urban-ext-polygons-rev01>). This layer was considered because urban areas theoretically provide 'favourable conditions' for the distribution of

E. crassipes. The layers were obtained in ESRI Grid format and were converted using DIVA-GIS 7.5.0 to the ASCII format, which is compatible with the MaxEnt data entry format. ArcGIS 10.3 was used to standardize the spatial incoming data in the algorithm and to generate a Pearson correlation matrix in order to evaluate the relation between the bioclimatic variables, and thus removing the highly correlated environmental layers from the final set ($r > |0.70|$) (Dormann et al. 2012).

The Modelling algorithm

The Maximum Entropy – MaxEnt v. 3.3.3 algorithm was selected to elaborate the potential distribution model (Phillips et al. 2006). This software estimates the probability of occurrence of a certain phenomena even when considering incomplete information and demonstrates excellent performance for models that only consider presence/occurrence data (Hernandez et al. 2006; Pearson et al. 2007; Papes and Gaubert 2007; Wisz et al. 2008; Soares 2015). The obtained model used the best predictor variables, with 75% of the occurrence data for training and 25% for test. The environmental suitability map resulting from the model was categorized into five levels defined by the natural-breaks function in ArcGIS 10.3. The same software also being used to represent the graphical outputs of MaxEnt.

Model Evaluation and Validation

In order to statistically evaluate the MaxEnt performance, analyses carried out by the software were evaluated using the Jack-Knife and the Area Under the Curve (AUC) tests. The former was carried out to evaluate the importance of the environmental layers in the explanation of the species distribution; and the latter is a statistical measure that assesses the agreement between the presence records and species distribution (Phillips et al. 2006). An AUC value equal to 0.5 indicates that the model performance is possibly by chance similar to chance, while values closer to 1.0 indicate better model performance (Young et al. 2011). True Skill Statistic (TSS) was another performance measure used to evaluate the model. With values ranging from -1 to +1, positive values closer to +1 are related to the best model performance. TSS was calculated from a confusion matrix composed of hits and misses related to the prediction of the model (Allouche et al. 2006; Tables 01 and 02).

(Table 01)

(Table 02)

Subsamples of 700 and 1000 records were used in order to verify if the n sample size used (presence records) had a significant influence on the algorithm's performance. Moreover, an independent dataset of species occurrence (25% of the total records) was used for the model validation. For this process, a threshold was adopted based on Fixed Cumulative Value 5, aiming to binarize the environmental suitability map for invasion susceptibility in a presence-absence map of the species in order to compare the outputs of the model against actual distribution data (Phillips and Dudik 2008).

Potential environmental impacts assessment on areas of interest

Seven environmental layers in ESRI shapefile (.shp) format were considered in the potential environmental impacts assessment on a global scale, such as countries (<http://www.gadm.org/>); drainage networks (<http://www.hydrosheds.org/> download); lentic environments - ponds, lakes and dams (<https://www.worldwildlife.org/publications/>); conservation areas (<https://www.protectedplanet.net/c/>); Ramsar Sites (<https://rsis.ramsar.org/>); Biodiversity Hotspots (<http://www.cepf.net/resources/hotspots/Pages/default.aspx>); and dry regions (<http://www2.unccd.int/dryland-champions>). These environmental layers were overlapped on the potential distribution model and categorized according to the environmental suitability by using techniques of raster file processing. ArcGIS 10.3 and DIVA-GIS 7.5.0. were used in the treatment of the considered environmental layers.

Results

After excluding species occurrence points lacking geographic coordinates and location description or identified as duplicates, a total of 1316 occurrence points were selected for develop the model. From the records in this dataset, 62% of the points are located between the tropics (23° N and 23° S), while 25% are above the Tropic of Cancer and 13% are below the Tropic of Capricorn. Thus, occurrence points are distributed across all continents, except Antarctica. Although *E. crassipes* is native to South America, only 22% of the occurrence records were on that continent, while North America accounted for about 48%, Oceania with 7.7% of the records, followed by Africa (6.1%), Europe (5.9%) and Asia (5.8%).

The Pearson correlation analysis indicated a high number of correlated variables from the 19 bioclimatic layers dataset used in the model development (supplementary material – TABLE A). Six variables had no significant correlations among them ($r < |0.70|$) and they were removed (Dormann et al. 2012), five being bioclimatic and one being the binary layer of urban areas around the world, which was not tested with the other variables as its data has no correlation with the other layers (Table 03).

