



GUILHERME LEITE NUNES COELHO

**MODELAGEM PREDITIVA DE DISTRIBUIÇÃO
DE ESPÉCIES PIONEIRAS NO ESTADO DE
MINAS GERAIS**

LAVRAS - MG

2015

GUILHERME LEITE NUNES COELHO

**MODELAGEM PREDITIVA DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES
PIONEIRAS NO ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho

LAVRAS - MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Coelho, Guilherme Leite Nunes.

Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no estado de Minas Gerais / Guilherme Leite Nunes Coelho. – Lavras : UFLA, 2015.

91 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Luis Marcelo Tavares de Carvalho.

Bibliografia.

1. Predição de habitat. 2. Espécies Nativas. 3. Maxent Garp. 4. Planos de Conservação. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

GUILHERME LEITE NUNES COELHO

**MODELAGEM PREDITIVA DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES
PIONEIRAS NO ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de fevereiro de 2015.

Dr. Lucas Rezende Gomide UFLA

Dr. Daniel E Silva UFLA

Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho
Orientador

LAVRAS - MG

2015

RESUMO

Conduziu-se este trabalho, com o objetivo de realizar uma predição de probabilidade de ocorrência de vinte e três espécies pioneiras no estado Minas Gerais. Essa predição será feita com uso do algoritmo de Máxima Entropia (Maxent) e o algoritmo genético (GARP). O estudo foi motivado pela demanda de informações para a escolha de espécies para programas de reflorestamento e recuperação de áreas perturbadas. Dessa forma, o trabalho foi conduzido para indicar a adequabilidade ambiental de cada região do estado de Minas Gerais para cada espécie estudada. Para cada pioneira, foi elaborado um mapa com o grau de similaridade ambiental com o local de ocorrência da mesma, assim podendo indicar espécies para serem introduzidas em todo o território mineiro com grandes chances de sucesso. Os mapas produzidos apresentaram distribuições similares ao que vem sendo descrito na literatura. Diferenças entre os métodos utilizados para a construção desses mapas foram encontradas. Em linhas gerais, o algoritmo genético apresentou resultados mais inclusivos, ou seja, uma área potencial de distribuição maior foi predita. Já, o algoritmo de máxima entropia apresentou uma área potencial menor, foi considerado um modelo mais restritivo. Isso permite dizer que o Maxent mapeou apenas áreas com alta similaridade ambiental, assim existe um menor risco de erro em casos de introdução de espécies ou em trabalhos de campo que pretendem encontrar novas populações.

Palavras-chave: Predição de habitat. Espécies Nativas. Maxent. Garp. Planos de Conservação.

ABSTRACT

The present work was conducted with the objective of performing a probability prediction of twenty-three pioneer species in the state of Minas Gerais, Brazil. This prediction will be done using the maximum entropy algorithm (Maxent) and genetic algorithm (GARP). The study was motivated by the demand for information to choose species for reforestation and recovery of disturbed areas programs. Therefore, the study was conducted to indicate the environmental suitability of each region of the state of Minas Gerais for each studied species. For each pioneer, we elaborated a map with the degree of environmental similarity to the location of its natural occurrence, thus indicating the species to be introduced in all study area with great chances of success. The produced maps presented similar distributions to that described in the literature. We found differences between the methods used for constructing these maps. In general, the genetic algorithm presented more inclusive results, that is, a larger area of potential distribution was predicted. The Maximum entropy algorithm showed a smaller area of potential distribution and was considered a more restrictive model. This allow us to determine that the Maxent mapped only areas with high environmental similarity, thus, there is less chance of error in the case of species introduction or field of work that intend to find new populations.

Keywords: Habitat Prediction. Native Species. Maxent, Garp. Conservation Plan.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa de localização da área de estudo, estado de Minas Gerais	23
Figura 2	Mapas de distribuição pontencial da espécie <i>Acosmium dasycarpum</i> (Vog) Yakovlev	33
Figura 3	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Qualea parviflora</i> Mart.....	34
Figura 4	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J. D. Mitch.....	35

ANEXOS

Figura 1	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan.....	51
Figura 2	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan.....	52
Figura 3	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.....	54
Figura 4	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.....	55
Figura 5	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Casearia sylvestris</i> Swartz.....	56
Figura 6	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Casearia sylvestris</i> Swartz.....	57
Figura 7	Mapa de distribuição pontencial da espécie <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf	58
Figura 8	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.....	59

Figura 9	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Cupania vernalis</i> Cambess.....	60
Figura 10	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Cupania vernalis</i> Cambess	61
Figura 11	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Dimorphandra mollis</i> Benth	62
Figura 12	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Dimorphandra mollis</i> Benth.....	63
Figura 13	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Eugenia dysenterica</i> DC	64
Figura 14	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Eugenia dysenterica</i> DC.....	65
Figura 15	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Eugenia florida</i> DC	66
Figura 16	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Eugenia florida</i> DC.....	67
Figura 17	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	68
Figura 18	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	69
Figura 19	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltld.....	70
Figura 20	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltld	71
Figura 21	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	72
Figura 22	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Machaerium brasiliense</i> Vogel.....	73

Figura 23	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.....	74
Figura 24	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.....	75
Figura 25	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Myrsine umbellata</i> Mart.....	76
Figura 26	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Myrsine umbellata</i> Mart.....	77
Figura 27	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.....	78
Figura 28	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.....	79
Figura 29	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Plathymenia reticulata</i> Benth.....	80
Figura 30	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Plathymenia reticulata</i> Benth.....	81
Figura 31	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Qualea grandiflora</i> Mart.....	82
Figura 32	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Qualea grandiflora</i> Mart.....	83
Figura 33	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Qualea multiflora</i> Mart.....	84
Figura 34	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Qualea multiflora</i> Mart.....	85
Figura 35	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Roupala montana</i> Aubl.....	86
Figura 36	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Roupala montana</i> Aubl.....	87

Figura 37	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	88
Figura 38	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	89
Figura 39	Mapa de distribuição potencial da espécie <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.....	90
Figura 40	Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie <i>Tapirira guianensis</i> Aubl	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Lista de espécie pioneiras abordadas no estudo.....	26
----------	---	----

ANEXOS

Tabela 1	Avaliação dos modelos da espécie <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	51
Tabela 2	Significado das abreviações das variáveis.....	53
Tabela 3	Avaliação dos modelos da espécie <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	54
Tabela 4	Avaliação dos modelos da espécie <i>Casearia sylvestris</i> Swartz	56
Tabela 5	Avaliação dos modelos da espécie <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf	58
Tabela 6	Avaliação dos modelos da espécie <i>Cupania vernalis</i> Cambess.....	60
Tabela 7	Avaliação dos modelos da espécie <i>Dimorphandra mollis</i> Benth ...	62
Tabela 8	Avaliação dos modelos da espécie <i>Eugenia dysenterica</i> DC	64
Tabela 9	Avaliação dos modelos da espécie <i>Eugenia florida</i> DC	66
Tabela 10	Avaliação dos modelos da espécie <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.....	68
Tabela 11	Avaliação dos modelos da espécie <i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltl.....	70
Tabela 12	Avaliação dos modelos da espécie <i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	72
Tabela 13	Avaliação dos modelos da espécie <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	74
Tabela 14	Avaliação dos modelos da espécie <i>Myrsine umbellata</i> Mart.....	76
Tabela 15	Avaliação dos modelos da espécie <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.....	78
Tabela 16	Avaliação dos modelos da espécie <i>Plathymenia reticulata</i> Benth	80
Tabela 17	Avaliação dos modelos da espécie <i>Qualea grandiflora</i> Mart.....	82
Tabela 18	Avaliação dos modelos da espécie <i>Qualea multiflora</i> Mart.....	84
Tabela 19	Avaliação dos modelos da espécie <i>Roupala montana</i> Aubl.....	86
Tabela 20	Avaliação dos modelos da espécie <i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	88
Tabela 21	Avaliação dos modelos da espécie <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.....	90

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Minas Gerais	14
1.2	Fitossociologia	16
1.3	Estagio Sucessional	17
1.4	Predição de Habitats	18
1.5	Motivação	21
1.6	Objetivos	22
2	MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1	Área de estudo	23
2.2	Inventário Florestal	24
2.3	Espécies Observadas	25
2.4	Variáveis Ambientais	27
2.5	Métodos de Predição	31
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4	CONCLUSÃO	38
	REFERÊNCIAS	40
	ANEXOS	51

1 INTRODUÇÃO

A ocupação urbana, a expansão agrícola e o mau uso dos recursos naturais têm causado fortes impactos nas espécies nativas. A maioria das espécies apresenta tolerância limitada às mudanças bruscas que vêm ocorrendo nos ecossistemas atuais (BAILLIE; HILTON-TAYLOR; STUART, 2004). As mudanças climáticas, a fragmentação do habitat em decorrência da expansão agrícola e a introdução de espécies exóticas estão entre as maiores ameaças a diversidade biológica (BROWN, 1995; KUUSSAARI et al., 2009).