(Table 03)

According to the Jack-Knife test, the "urban extent" and "temperature seasonality" variables were the variables that individually contributed the most to the model (Table 04). The constructed model used 987 training points and 329 test points, performing better than expected at random (AUC = 0.917 and TSS = 0.70). The result of the sensitivity statistical measure was higher than the specificity, indicating that the model produced few errors of omission (Smith et al. 2012; TABLE 04). Additional tests were performed using 1000 and 700 records to evaluate the efficiency of the model when using subsamples, which verified that the reduction of the n sample size causes few changes in the model performance with hit rates higher than 93% in all cases.

(Table 04)

The modeled distribution is consistent with the actual points of species occurrence used in this study, as well as administrative regions in which the water hyacinth has established populations, either in their native or non-native habitats (Fig. 01). The model indicated a broad spectrum of potential environments that could be invaded by the *E. crassipes* and then the binarized distribution model transformed the results of the environmental suitability map into a presence/absence map (Fig. 02).

(Figure 01)

(Figure 02)

According to the results, *E. crassipes* is affecting or potentially affecting the storage and fresh water supply in Central America, South-eastern United States, Africa (below 10° N parallel), Southern Europe, South and South-eastern Asia and Oceania. It should be highlighted that more than 33% of the main watercourses and 10% of the entire area of the world's lentic environments occur in regions that are suitable for the species occurrence. Approximately 44% of the world's lentic environments present conditions for colonization. For many tropical countries located in identified risk areas almost all of their important watercourses are located in regions of high suitability.

The Conservation Areas (CA) of the world have 20% of their area, considering the variables used in the model, under conditions conducive to the establishment of *E. Crassipes*. Less than 1% of CAs are located in optimum conditions, corresponding to more than 347,000 km² of areas that can be invaded. On the other hand, approximately 80% of CAs, in terms of area, are outside of regions that offer Water hyacinth suitability (Table 05). These units are predominantly either above the Tropic of Cancer or below the Tropic of Capricorn. Some of them are among the largest CAs on the planet, such as the Greenland biosphere reserve and the Chinese natural reserves of Sanjiangyuan and Qiangtang.

Approximately 27% of the world's biodiversity hotspot area is located in regions of high suitability, while 6% are in optimal conditions for the occurrence of the water hyacinth. When considering the threshold adopted in the model, 79% of the global biodiversity hotspot area is in locations that can be invaded. There are large areas of potentially threatened hotspots in Mexico, the south-eastern United States, Brazil, Madagascar, and tropical Asia as a whole (Fig. 03). About 51% of Ramsar sites are in places that offer minimum conditions of suitability for the occurrence of the water hyacinth. Approximately 3% of the area of the sites or 67.6 thousand km² occur in optimal conditions and 18% are located in places of high suitability (Table 05). The projected distribution indicates a high likelihood of species expansion including newly established Ramsar sites.

(Table 05)

(Figure 03)

Discussion

Species distribution models (SDMs) are used to evaluate potential habitats in new locations (Gatti 2013). The distribution of presence records suggests that the occurrence of the species is strongly limited by high latitudes, which are associated with temperate climate environments where lower temperatures occur (Tellez 2008). In its natural habitat, South America, the projected distribution of the water hyacinth appears to extend to colder regions in southern Chile and Argentina. This suggests a deficit in the mapping of the species in its native environment or some form of competition or another biological effect that did not lead to the establishment of the water hyacinth in these regions. In China Liu et al. (2016) used a greater number of records of the species' presence in that country, which resulted in a wider distribution projection than that indicated in the present study for Chinese aquatic environments. The small number of occurrence records obtained from the GBIF portal (gbif.org) for South America might be associated with a bias in the occurrence data or with different sampling methodology undertaken on the continent. In general, most sampled areas are those of greater economic interest or more easily accessible, such as protected areas or near cities, roads and rivers (Oliveira 2011; Norris 2014).

The characteristics of the studied species may affect the model's performance due to a wide variety of climatic conditions and ecological requirements, which make it difficult to find a consistent relationship between species distribution and environmental conditions (Broennimann et al. 2006; Buisson et al., 2010). Studies have suggested that SDMs of more generalist species such as the water hyacinth tend to present lower performance compared to models of species with a high degree of specialization (Tsoar et al. 2007; Grenouillet et al. 2011).