O avanço das políticas ambientais tem resultado em um grande número de programa de reflorestamento, quase sempre frutos de medidas de compensação. Por razões óbvias, programas de recuperação de áreas perturbadas têm utilizado, constantemente, espécies nativas para a recomposição da cobertura vegetal. Em alguns casos, existe até mesmo uma recomendação para o uso de tais espécies. No entanto, em outras situações, utilizam-se espécies exóticas, como em áreas muito críticas, ou mesmo quando têm o objetivo de inserir uma cultura economicamente importante (OLIVEIRA FILHO, 1994).

Utilizar espécies nativas para recomposição de flora acarreta uma série de pontos positivos a curto e longo para região afetada. A primeira vantagem é contribuir para a conservação da biodiversidade regional, protegendo e expandindo as fontes naturais de diversidade genética. Nesses casos, a fauna local que utiliza a vegetação, diretamente ou indiretamente, também se beneficia. Existe uma vantagem também econômica, pois o uso de material local diminui custos da produção e reduz gastos com transporte de mudas. A imagem da empresa que executa o programa da restauração pode ser beneficiada por práticas de conservação da biodiversidade. O risco da perda de investimento é muito baixo, espécies nativas têm poucas dificuldades de aclimação. Mecanismos naturais associados a tais espécies como agentes polinizadores e

dispersores aumentam as chances de sucesso de perpetuação das plantas, mantendo a cobertura vegetal (OLIVEIRA FILHO, 1994).

O uso de espécies nativas em programas de revegetação, apesar de tantas vantagens, esbarra em um importante problema. Existe uma lacuna de conhecimento muito grande em relação às espécies nativas, especialmente com relação a tempo de florescimento, preferência de habitat, frutificação, propagação e outros fatores da ecologia dessas espécies (OLIVEIRA FILHO, 1994). As respostas das espécies às variações das condições ambientais servem como subsídio para tomada de decisão sobre como e onde plantar espécies para recuperação de áreas perturbadas, além de quais espécies são ideais para cada local (VILELA et al., 1993).

Um dos fatores mais importantes para promover a coexistência de espécies arbóreas em comunidades florestais é a heterogeneidade especial através de seu componente horizontal – propriedades do solo, regime de água, luminosidade e temperatura, e o componente vertical – zonas de enraizamento no solo e estratificação das copas (FOWLER, 1988).

O fator abiótico considerado mais importante na literatura é a topografia, isso se deve ao fato de que esse componente está relacionado com outras variáveis ambientais, propriedades físicas e químicas dos solos e regime de águas subterrâneas ou de inundação (BOURGERON, 1983).

No entanto, fatores bióticos possuem importante papel na distribuição das espécies florestais, eventos biológicos históricos auxiliam na compreensão de padrões de ocupação das espécies (OLIVEIRA FILHO, 1994).

A ocupação real da maioria das espécies é desconhecida, de uma maneira geral existe pouca informação, apenas registros de ocorrência que são pontos em mapas de grandes regiões (PETERSON, 2006). Os modelos de distribuição geográfica são muito utilizados em virtude da falta de informação sobre a distribuição de diversos táxons, tornando se uma ferramenta fundamental

para a compreensão do padrão de ocupação de determinada espécie (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000).

1.1 Minas Gerais

O estado de Minas Gerais ocupa uma posição geográfica privilegiada, abrigando três tipos de Bioma Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, que resultam em uma alta biodiversidade local. No entanto, processos de ocupação, atividades extrativistas, atividades econômicas como agropecuária têm provocado um forte declínio na diversidade biológica mineira (DRUMMOND et al., 2005).

O Cerrado é um bioma quase que exclusivamente brasileiro, estende-se por uma área de dois milhões de quilômetros quadrados ocupando cerca de 25% do território nacional (BRASIL, 2002a; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2001). O bioma é classificado com uma das regiões mais ricas em biodiversidade. No entanto, a expansão da fronteira agrícola, a exploração dos recursos minerais e florestais, avanços da pecuária e queimadas têm ameaçado a vegetação nativa, colocando o cerrado como uma das regiões mais ameaçadas do mundo (MITTERMEYER; KINZEY; MAST, 1999; PINTO; RYLANDS, 1997).

As fitofisionomias encontradas no Cerrado são bastante diversificadas. Os campos limpos são formas campestres com vegetações rasteiras sem árvores nem arbustos. Os campos sujos já apresentam alguns arbustos coexistindo com uma vegetação rasteira. O cerrado stricto sensu é caracterizado pela vegetação rasteira com árvores e arbustos. Por fim, o Cerradão apresenta formações florestais mais densas como árvores altas e solos secos em uma mata fechada.

A Mata Atlântica é o bioma que abriga 70% da população humana do Brasil, além de grandes cidades e de polos industriais. Atualmente, o bioma ocupa menos de 8% do território brasileiro, no passado, chegou a representar 12% de ocupação. No entanto, ainda é um local de alto endemismo e

biodiversidade (BRASIL, 2002b; SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 1993). Os rios que abastecem muitas cidades brasileiras nascem em áreas de Mata Atlântica, além disso, a vegetação responsável pela regulação do fluxo hídrico assegura a fertilidade do solo, interfere no microclima e protege escarpas e encostas (SOS MATA ATLÂNTICA, 2011).

A intensa ocupação do bioma ocorreu durante muitos anos, calcula-se que a devastação começou há 500 anos. A primeira cultura a ser inserida foi a cana-de-açúcar, em seguida o café, principalmente nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Em Minas Gerais, a pecuária obteve grande papel na exploração do bioma e, na Bahia, a plantação de coqueiro foi uma das principais causas. Nos últimos anos, a plantação de eucalipto para produção de papel e celulose substituiu as florestas nativas. Por fim, a ocupação urbana destruiu áreas consideráveis da vegetação original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2011).

O resultado de tamanha exploração é que a maioria das espécies que constam nas listas de animais ameaçados de extinção publicada pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA habitam o bioma. Ainda assim, a Mata Atlântica detém o recorde de plantas lenhosas por hectare, totalizando 20 mil espécies vegetais, dentre estas oito mil são endêmicas. Diante desse estudo, é extremamente necessária a adoção de políticas públicas que tenham como objetivo combater a destruição desse ambiente (VARJABEDIAN, 2011).

A Caatinga é um bioma caracterizado por árvores e arbustos baixos com algumas características xerofíticas, também classificada como floresta seca (PRADO, 2003). O bioma é característico do semiárido brasileiro, e ocorre, principalmente, na região nordeste. No entanto, é o bioma mais desconhecido pelos pesquisadores brasileiros, mesmo tendo registros de grande endemismo e heterogeneidade da vegetação (JOLY et al., 1999).

A degradação desse ambiente nem sempre está relacionada ao antropismo. Estudos realizados mostram as altas taxas de mortalidade de espécies arbustivas de pequeno porte que sofrem mais influência da seca prolongada do que do pastoreio bovino. A zona semiárida apresenta irregularidade na distribuição de chuvas e altas taxas de evapotranspiração. Na maior parte do ano, o regime de chuvas é marcado por uma forte deficiência hídrica, dessa forma as respostas das espécies herbáceas, após as chuvas, são bastante pronunciadas, em geral, desenvolvem com muito vigor (ALBUQUERQUE, 1999; MENEZES; SAMPAIO, 2000).

1.2 Fitossociologia

No Brasil, os primeiros estudos que abordaram a fitossociologia foram desenvolvidos por Veloso, na década de 40, envolvendo, principalmente, formações de Floresta ombrófila densa. Mais tarde, na década de 50, Veloso e Klein realizaram os primeiros levantamentos fitossociológicos no estado de Santa Catarina.

A fitossociologia é conceituada por diversos autores, existem inúmeras definições para o termo. Segundo Braun-Blanquet (1979), a fitossociologia é o estudo das comunidades vegetais do ponto de vista histórico, ecológico, florístico e corológico.

Em uma definição mais recente, Rodrigues e Gandolfi (1998) definem fitossociologia como o ramo da ecologia vegetal que procura estudar, descrever e compreender a associação existente entre as espécies vegetais na comunidade.

No cenário atual, a fitossociologia é o ramo da Ecologia vegetal mais utilizado em procedimentos de diagnóstico qualitativo e quantitativo das formações vegetacionais. Em muitos trabalhos, vários autores defendem a aplicação de resultados fitossociológicos no planejamento das ações de gestão

ambiental como no manejo e na recuperação de áreas degradadas (CHAVES et al., 2013).

A fitossociologia possui boas ferramentas capazes de contribuir para o ordenamento e gestão do ecossistema de forma positiva (ANDRADE, 2005). No entanto, é importante ressaltar que esses estudos qualitativos e quantitativos, aliados aos estudos ecológicos, fitogeográficos e fenológicos podem contribuir mais substancialmente a modelos de recuperação de áreas perturbadas (BARBOSA, 1989).

1.3 Estágio Sucessional

Os processos de sucessão ecológica são fundamentais em ecologia, por isso, diversos autores dedicaram seus estudos para compreender a dinâmica desse fenômeno. Segundo Mellinger e Mcnaughton (1975), a sucessão ecológica é um processo ordenado de mudanças no ecossistema proveniente das alterações no meio abiótico feito pelas comunidades biológicas.

A sucessão vegetal é entendida como um processo de amadurecimento do ecossistema, a sucessão ocorre de forma orientada e, até certo ponto, previsível, sempre no sentido da simplicidade para maior complexidade estrutural dos organismos. O desenvolvimento da comunidade proporciona um aumento significativo nas relações simbióticas e na quantidade de biomassa (ODUM, 1983).

O avanço dos estudos em sucessão permitiu que Budowski (1965) realizasse uma ampla análise da dinâmica de florestas, resultando em uma classificação de estágios sucessionais. O autor dividiu em pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax. Os parâmetros para a criação dessa avaliação consideram, principalmente, o comportamento da espécie em relação à tolerância ou não da luminosidade. A classificação ainda é muito utilizada por

ecólogos até hoje (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995; OLIVEIRA, 2002; TABARELLI; MONTOVANI, 1999).

Segundo Budowski (1966), ainda é possível encontrar características marcantes nas florestas da América tropical que auxiliam a identificação de estágios sucessionais. As espécies pioneiras apresentam ampla distribuição geográfica, além de ser mais intolerante à sombra em todas as fases de seu desenvolvimento. As comunidades pioneiras apresentam plantas em geral da mesma idade, outro aspecto importante é que as sementes podem ficar no solo sombreado durante longos períodos, germinando só quando ocorre uma clareira na floresta.

1.4 Predição de Habitats

A modelagem preditiva de distribuição combina registros de ocorrência das espécies com variáveis ambientais das regiões de ocorrência, como valores de temperatura, quantidade de precipitação, tipo de solos entre outras. A combinação é realizada por um algoritmo pré-selecionado pelo autor de acordo com o objetivo do trabalho. O resultado é um mapa da área de estudo com valores que indicam locais onde a população, em tese, pode manter-se viável (ANDERSON et al., 2003). Os registros de ocorrência são locais georreferenciados onde a espécie foi encontrada. Normalmente, esses dados são extraídos de inventários, levantamentos de fauna e floras, museus e revisões taxonômicas.

A importância dessa ferramenta é evidenciada pela variedade de algoritmos que existem para a modelagem de distribuição (MUNOZ; GIOVANNI, 2009). Dessa forma, o autor deve investigar os métodos de cada algoritmo para encontrar o que melhor se enquadra no objetivo do trabalho (JIMENEZ-VALVERDE et al., 2008). Em cada método há uma técnica de

validação diferente, o que é de extrema importância para a credibilidade do trabalho.

O algoritmo Maxent é um método que estima a distribuição da probabilidade de máxima entropia, ou seja, distribuição que tende a uniformidade. A técnica permite realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas, projetando valores de dados iniciais até condições futuras. O método considera que os registros de distribuição de uma dada espécie é a representação ideal de seu nicho ecológico. Assim, o algoritmo determina valores que variam de um a zero para cada quadrante da área geográfica. Esses valores correspondem à aproximação do modelo ideal e podem ser chamados de adequabilidade ambiental. A aproximação do modelo significa que a melhor explicação para um fenômeno desconhecido é aquela que maximizará a entropia de distribuição da probabilidade (PHILLIPS et al., 2006).

O Maxent exige apenas dados de presença da espécie, enquanto outros métodos trabalham com presença e ausência estabelecidas. O método é recente e bastante utilizado, pois apresenta melhores resultados que outros programas, principalmente para conjuntos pequenos de dados (PEARSON et al., 2007). Alguns autores enumeram suas vantagens como possuir saídas do modelo contínuas, o que permite comparação entre experimentos realizados, além da possibilidade de utilizar medições ambientais contínuas, discretas e de incorporar interações entre as variáveis utilizadas (DUTRA; CARVALHO, 2008).

O algoritmo genético Garp - “Genetic Algorithm for Rule Set Production” utiliza um conjunto de métodos individuais, combinando habilidades analíticas de cada método, para criar uma série de regras que serão utilizadas para prever a ocorrência dos organismos. A partir desse conjunto de regras, o método tenta encontrar uma relação não-aleatória entre os registros de ocorrência da espécie com as características ambientais dos locais coletados,

produzindo, assim, um mapa de potencial de distribuição do organismo. (STOCKWELL; NOBLE, 1992).

A terminologia de algoritmos genéticos considera que um conjunto de regra é chamado de indivíduo, enquanto outro é chamado de população. Essas regras são codificadas com base nos valores das variáveis ambientais e também nos valores de predição do modelo. O termo algoritmo genético é utilizado, porque a otimização das regras ocorre como em um organismo, no qual o gene sofre mutação e adaptações para expressar características finais. Nessa técnica, o gene corresponde ao coeficiente das variáveis ambientais que é executado pelo algoritmo sofrendo mutações. O conjunto de regra resultante é avaliado por uma função de adaptação que é calculada pela significância da regra e aplicada a um conjunto de dados de treinamento pré-estabelecido no modelo. Assim, o conjunto de regra é re combinado e modificado diversas vezes pelo algoritmo, no final são selecionadas apenas as regras que apresentaram valores de adaptação maiores que o limiar estabelecido. A partir desse conjunto de regras sobrevivente, volta-se ao espaço geográfico e, então, é aplicado aos dados de ocorrência (MARCO JUNIOR; SIQUEIRA, 2009).