Threshold selection (fixed cumulative value 5) aimed to reduce the percentage of omission errors, because the modeled species is a generalist, being able to find adequate conditions for its survival throughout the projected area of occupation (Norris 2014). The tests performed with this

threshold, with subsamples of 1000 and 700 registers, showed that the reduction of the sample size implies a small reduction in the performance of the model. In all cases, the accuracy was higher than 93%. Despite this, there was a small reduction in accuracy from 96% to 93%, due to the decrease in the independent set of data used in the validation (Zhang et al. 2015). The model presented good performance, obtaining an AUC of 0.917. However, in some cases the use of this statistical measure is criticized (Allouche et al. 2006). In addition, the True Skill Statistics (TSS = 0.70) was calculated, which confirmed the good AUC result.

The urban areas layer had a major influence on the projected distribution. This variable was the one that individually contributed the most to the model and highlighted the importance of cities as a source or dispersion mechanism of the water hyacinth, as well as areas that have a high degree of degradation and pollution, which contributes to its colonization (Kobayashi 2006; EPPO 2008). There is evidence that the main historical factors of global dispersion are related to the use of this plant for ornamental purposes in gardens, lakes, herb gardens and aquariums (EPPO 2008). The distribution projected for the European continent, for example, suggests a much wider range than the study by Kriticos et al. (2016), who did not use this layer in their work. In Sardinia, in 2010, the invasion of *E. crassipes* became evident when the Mare'eFoghe river, in the Province of Oristano, was covered for 8 km over an area of 560,000 m². During this event, there was interruption of the reactive activities that usually occur in the watercourse (Brundu et al., 2012). The results obtained in this study are consistent with the European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) database, which mapped and identified a considerable number of countries invaded by the Water hyacinth (EPPO 2008).

In general, the distribution of *E. crassipes* is limited by low temperatures at high altitudes and latitudes, as well as by heat and aridity in desert regions of Africa, Australia, Chile, Argentina and Asia (EPPO 2008). In contrast to the Northern Hemisphere, the Southern Hemisphere has few areas that are cold enough to prevent species establishment (Kriticos et al. 2016). There is little opportunity for *E. crassipes* to expand the boundaries of its occupation beyond the habitats already colonized in the southern hemisphere, as the Andes Cordillera in South America and the desert lands of Australia constitute a stress gradient due to the cold and arid conditions, respectively. It should be pointed out that *E. crassipes* only represents a threat to lentic environments such as lakes and reservoirs and water courses with very low flow velocity (Kobayashi 2006). Sensitive sites and conservation areas, currently under conditions of low adequacy, may be threatened in future climate change and urbanization expansion scenarios. Kriticos et al. (2016) indicated that climate change scenarios may increase the invasion potential of *E. crassipes* in the northern hemisphere, since stress due to cold temperatures will decrease. The most susceptible areas are North America, Europe and Northeastern China. On the other hand, rising temperatures may reduce suitability in Africa, India and some regions of the Amazon basin. Megacities, which are developing mainly in

Asia, may accentuate the potential for invasion of the Water hyacinth on that continent, because the spreading mechanisms of this species are predominantly anthropogenic (Duncan et al. 2016).

Countries such as Portugal, India, Sri Lanka, Bangladesh, Buma, Malaysia, Indonesia, Thailand and the Philippines recorded negative impacts and large economic losses in rice fields of around US\$ 15 million (Guerreiro 1976; Gopal 1987; Moreira et al. 1999). Economic impacts are significant in colonized sites that require the use of control techniques, such as in the State of Florida, in the United States, which spent more than \$ 43 million between 1980 and 1991 on the suppression of water hyacinths. Mullin et al. (2000) reported annual expenditures on the management of the species in the order of US \$500,000 in California and 3 million in Florida; however, the largest infestations occurred in the State of Louisiana. Spain spent more than 14 million euros between 2005 and 2008 to control the species in the Guadiana river basin (Cifuentes et al. 2007). The results of present study are important because they can predict potential sites for infestation.