A avaliação dos algoritmos é feita por uma técnica chamada de curva ROC (Receiver Operating Characteristics). A avaliação é feita numa matriz de confusão que é composta por uma amostra de pontos de ocorrência predita pelos modelos que podem ser classificados como presença ou ausência, em seguida é comparada a uma amostra de dados observados de ocorrência da espécie. Através dessa matriz é estabelecida a sensibilidade e o complemento da especificidade (1-especificidade) que serão os eixos x e y que formaram a curva. A sensibilidade é a medida da proporção de presenças verdadeiras em relação ao total de presenças observadas. A especificidade é proporção de ausências verdadeiras em relação às ausências observadas, essa estimativa é construída com a adição de 10.000 pseudoausências que são ausências criadas pelo modelo

na área geográfica estudada, pois os dados de entrada são apenas registros de presença (MANEL; BUCKTON; ORMEROD, 2000). A área abaixo da curva ROC é conhecida como AUC “área under the curve” e serve como medida de avaliação dos modelos executados. Valores próximos de um indicam que o modelo apresentou alto desempenho e que está próximo do ideal, no entanto, valores próximos 0,5 indicam que o desempenho foi baixo e que a classificação está próxima de uma classificação aleatória (ALLOUCHE et al., 2006; ELITH et al., 2006).

Alguns autores criticam a técnica, principalmente pelo fato de que as pseudoausências são geradas pelo modelo o que pode incluir erros sistemáticos do próprio algoritmo, ocasionando erro em toda avaliação do programa (PEARSON et al., 2007).

1.5 Motivação

O trabalho foi conduzido com o intuito de preencher uma lacuna do conhecimento. Diversos projetos de conservação e programas de recuperação de área degradada enfrentam o mesmo problema de falta de informação em relação às espécies nativas. Dessa forma, as técnicas de modelagem preditiva de distribuição são capazes de fornecer informações acerca de preferências de habitat das espécies estudadas.

Utilizar espécies nativas em programas de recuperação apresenta uma série de vantagens que já foram comprovadas em estudo, por isso, é necessário produzir uma maior quantidade de informações acerca dessas espécies, permitindo o emprego das mesmas em ações conservacionistas.

1.6 Objetivos

No presente trabalho, objetivou-se aplicar técnicas de modelagem preditiva de distribuição para identificar regiões no estado de Minas Gerais, com alta probabilidade de ocorrência de vinte e três espécies pioneiras, dessa forma, permitindo indicar tais espécies para compor programas de recuperação de áreas perturbadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 1) configura-se no estado de Minas Gerais e abriga uma grande diversidade de biomas e fitofisionomias. O bioma Cerrado ocupa a porção centro-ocidental, representando 57% do território do estado, a Mata Atlântica ocupa 41%, localizando-se na porção oriental, restando, apenas, 2% para o bioma Caatinga que ocupa a porção norte (DRUMMOND et al., 2005; OLIVEIRA, 1999). Minas Gerais corresponde, aproximadamente, a 7% do território brasileiro, ocupando uma área total de 588.384 km² (FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO, 2007).

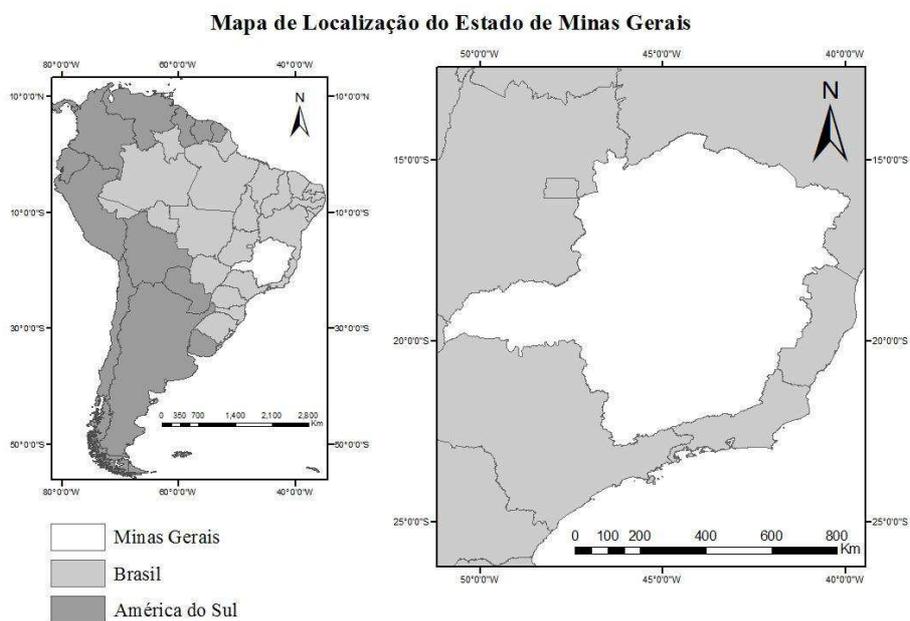


Figura 1 Mapa de localização da área de estudo, estado de Minas Gerais

O estado localiza-se na região sudeste entre os paralelos de latitude sul 14°13'58'' e 22°54'00'' e os meridianos 39°51'32'' e 51°02'35'' a oeste de Greenwich. Apresenta três grandes grupos climáticos tropical chuvoso, seco e temperado quente, que correspondem às classes climáticas de Köppen-Geiger Aw, Am, BSh, Cwa e Cwb (SÁ JUNIOR, 2009). É uma área de grande interesse para pesquisa, pois passa por uma elevada taxa de alteração do uso do solo, principalmente para fins econômicos, áreas anteriormente de vegetação natural têm sido substituída por áreas de mineração, agricultura e pecuária.

Segundo Brasil (2007), é o segundo estado brasileiro mais populoso, ultrapassando 19 milhões de habitantes. Apresenta, também, o terceiro produto interno bruto do país, que é movido, principalmente, pelo setor primário, destacando-se a agricultura e a pecuária (FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO, 2007).

A presença do minério de ferro em boa parte do território mineiro, aliada à disponibilidade energética representada pelas florestas nativas, favoreceu o crescimento das indústrias siderúrgicas, causando uma grande extinção de espécies e prejudicando, fortemente, a biodiversidade. Outro impacto na vegetação natural foi a introdução da cultura do café que também modificou a paisagem sem qualquer tipo de planejamento (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2003).

2.2 Inventário Florestal

O inventário florestal de Minas Gerais consiste no levantamento da flora nativa e de reflorestamento no estado, no período de 2004 a 2005. O método de amostragem utilizado é intitulado amostragem em dois estágios ou subamostragem. O primeiro estágio consiste nos fragmentos, enquanto o segundo estágio trata de parcelas ou subunidades lançadas nos fragmentos

(SCOLFORO, 2005; SCOLFORO; FIGUEIREDO FILHO, 1998; SCOLFORO; MELLO, 1997, 2006; SCOLFORO; THIERSCH, 2004). O ponto mais importante desse procedimento é concentrar a medição das parcelas nos locais selecionados que funcionaram como pontos de amostragem isso reduziu o tempo de caminharmento em relação ao tempo de medição.

A amostragem do inventario foi realizada em 315 fragmentos existentes em 40 sub-bacias hidrográficas existentes no estado. Em cada fragmento, foi feita uma amostragem sistemática intensiva com parcelas de 10x100 metros. Assim, foram inventariadas 4.000 parcelas, efetuando as seguintes operações: marcação de vértices da parcela com piquete de alta durabilidade; medições da circunferência a 1,30 m de altura do solo; medição da altura; coleta de material botânico para identificação das espécies em herbários, numeração e etiquetagem das plantas de cada parcela; contorno do fragmento que compõe a amostra ou sua fração, conforme marcado nas imagens de satélite tratadas do mapa resultante da ação anterior.

A localização real das parcelas foi feita no campo, através de aparelhos de GPS, cada fragmento selecionado foi realizado um caminharmento contornado a fragmento. Foram distribuídos, pelo menos, 10 blocos, com 10 parcelas contíguas de 10x100 metros em cada fragmento. O controle de medição foi realizado a cada 10 metros. No presente trabalho, a coordenada da parcela foi utilizada como ponto de ocorrência da espécie para a modelagem realizada com os algoritmos.