Threats posed by this species are possibly more acute in regions suffering from chronic drought or drought, such as the Southwest United States, Central-East and Southern Africa, Northern Asia, Northeast Brazil and Australia. In countries such as Greece, Albania, Macedonia, Bosnia and Croatia, which have an extremely dry summer period, the available water resources are essential for human survival (Kriticos et al. 2016). Thus, in these locations the environmental and economic impacts can be much more serious.

In Lusaka, Zambia, the *E. crassipes* invasion on the Kafue River led to the suspension of water treatment and the reduction of the electric power generation capacity, at the Gorge Dam, for at least one week (EPPO, 2008). Hydroelectric plants in Malawi and Jinja, Uganda, on the Nile River, are also frequently affected by the turbine clogging caused by water hyacinths (Wise et al., 2007). Countries like Brazil have almost all of their water resources overlapping regions of high suitability for the species. It is alarming given that Brazil occupies almost half of South America and is the country with the greatest biodiversity of the Earth, with approximately 20% of the total number of species of the world (MMA, 2017).

World Conservation Areas (CAs) are in a more secure situation than Ramsar sites and Biodiversity Hotspots. The results obtained for the CAs were significantly influenced by the large number of CAs located in Asia and at high latitudes, which do not offer suitability to the species. The Ramsar sites are in an intermediate condition of invasion potential. Despite this, the projected distribution indicates a high probability of expansion of the species to newly established Ramsar sites, such as the Marais de Sacy, in France; Lake Massaciucoli, in the region of Tuscany, Italy; and the environmental protection area of Cananéia-Iguapé-Peruíbe, in São Paulo, Brazil. All of these are located in regions of high environmental suitability. Global biodiversity hotspots showed alarming results. Approximately 79% of their area is within suitable conditions for the occurrence

of the water hyacinth, since the most biodiverse regions of the world are concentrated in the tropics, the portion of the planet where the water hyacinth is predominant (EPPO 2008).

Conclusion

The present study consisted of the elaboration of a potential distribution model of the Water hyacinth at a global scale. Risk areas were identified in terms of threats to habitat biodiversity, energy generation, drinking water supply and navigation. The results of this model are consistent with the distribution of collected occurrence records. They can also be used to predict the distribution of the target species in a broad geographic space where no samples were collected, complementing and directing costly field surveys. Thus, the most vulnerable areas can be understood, directing quick response efforts.

Global biodiversity hotspots are predominantly situated in regions of high environmental suitability. Ramsar sites and global conservation areas are in a more secure situation, but climate change scenarios and the growth of megacities may put them at risk of invasion. A more detailed and individual evaluation for each of these areas is suggested in order to categorize them according to their environmental suitability for invasion susceptibility and proximity to recorded *E. crassipes* locations.

Finally, the use of biosecurity strategies aimed at the protection of these critical areas for preservation is recommended, in order to prevent the introduction and establishment of *E. crassipes*. Understanding the full invasion potential of this species is crucial for decisions that involve species management and to avoid negative impacts. The methodology used in this study could be used in evaluating the dispersion potential of other invasive species.

Aknowledgements

We thank Trevor Ray Tisler for supporting us with translation. MDR received a Universidade Federal de Minas Gerais research grant (UFMG/PRPq-ADRC-05/2016).

Author information

Corresponding author

E-mail: pedrofialhoc@gmail.com

ORCID: Pedro Fialho Cordeiro (0000-0001-8197-7988)

References

Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>

- Baart IA, Gschöpf CC, Blaschke APC, Preiner, SAB, Thomas HT (2010) Prediction of potential macrophyte development in response to restoration measures in an urban riverine wetland. *Aquatic Botany* v93: 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.06.002>
- Barret SCH, Forno IW (1982) Style morph distribution in New World populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Water Hyacinth). *Aquatic Botany* 13: 299–306. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90065-1](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90065-1)
- Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* 15(4): 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Boltovskoy D, Correa N, Cataldo D, Sylvester F (2006) Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* 8(4): 947–963. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5107-z>
- Broennimann O, Thuiller W, Hughes G, Midgley G, Alkemade JMR, Guisan A (2006) Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Global change biology* 12: 1709–1093. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01157.x>
- Brundu G, Stinca A, Angius L, Bonanomi G, Celesti-Grapow L, D'auria G (2012) *Pistiastratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.: emerging invasive alien hydrophytes in Campania and Sardinia (Italy). *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 42: 568–579. <https://doi.org/10.1111/epp.12004>
- Brunel S, Peter F, Fernandez-Galiano E, Smith I (2009) Approach of the European and Mediterrean Plant Protection Organization to the evaluation and management of risks presented by invasive alien plants. *Management of invasive weeds*: 319–343. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9202-2_16
- Buisson L, Thuiller W, Casajus N, Lek S, Grenouillet G (2010) Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16: 1145–1157. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02000.x>
- Campos MCS, Andrade AFA, Kunzmann B, Galvão DD, Silva FA, Cardoso AV, Carvalho MD, Mota, HR (2014) Modelling of the potential distribution of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a global scale. *Aquatic Invasions* 9: 253-265. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.03>
- Cancian, LF (2012) Modelagem de Distribuição Potencial de Macrófitas Aquáticas em Bacias Hidrográficas. Rio Claro – SP. <http://hdl.handle.net/11449/100619>
- Chase JM, Leibold MA (2003) *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press. ISBN 0-226-10180-0

Chen, YH (2009) Conservation biogeography of the snake family colubridae of China. North-Western Journal of Zoology 5: 251-262. P-ISSN: 1584-9074, E-ISSN: 1843-5629 Article No.: 051121

Cifuentes N, Hurtado A, Ruiz T (2007) Integrated control of the water hyacinth *Eichhornia crassipes* in the Guadiana river in Spanish. Invasiones Biológicas, un facto de cambio global. EEI 2006 Actualización de Conocimientos 1: 266–269.

Costa J, Peterson AT, Beard CB (2002) Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* neiva, 1911, the most important Chagas disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, (Triatominae). American Journal of Tropical Medicine and Hygiene 67: 516-520. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2002.67.516>

Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Gudrun CG, García Marquéz JR, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Björn R, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S (2012) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography 35: 001–020. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

Duncan BNLN, Lamsal AM, Thompson Y, Yoshida ZLUDG, Streets MM, Hurwitz KE (2016) A space-based, high-resolution view of notable changes in urban NO_x pollution around the world (2005–2014). J. Geophys. Res. Atmos. 121: 976 – 996. <https://doi.org/10.1002/2015JD024121>.

Dunlop EA, Wilson JC, Mackey AP (2006) The potential geographic distribution of the invasive weed *Senna obtusifolia* in Australia. Weed Research 5: 404–413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00524.x>

Elith J, Graham CH et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29: 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>

Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 40: 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

EPPO - European and Mediterranean Plant Protection Organization (2008) *Eichhorniacrassipes*. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 38: 441–449.

Gatti A (2013) Modelos de nicho, mudanças climáticas e a vulnerabilidade do clado *Perissodactyla* ao longo do tempo. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES. <http://repositorio.ufes.br/handle/10/4362>

Gopal B (1987) Water Hyacinth. Elsevier, Amsterdam.

Grenouillet G, Buisson L, Casajus N, Lek S (2011) Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography* 34: 9–17. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06152.x>

Guerreiro AR (1976) The Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) (Mart) Solms in Portugal. II Simposio Nacional de Herbologia, Oeiras (Portugal) 1: 1–18.

Hernandez PA, Graham, CH, Lawrance L, Master and Deborah LA (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* v. 29: 773-785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>

Hoveka LN, Bezeng BS, Yessoufou JS, van der Bank M (2016) Effects of climate change on the future distributions of the top five freshwater invasive plants in South Africa. *South African Journal of Botany*: 33-38. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2015.07.017>

Hoyer MV. et al. (1996) Florida freshwater plants: A handbook of common aquatic plants in Florida lakes. Gainesville: University of Florida, Institute of Food and Agriculture Sciences: 256.

Kobayashi JT (2006) Nitrogênio ou Fósforo como fator limitante para o crescimento de *Eichhornia crassipes* Mart (Solms.) na planície de inundação do alto rio Paraná? Evidências obtidas em mesocosmos. Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR.

Kriticos DJ, Brunel S (2016) Assessing and Managing the Current and Future Pest Risk from Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), an Invasive Aquatic Plant Threatening the Environment and Water Security. *PLOS One* 11 (8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120054>

Levine RS, Peterson AT, Yorita KL, Carroll D, Damon IK, Reynolds MG (2007) Ecological niche and geographic distribution of human monkey pox in Africa. *Plos One* 2: 176. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000176>

Liu D, Wang R, Gordon DR, Sun X, Chen L, Wang Y (2016) Predictin Plant Invasions Following China's Water Diversion Project. *Environmental Science & Tecnology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05577>

Lorenzi, h (2000) Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3ª edição. Instituto Plantarum: Nova Odessa – SP.