2.3 Espécies Observadas

A classificação de espécies arbóreas quanto ao seu estágio sucessional é bastante comum, uma das variáveis mais utilizadas é a exposição à luz. No entanto, existem outras classificações registradas na literatura (BAZZAZ, 1979;

BUDOWSKI, 1965; JARDIM; SOUZA; SILVA, 1996; LAMPRECHT, 1990; LEITÃO FILHO, 1993; SWAINE; WHITMORE, 1988). Plantas pioneiras podem ser nomeadas como plantas intolerantes à sombra, necessitando de clareiras como sítio de regeneração para alcançar o sucesso (HARTSHORN, 1978). Para a germinação de suas sementes e estabelecimento das plântulas, são necessárias altas intensidades luminosas e de temperaturas elevadas (WHITMORE, 1990, 1996). Essas espécies dividem-se em dois grupos, árvores e arbustos de ciclo de vida curto (<50 anos de idade) e as pioneiras de ciclo de vida longo (> 50 anos) denominadas por alguns autores como grandes pioneiras (MARTÍNEZ-RAMOS, 1985; SWAINE; WHITMORE, 1988).

Tabela 1 Lista de espécie pioneiras abordadas no estudo

Nome Científico	Número de registros de Ocorrência
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vog) Yakovlev	527
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	531
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	683
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	426
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf	865
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	433
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth	591
<i>Eugenia dysenterica</i> DC	818
<i>Eugenia florida</i> DC	313
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	685
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltldl.	631
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	270
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	673

“Tabela 1, conclusão”

Nome Científico	Número de registros de Ocorrência
<i>Myrsine umbellata</i> Mart	379
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	448
<i>Plathymeniareticulata</i> Benth.	590
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	943
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	589
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	877
<i>Roupala montana</i> Aubl.	630
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	313
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	539
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J. D. Mitch.	433

2.4 Variáveis Ambientais

A seleção de variáveis ambientais para a construção dos modelos foi realizada com base em uma revisão literária a respeito do assunto. Os bancos de dados mais utilizados por pesquisadores em trabalhos recentes de grande relevância foram avaliados e, em seguida, foi selecionado um conjunto de variáveis de forma empírica que obtivesse maior influência sobre as espécies estudadas (KUMAR; STOHLGREN, 2009; PETERSON; NAKAZAWA, 2008; SORIA-AUZA et al., 2010).

O uso de variáveis correlacionadas diminui a qualidade da predição realizada (GUISAN; THUILLER, 2005). Dessa forma, foi realizada uma análise de correlação, por meio de uma ferramenta chamada EMNTools versão 1.4.3 (WARREN; GLOR; TURELLI, 2008), restando, apenas, dezessete camadas ambientais. Especificamente divididas em seis variáveis bioclimáticas, três

variáveis referentes a componentes da vegetação, seis variáveis descritivas de solo e duas variáveis topográficas.

As variáveis estavam em diferentes escalas, assim, os pixels foram reamostrados para o tamanho de 270 metros, escala utilizada para a produção das variáveis referentes ao Zoneamento Ecológico Econômico, realizado pela Universidade Federal de Lavras. Projeto este que também utilizou dados do inventário florestal de Minas Gerais para construir algumas variáveis.

As variáveis bioclimáticas têm origem no banco de dados Worldclim possui uma resolução aproximada de 1 km², no entanto, foi reamostrada para 270 metros. As escolhidas foram variação diurna de temperatura (bio2), Isotermalidade (bio3), Sazonalidades da Temperatura (bio4), Precipitação do mês mais seco (bio14) e Sazonalidade da Precipitação (coeficiente de variação) (bio15). Essas camadas são elaboradas, por meio de uma interpolação de temperatura e pluviosidade obtidas por estações meteorológicas no período de 1950 e 2000 (HIJMANS et al., 2005).

A evapotranspiração real é uma média anual da quantidade de água removida do solo, durante os processos de transpiração e evaporação. Essa variável depende da quantidade de energia disponível na atmosfera, das características da vegetação, quantidade de água disponível do solo e propriedades hidrológicas do solo. Essa variável foi extraída do projeto CGIAR-CSI (Consortium for Spatial Information) que tem produzido diversos dados climáticos. A evapotranspiração real é obtida através de dados do Worldclim e Global-Pet em um subprojeto intitulado Global High-Resolution Soil-Water Balance e reamostrada na resolução de 270 metros (TRABUCCO; ZOMER, 2010).

O índice de vegetação NDVI foi extraído de imagens de satélite derivadas do sensor AVHRR – Advanced Very High Resolution Radiometer na resolução espacial de 1 km² em seguida reamostrado para 270 metros. Foram

selecionadas quatro imagens correspondentes às estações do ano, a fim de representar o comportamento da vegetação ao longo do ano. Essas imagens foram extraídas do ano de 2007, no qual também foram elaboradas algumas das variáveis ambientais que serão utilizadas no trabalho. Segundo Meneses et al. (2012), o NDVI é um bom indicador de biomassa da vegetação o que auxilia os modelos a identificarem a relação entre as espécies e a densidade de vegetação.

As variáveis topográficas foram extraídas da base de dados da SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission). Foram elaboradas duas variáveis, altitude e inclinação do terreno, ambas com resolução espacial de 1 km inicialmente e, em seguida, reamostradas para 270 metros.

O Zoneamento ecológico econômico realizado pela Universidade Federal de Lavras foi um importante banco de dados para a condução do trabalho. As variáveis utilizadas desse projeto foram o Grau de Conservação da Flora que conceitualmente é o total de vegetação nativa ainda existente dentro da célula. A Heterogeneidade Espacial de Fitofisionomias é um indicador calculado com base nas informações de distribuição das fitofisionomias vegetacionais do estado de Minas Gerais. Em cada célula estudada é calculado o número de fitofisionomias diferentes (SCOLFORO et al., 2008).

As variáveis de componente do solo utilizadas foram o mapa de teor de matéria orgânica no solo que foi elaborado, a partir de informações referentes ao Mapa de Solos de Minas Gerais (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS - CETEC, 2008). Através desse mapa foram extraídas informações do horizonte superficial de cada unidade de mapeamento. Unidades com horizonte “A fraco” foram classificadas como tendo baixo teor de matéria orgânica. Áreas com médio teor de matéria orgânica foram aquelas que tinham horizonte “A moderado”. Todos os horizontes superficiais restantes foram classificados como tendo alto teor de matéria orgânica. A textura do solo também foi utilizada na modelagem e foi extraída do Mapa de Solos de Minas

Gerais, considerando a presença de cascalho uma determinante para o comportamento do solo. A textura média conceitua-se por um solo argiloso com médios níveis de cascalho. Um solo com altos níveis de cascalho e argila é classificado com textura grosseira. O mapa pedológico simplificado mostra, apenas, o principal componente de cada unidade de mapeamento e no segundo nível categórico mais alto (subordem), desconsiderando informações taxonômicas, também foi incluído na modelagem (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006).

A variável utilizada para representar o risco de erosão foi a erodibilidade, elaborada por meio de dados extraídos de mapas auxiliares de teor de matéria orgânica no solo, pedológico simplificado e textura do solo. Um latossolo com textura fina e teor médio de matéria orgânica possui erodibilidade muito baixa. O mapa de ocorrências minerais por unidade litológica foi elaborado através do banco de dados do Serviço Geológico Brasileiro (CPRM) e de outras intuições foi umas das camadas presentes na modelagem. O estado de Minas Gerais possui uma grande base dados com ocorrências minerais registradas cartograficamente de forma pontual. Assim, cruzando as informações minerais com os mapas litológicos, é possível determinar as unidades litológicas com maiores ocorrências minerais de interesse econômico.

As informações referentes à água subterrânea tiveram seu processamento referenciado espacialmente às Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH). A disponibilidade de água subterrânea foi calculada com base na quantidade máxima de água explorada, ou seja, quantidade máxima de água que pode ser explorada do aquífero sem gerar prejuízos ao manancial. Variável importante na distribuição das espécies e que também foi utilizada.