Mailu AM, Ochiel GRS, Gitonga W, Njoka SW (2000) Water hyacinth: an environmental disaster in the Winam Gulf of Lake Victoria and its Control. *Proc. Ist IOBC Water Hyacinth Working Group 2000*: 101–105.

Mailu AM, Julien MH, Hill MP, Center TD, Jianping D (2001) Preliminary assessment of the social, economic and environmental impacts of Water hyacinth in the Lake Victoria basin and status of control. *Biological and Integrated Control of Water hyacinth, Eichhornia crassipes*, ACIAR Proceedings 102: 130–139.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Available at: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>. Access at: 21 January / 2017.

Moreira I, Ferreira T, Monteiro A, Catarina L, Vasconcelos T. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context *Hydrobiologia* 415: 229–234. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0922-4_32

Mullin BH, Anderson LWJ, Ditomaso, JM, Eplee RE, Getsinger KD (2000) Invasive plant species. Council for Agricultural Science and Technology, Ames (US). Issue Paper No. 13.

Nentwig W, Bacher S, Kumschick S. et al. (2017) *Biol Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1651-6>

Norris D. (2014) Model thresholds are more important than presence location type: understanding the distribution of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in a continuous Atlantic forest of southeast Brazil. *Tropical Conservation Science* Vol.7 (3): p. 529-547. <https://doi.org/10.1177/194008291400700311>

Oberhauser K, Peterson AT (2003) Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: p. 14063-14068. <https://doi.org/10.1073/pnas.2331584100>

Oliveira U (2011). *Diversidade e Biogeografia de Aranhas do Brasil: Esforço Amostral, Riqueza Potencial e Áreas de Endemismo*. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG.

Ortega-Huerta MA, Peterson AT (2004) Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10: p. 39-54. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x>

Papes M, Gaubert P (2007) Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions* v. 13: 890–902. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00392.x>

Parsons WT, Cuthbertson EG (2001) *Noxious Weeds of Australia*. Collingwood: CSIRO Publishing.

Pearson RGC, Thuiller W, Araújo MB, Martinezmeyer E, Brotons L, Mcclean C, Miles L, Segurado P, Dawson TC, Lees DC (2006) Model based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704- 1711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x>

Pearson RGC, Raxworthy J, Nakamura M, Peterson AT (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>

Penfound WMT, Earle TT (1948) The biology of the water hyacinth. *Ecological Monographs* 18 448–473. <https://doi.org/10.2307/1948585>

Peterson AT (2003) Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology* 78: 419–433. <https://doi.org/10.1086/378926>

Peterson AT, Robins CR (2003) Using ecological niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. *Conservation Biology* 17: 1161-1165. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02206.x>

Peterson AT, Lash RR, Carroll DS, Johnson KM (2006) Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 75: 9-15. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2006.75.1.0750009>

Peterson AT, Ortega-Huerta MA, Bartley J, Sánchez-Cordero V, Soberón J, Buddemeier RH, Stockwell DRB (2002) Future projections for Mexican faunas under global climate changes cenarios. *Nature* 416: 626-629. <https://doi.org/10.1038/416626a>

Phillips SJRP, Anderson R. Schapire E (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

Phillips SJ, Dudik M (2008) Modelling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Phillips SJ, Dudik M, Elith,J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>

Phillips SJ, Dudik M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>

Pimenta LM (2016) Distribuição Potencial e Status de Conservação de Duas Espécies de Anfíbios endêmicos: *Sciaxcabralensis* e *Bokermanno hylasagarana*. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

Rödger D, Schmidtlein S, Veith M, Lotters S (2009) Alien Invasive Slider Turtle in Unpredicted Habitat: A Matter of Niche Shift or of Predictors Studied? *PlosOne* 4(11): 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007843>

Siqueira MF, Durigan G (2007). Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 239-249.

Smith A, Page B, Duffy K, Slotow R (2012) Using Maximum Entropy modeling to predict the potential distributions of large trees for conservation planning. *Ecosphere*. Volume 3.

Soares GR (2015) Modelagem de Adequabilidade Ambiental de *Nirodia belphegor*. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte – MG.

Syfert MM, Smith MJ, Coomes DA (2013) The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PLoS ONE* 8(2): e55158. doi:10.1371.

Téllez TR, López E, Granado GL, Pérez EA, López RM, Guzmán JMS (2008) The Water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3: 42–53.

Thomas CD, Cameron A et al. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.

Young N, Carter L, Evangelista P. (2011) A Maxent Model v3.3.3e Tutorial (ArcGIS v10).

Wiens JA; Stralberg D; Jongsomjit D; Howell CA, Snyder MA (2009) Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 19729-19736.

Wise RM, Wilgen BW, Hill MP, Schulthess F, Tweddle D, Chabi-Olay A (2007) The economic impact and appropriate management of selected invasive alien species on the African continent. Global Invasive species Programme. CSIR Report No. CSIR/NRE/RBSD/ER/2007/0044/C.

Wisn, MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan AE (2008) Predicting species distributions working group. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.

Whittaker RJ, Araujo MB, Paul J, Ladle RJ, Watson JEM e Willis KJ (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11; 3–23.

Zeng Y, Low BW, Darren CJY (2016) Novel methods to select environmental variables in MaxEnt: A case study using invasive crayfish. *Ecological Modelling*: 5-13.

Zhang L, Liu S, Sun P, Wang T, Wang G, Zhang X (2015) Consensus Forecasting of Species Distributions: The Effects of Niche Model Performance and Niche Properties. *PLoS ONE* 10(3): e0120056. doi:10.1371/journal.pone.0120056.

Figures and Tables

Table 01 – Confusion Matrix elaborated from the hits and misses of the model

	Presence	Absence
Predicted presence	A (true positive)	B (false positive)
Predicted Absence	C (false negative)	D (true negative)

A) true positive: the model predicts the species presence and the test data confirm this statement; B) false positive: the model predicts the species presence but the test data indicate absence; C) false negative: the model predicts the species absence but the test data indicate presence; and D) true negative: the model predicts the species absence and the test data confirm this statement (PEARSON et al., 2007).

Table 02 – Model performance measures resulting from the confusion matrix

Measure	Formula
<i>Accuracy</i>	$\frac{A + D}{N}$
<i>Sensitivity</i>	$\frac{A}{(A + C)}$
<i>Specificity</i>	$\frac{D}{(B + D)}$
<i>True Skill Statistics (TSS)</i>	$(sensitivity + specificity) - 1$

Table 03 – Selected variables and Jack-Knife test result

N	Code	Variable	Percent Contribution	Permutation importance
4	bio4	Temperature Seasonality	25.2	30.9
9	bio9	Mean Temperature of Driest Quarter	20.7	31.4
13	bio13	Precipitation of Wettest Month	18.2	13.1
14	bio14	Precipitation of Driest Month	8.1	12.6
15	bio15	Precipitation Seasonality (CV*)	1.3	1.9
-	urb_ext	Urban extent	26.5	10

* Coefficient of Variation

Table 04 – Model performance measures

	Number of samples		
	1316	1000	700
Threshold*	0.145	0.118	0.122
AUC	0.917	0.926	0.936
TSS	0.70	0.69	0.67
Overall accuracy	0.743	0.746	0.778
Sensitivity	0.963	0.946	0.892
Specificity	0.738	0.743	0.777
Hit hate (%)	96.35	95.60	93.14

*Fixed cumulative value 5

Table 05 – Quantitative results of environmental suitability in CAs, biodiversity hotspots and global Ramsar sites

Class	Values	Conservation Areas		Biodiversity Hotspots		Ramsar Sites	
		Area (Sq. Km)	Area %	Area (Sq. Km)	Area %	Area (Sq. Km)	Area %
1	0 - 0.07 (unsuitable)	52,177,171.34	80%	6,818,674.62	21%	1,104,518.51	49%
2	0.0071 - 0.208	5,362,726.51	8%	6,480,462.70	20%	315,576.72	14%
3	0.209 - 0.352	4,468,388.02	7%	7,788,311.41	25%	338,117.91	15%
4	0.353 - 0.525	3,142,430.50	5%	8,692,197.84	27%	405,741.49	18%
5	0.526 - 0.894 (Optimal)	347,231.73	1%	1,984,467.17	6%	67,623.58	3%
<i>Total</i>		65,497,948.10	100%	31,764,113.75	100%	2,231,578.21	100%

Figure 01 – Modeled potential distribution of *E. crassipes* on a global scale.