2.5 Métodos de Predição

As metodologias utilizadas para prever a distribuição de uma espécie são variadas a partir de técnicas simples às mais complexas. O primeiro passo seria diferenciar modelos que requerem dados de presença e ausência a modelos que requerem apenas dados de presença. Algumas técnicas derivam da estatística clássica como regressão logística (PEARCE; FERRIER, 2000; STEPHENSON et al., 2006), modelos lineares gerais (“General Linear Models” – GLM) (BROTONS et al., 2004; GUIBAN; EDWARDS; HASTIE, 2002; THUILLER, 2003) e de sua extensão mais complexa os modelos aditivos generalizados (Generalized additive models – GAM) (GUIBAN; EDWARDS; HASTIE, 2002; LEATHWICK; ELITH; HASTIE, 2006; LEHMANN; OVERTON; LEATHWICK, 2002). Esses tipos de modelos requerem dados de presença e ausência.

No presente trabalho, a modelagem preditiva de distribuição foi realizada com apenas dois algoritmos que relacionaram os registros de ocorrência com as características ambientais da área de estudo. O primeiro algoritmo que utiliza o método chamado de máxima entropia foi o Maxent (“Maximum Entropy”) (PHILLIPS et al., 2006). A segunda técnica é chamada de algoritmos genéticos Garp (“Genetic Algorithm for Rule-set Production”) (STOCKWELL; PETERS, 1999).

Dentre os algoritmos que utilizam apenas dados de presença está o Maxent (Máxima Entropia) que é considerado uma dos mais complexos e muito recomendado pela literatura especializada (PEARSON et al., 2007; RAXWORTHY et al., 2003; THORN et al., 2009). É um método que realiza previsões ou inferências, a partir de informações incompletas. O maxent é implementado no software Maxent version 3.3.3k e estima a distribuição de probabilidade mais próxima à distribuição uniforme sobre restrições das

condições ambientais, tais condições estejam de acordo com os valores empíricos observados nos registros de ocorrência das espécies.

Os parâmetros utilizados foram os padrões da versão 3.3.3k, com exceção do limite de corte em que foi utilizada a mínima presença de treino e replicado em dez vezes. Os mapas analisados para a discussão dos resultados foram as médias obtidas pelas replicações.

O algoritmo Garp é implementado no software Openmodeller desktop 1.1.0. O método é chamado Garp (single run) Desktop Garp Implementation criado por Stockwell, D. R. B. e modificado por Ricardo Scachetti Pereira é um algoritmo genético que produz modelos de nicho ecológico. Esses modelos descrevem regiões geográficas que, em tese, as espécies seriam capazes de sobreviver e manter suas populações. Os dados de entradas são registros de ocorrência das espécies e camadas geográficas que descrevem características ambientais limitantes a sobrevivência da espécie. Foram utilizados parâmetros padrões do programa para realizar a modelagem com as espécies escolhidas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A falta de informação sobre espécies nativas brasileiras tem sido o principal motivo da ausência dessas espécies em programas de reflorestamento e recuperação de áreas perturbadas destinadas à preservação ambiental. Conhecer os padrões de distribuição de espécies nativas é o primeiro passo para subsidiar ações conservacionistas em regiões que vêm sofrendo explorações e devastações. Os algoritmos Maxent e Garp produziram mapas de distribuição preditiva para as vinte e três espécies pioneiras estudadas.

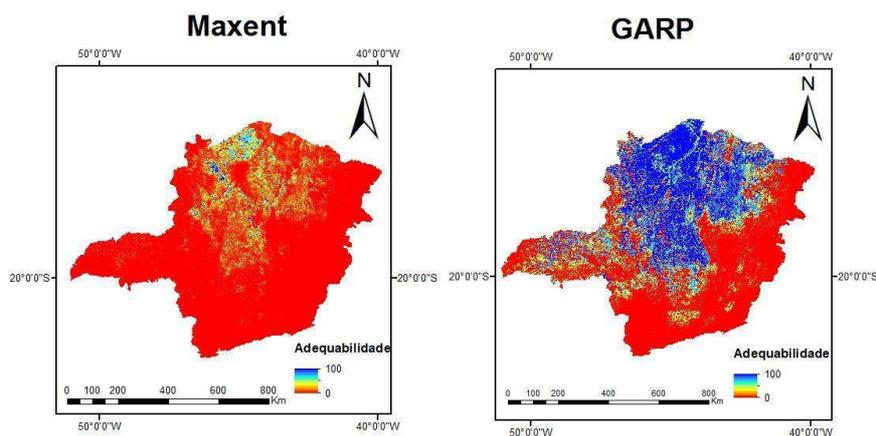


Figura 2 Mapas de distribuição pontencial da espécie *Acosmium dasycarpum* (Vog) Yakovlev

A espécie *Acosmium dasycarpum* tem alto potencial de colonização no bioma cerrado, destacando a região noroeste de Minas Gerais. Segundo Lorenzi (1998), a espécie tem ampla distribuição no território nacional, mas é exclusiva de cerrados stricto sensu e cerradões.

O desempenho de ambos os modelos foram avaliados como excelente. Maxent e Garp apresentaram valores de AUC de 0.963 e 0.9, respectivamente. O software Maxent 3.3.3k produz uma análise de jackknife com as camadas ambientais presentes na modelagem. Para a espécie *Acosmium dasycarpum* (Vog) Yakovlev a variável ocorrência mineral apresentou o maior ganho, quando usada isoladamente. Esse resultado indica que a variável apresenta informações mais úteis para explicar o padrão de distribuição da espécie. As variáveis variação diurna de temperatura e evapotranspiração real vêm em segundo e terceiro como camadas mais informativas. A ocorrência mineral também parece ter mais informação que não está presente em outras variáveis, pois quando é omitida diminui o ganho fortemente.

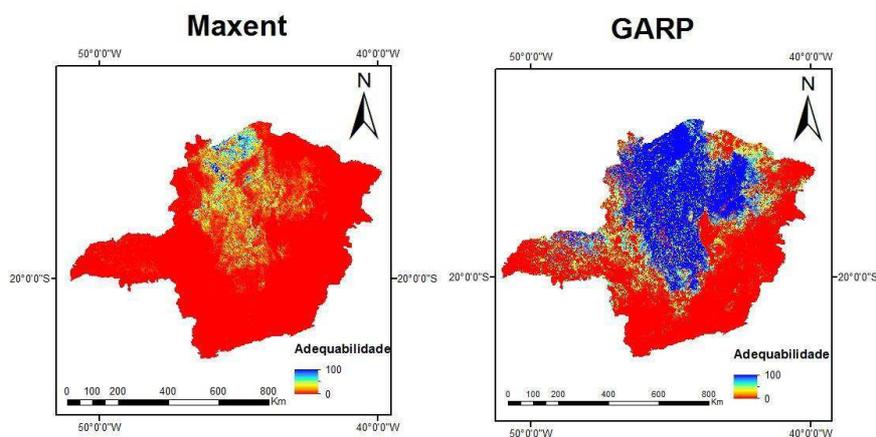


Figura 3 Mapa de distribuição potencial da espécie *Qualea parviflora* Mart

A espécie *Qualea parviflora* Mart. apresenta alta probabilidade de ocupação no cerrado mineiro como pode ser observado na figura 3. Possui hábito arbóreo decíduo, podendo atingir alturas de 6 a 15 metros (OLIVEIRA; PAULA, 2001). Pertencente à família Vochysiacea e a espécie apresenta alta

densidade em formações de cerrado, em razão da capacidade de acumular alumínio em seus tecidos, elemento presente em grande quantidade nos solos do cerrado (BARREIRA et al., 2002; HARIDASAN, 1982). Segundo Silva Júnior (2005) apresenta uma distribuição na região Centro-Oeste, principalmente, nos estados do Tocantins, Piauí, Bahia, Minas Gerais e São Paulo (SILVA JÚNIOR, 2005). Ambos os modelos tiveram bom desempenho, o maxent obteve o valor de AUC em 0,952, enquanto Garp obteve 0,88. As variáveis ambientais mais importantes para espécies avaliadas pela análise jackknife foram a ocorrência mineral e a variação diurna da temperatura, o que corrobora com as características da espécie descrita na literatura

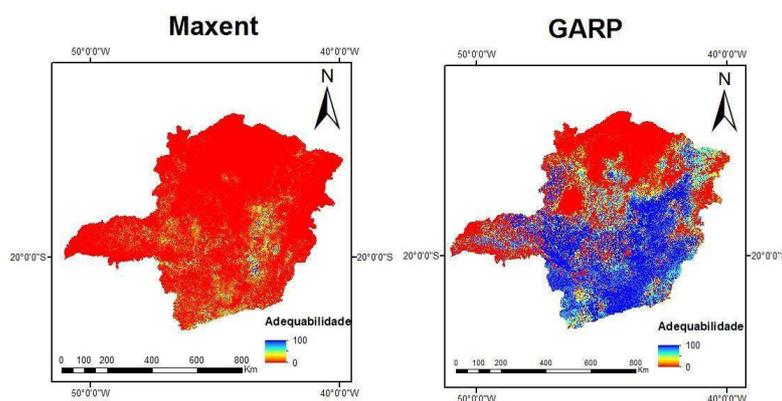


Figura 4 Mapa de distribuição potencial da espécie *Tapirira obtusa* (Benth.) J. D. Mitch

A *Tapirira obtusa* (Benth.) J. D. Mitch. Conhecida, popularmente, como fruto- de- pombo pertence à família Anacardiaceae. Amplamente distribuída no território nacional recorrente nos biomas Cerrado, Cerradão, Mata Atlântica, Floresta Ombrófila Amazônica. Segundo Lorenzi (1992) a espécie está relacionada a solos de alta drenagem e, ou, baixa fertilidade química. É uma

árvore que pode atingir até 12 metros de altura, bastante utilizada em arborização urbana e em programas de recuperação de áreas degradadas, pode ser utilizada também na construção civil, uso de lenha, construção de pequenos barcos, além de produzir frutos muito apreciados por espécies de aves (LORENZI, 2002).

O potencial de distribuição da espécie é representado na figura 4. A ocorrência é percebida nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, principalmente na região sul onde apresenta maior densidade de registros. O algoritmo Garp apresentou 0,89 de valor de AUC, já o Maxent chegou a 0,965. Pela análise Jackknife é possível observar que a variável de maior importância para distribuição da espécie é a ocorrência mineral seguida do NDVI. Esse resultado demonstra que a densidade da vegetação influencia a distribuição da espécie, além disso, a qualidade do solo como já evidenciado na literatura é o fator mais importante para o sucesso da espécie.

Os modelos gerados para cada espécie em ambos os algoritmos foram avaliados pela curva ROC. Todos os modelos apresentaram uma boa acurácia que é indicada por valores referentes à área abaixo da curva (AUC). Nessa técnica, modelo com bom desempenho apresentam valores de AUC próximos de um, dessa forma, todos os modelos apresentaram valores acima de 0,8. Segundo Elith et al. (2006), valores acima de 0,75 são consideráveis bons indicadores de desempenho. Comparando a acurácia de ambos os algoritmos, percebe-se que o Maxent obteve um desempenho ligeiramente melhor que o Garp, pois em média apresentou maiores valores de AUC. Trabalhos recentes confirmam que na maioria dos casos o Maxent apresenta de fato um desempenho melhor que o Garp (ELITH et al., 2006; PHILLIPS et al., 2004, 2006). No entanto, Araújo e New (2007) sugerem que os dois modelos podem ser usados simultaneamente para melhor descrever a distribuição das espécies em estudo.

As espécies abordadas, no presente trabalho, apresentam distribuição bastante semelhante ao descrito na literatura. Os mapas apresentaram extensas regiões com alta potencialidade de colonização. O que pode servir de subsídio para elaboração de ações conservacionistas, visto que os remanescentes de vegetação nativa, estado de Minas Gerais, sofrem grandes pressões pela agropecuária e a expansão urbana. Esses processos resultaram em extensas áreas perturbadas que deveriam ser utilizadas para conservação. À medida que políticas públicas surgem para recuperar algumas dessas áreas a modelagem preditiva aparece como importante ferramenta para orientar pesquisadores que desejam recuperar áreas com a vegetação original daquele determinado lugar.

Ainda é preciso identificar fatores ecológicos que interferem na distribuição e no sucesso dessas espécies. Trabalhos de campos, como inventários florestais mais finos são base para produzir conhecimento sobre a interação e distribuição da vegetação, diminuindo, assim, a margem de erro em programas de recuperação e recomposição de flora. Esse estudo demonstra que modelagem preditiva de distribuição é uma ferramenta complementar que, aliada ao trabalho de campo e ao conhecimento sobre a ecologia, permite identificar um conjunto de espécies ideal para cada área destinada à conservação.

4 CONCLUSÃO

O conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies nativas brasileiras mostrou ser de grande importância para auxiliar programas de recuperação de áreas perturbadas. Os recursos computacionais juntamente com dados extraídos em campo permitiram que fossem identificadas áreas com alta probabilidade de ocorrência das espécies.

A modelagem realizada em ambos os modelos apresentou bons desempenhos e os mapas produzidos corroboraram com o que já havia sido descrito na literatura. O que garante confiabilidade nas informações produzidas. O método de jackknife ainda permitiu que fossem identificadas as variáveis que mais influenciaram a distribuição das espécies.

Essas informações podem ser utilizadas para elaborar um conjunto de espécies que serão utilizadas para recompor determinada área degradada. Apesar da eficiência dos modelos terem sido comprovadas em vários trabalhos é importante sempre contar com a interpretação de um especialista para avaliar a veracidade dos resultados. As previsões feitas pelos modelos são ferramentas para auxiliar e aumentar a qualidade de trabalhos relacionados a estudos ecológicos.

A modelagem de distribuição potencial é apenas um instrumento de auxílio utilizado em estudos ecológicos, ainda precisa evoluir em alguns aspectos. No caso das variáveis ambientais, à medida que houver um aumento da qualidade dos dados, certamente haverá um resultado final melhor. As validações dos modelos por métodos estáticos também apresentam limitações. Tratando-se de dados de ocorrência da espécie, os mesmos podem apresentar erros de registros ou taxonômico o que afetam toda a qualidade do estudo. Por isso, existe uma necessidade de realizar inventários mais densos, com

informação mais detalhada da vegetação para garantir o sucesso de estratégias conservacionistas.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, S. G. de. Caatinga vegetation dynamics under various grazing intensities by steers in the semi-arid northeast, Brazil. **Journal of Range Management**, Tucson, v. 52, n. 3, p. 241-248, May 1999.

ALLOUCHE, O. et al. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (tss). **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, Dec. 2006.

ANDERSON, R. P. et al. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, Towson, v. 162, n. 3, p. 211-232, Apr. 2003.

ANDRADE, L. A. Duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do cariri, estado da Paraíba. **Cerne**, Lavras, v. 11, n. 3, p. 253-262, jul./set. 2005.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 22, n. 1, p. 42-47, Sept. 2007.

BAILLIE, J. E. M.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S. **Iucn red list of threatened species: a global species assessment**. Cambridge: IUCN, 2004. 217 p.

BARBOSA, L. M. Ensaio para estabelecimento de modelos para recuperação de áreas degradadas de matas ciliares, Mogi-Guaçu, SP: nota prévia. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 269-283.

BARREIRA, S. et al. Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado sensu stricto para fins de manejo florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 64-78, 2002.

BAZZAZ, F. A. The physiological ecology of plant succession. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 10, p. 351-371, 1979.

BOURGERON, P. S. Spatial aspects of vegetation structure. In: GOLLEY, F. B. (Ed.). **Ecosystems of the world 14a: tropical rain forest ecosystems, structure and function**. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 29-47.

BRASIL. **Resolução nº 303**, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente. Brasília, 2002a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>. Acesso em: 7 set. 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília, 2002b. 404 p.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Contagem populacional 2007**. Brasília, 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/contagem.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2014.

BRAUN BLANQUET, J. **Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales**. 3. ed. Madrid: H. Blume, 1979. 820 p.