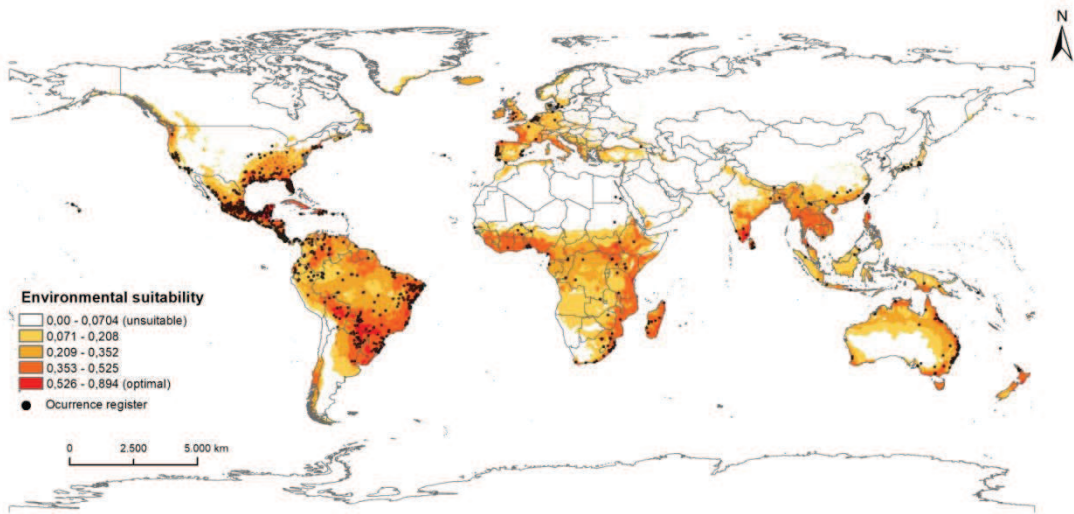


Figure 02 – Presence/absence map of *E. crassipes* on a global scale.

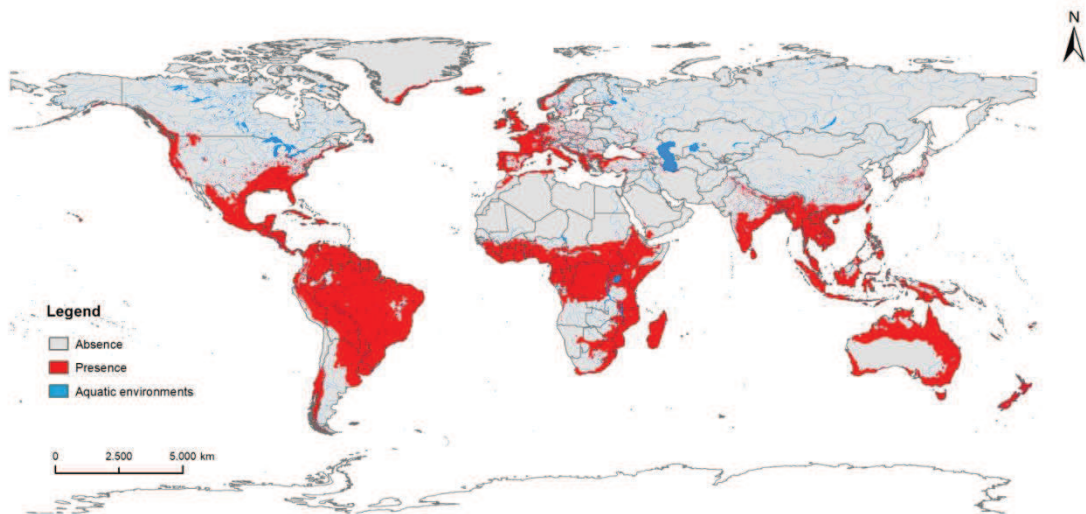


Figure 03 – Environmental suitability of *E. crassipes* in (A) Biodiversity Hotspots (B) Ramsar sites and (C) Conservation Areas