BROTONS, L. et al. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. **Ecography**, Copenhagen, v. 27, n. 4, p. 437-448, Aug. 2004.

BROWN, J. H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago, 1995. 284 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San José, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

BUDOWSKI, G. N. Los bosques de los trópicos húmedos de América. **Turrialba**, San José, v. 16, n. 3, p. 278-285, 1966.

CHAVES, A. D. C. G. et al. A importância dos levantamentos fitossociológicos para a conservação e preservação das florestas. **Revista ACSA**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 42-48, 2013.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.

DUTRA, G. C.; CARVALHO, L. M. T. de. Modelos de distribuição geográfica de amaioua guianensis aubl. em Minas Gerais, Brasil. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, p. 47-55, out. 2008. Edição especial.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, Copenhagen, v. 29, n. 2, p. 129-151, Apr. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FOWLER, F. J. **Survey research methods**. 2nd ed. Beverly Hills: Casage, 1988. 184 p.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Belo Horizonte, 2003. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/>>. Acesso em: 17 jan. 2012.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Mapa de solos de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2008. 45 p.

FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. **Produto interno bruto de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <<http://www.fjp.gov.br/>>. Acesso em: 20 maio 2012.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 753-767, nov. 1995.

GUISAN, A.; EDWARDS, T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, Towson, v. 157, n. 3, p. 89-100, Nov. 2002.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 8, p. 993-1009, Sept. 2005.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, Towson, v. 135, n. 3, p. 147-186, Dec. 2000.

HARIDASAN, M. Aluminum accumulation by some cerrado vegetation native species of central Brazil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 65, p. 265-273, 1982.

HARTSHORN, G. S. Treefalls and tropical forest dynamics. In: TOMLINSON, P. B.; ZIMMERMANN, M. H. (Ed.). **Tropical trees as living systems**. Cambridge: Cambridge University, 1978. p. 617-638.

HEYWOOD, V. H. **Taxonomia vegetal**. São Paulo: Nacional, 1970. 108 p.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, Chichester, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, Dec. 2005.

JARDIM, F. C. S.; SOUZA, A. L.; SILVA, A. F. Dinâmica da vegetação arbórea com dap maior ou igual a 5,0 cm: comparação entre grupos funcionais e ecofisiológicos na estação experimental de silvicultura tropical do INPA, Manaus, AM. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 20, n. 3, p. 267-278, maio/jun. 1996.

JIMENEZ-VALVERDE, A. et al. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. **Diversity and Distribution**, New York, v. 14, n. 6, p. 885-890, Nov. 2008.

JOLY, C. A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 51, n. 5/6, p. 331-348, 1999.

KUMAR, S.; STOHLGREN, T. J. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. **Journal of Ecology and Natural Environment**, Maryland, v. 1, n. 4, p. 94-98, July 2009.

KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 26, n. 10, p. 564-571, Oct. 2009.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: Universidade de Göttingen, 1990. 343 p.

LEATHWICK, J. R.; ELITH, J.; HASTIE, T. Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. **Ecological Modelling**, Towson, v. 199, n. 2, p. 188-196, Nov. 2006.

LEHMANN, A.; OVERTON, J. M.; LEATHWICK, J. R. Grasp: generalized regression analysis and spatial prediction. **Ecological Modelling**, Towson, v. 157, n. 2, p. 189-207, Feb. 2002.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP; UNICAMP, 1993. 184 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. São Paulo: Plantarum, 1992. v. 1, 384 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1998. v. 2, 352 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivos de plantas arbóreas do Brasil. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2002. 368 p.

MANEL, S.; BUCKTON, S. T.; ORMEROD, S. J. Problems and possibilities in large-scale surveys: the effects of land use on the habitats, invertebrates and birds of himalayan rivers. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 37, n. 5, p. 756-770, Oct. 2000.

MARCO JUNIOR, P. de; SIQUEIRA, M. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, São Paulo, v. 5, n. 1/2, p. 65-76, dez. 2009.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifólias. In: GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, S. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México**. México: Alhambra Mexicana, 1985. p. 191-239.

MELLINGER, M. V.; MCNAUGHTON, S. J. Structure and function of successional vascular plant communities in central New York. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 45, p. 161-182, 1975.

MENESES, P. R. et al. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UnB, 2012. 266 p.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Agricultura sustentável no semi-árido nordestino. In: OLIVEIRA, T. S. et al. (Ed.). **Agricultura, sustentabilidade e o semi-árido**. Fortaleza: SBCS, 2000. p. 20-46.

MITTERMEIER, R. A.; KINZEY, W. G.; MAST, R. B. Neotropical primate conservation. **Journal of Human Evolution**, London, v. 18, p. 597-610, 1989.

MUÑOZ, M. E. S.; GIOVANNI, R. Openmodeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. **Geoinformatica**, Boston, n. 15, p. 111-135, Aug. 2009.

ODUM, H. T. **Systems ecology**. New York: J. Wiley, 1983. 644 p.

OLIVEIRA, D. P. R. **Planejamento estratégicos-conceitos metodologia e práticas**. São Paulo: Atlas, 1999. 303 p.

OLIVEIRA, P. E. A. M.; PAULA, F. R. Fenologia e biologia reprodutiva de plantas de mata de galeria. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSASILVA, J. C. (Eds). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: EMBRAPA-Cerrados, 2001. p. 301-332.

OLIVEIRA, R. R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

OLIVEIRA FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídio para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne**, Lavras, v. 1, n. p. 64-72, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil central durante o quaternário tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: USP; FAPESP, 2001. p. 73-89.

PEARCE, J.; FERRIER, S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecological Modelling**, Towson, v. 133, n. 3, p. 225-245, Sept. 2000.

PEARSON, R. G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in madagascar. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 1, p. 102-117, Jan. 2007.

PETERSON, A. T. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics**, Lawrence, v. 3, n. 1, p. 59-72, Sept. 2006.

PETERSON, A. T.; NAKAZAWA, Y. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, n. 1, p. 135-144, Jan. 2008.

PHILLIPS, S. J. et al. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MACHINE LEARNING, 21., 2004, New York. **Proceedings...** New York: ACM, 2004. p. 472-486.

PHILLIPS, S. J. et al. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, Towson, v. 190, n. 3/4, p. 231-259, Jan. 2006.

PINTO, L. P. S.; RYLANDS, A. B. Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. **Folia Primatologica**, Basel, v. 68, n. 3/5, p. 167-180, Sept. 1997.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: UFPE, 2003. p. 3-73.

RAXWORTHY, C. J. et al. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. **Nature**, London, v. 426, n. 1, p. 837-841, Nov. 2003.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação de monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: UFV, 1998. p. 203-215.

SÁ JUNIOR, A. **Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento de Minas Gerais**. 2009. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria florestal**: parte I, modelos de regressão linear e não-linear: parte II, modelos para relação hipsométrica, volume, afilamento e peso de matéria seca. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 352 p. (Textos Acadêmicos).

SCOLFORO, J. R. S. et al. Volumetria, peso de matéria seca e carbono. In: SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. de; OLIVEIRA, A. D. (Ed.). **Florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal**. Lavras: UFLA, 2008. p. 361-439.

SCOLFORO, J. R. S.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Mensuração florestal 2**: volumetria. Lavras: ESAL/FAEPE, 1993. 126 p.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 310 p.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2006. 561 p.

SCOLFORO, J. R. S.; THIERSCH, C. R. **Biometria florestal**: medição, volumetria e gravimetria. Lavras: UFLA/FAEPE, 2004. 285 p.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 árvores do cerrado**: guia prático de campo. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2005. 360 p.

SORIA-AUZA, R. W. et al. Impact of the quality of climate models for modelling species occurrences in countries with poor climatic documentation: a case study from Bolivia. **Ecological Modelling**, Towson, v. 221, p. 1221-1229, 2010.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Portal SOS Mata Atlântica**. São Paulo, 2011.
Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>> Acesso em: 20 mar. 2012.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS.
Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados ao domínio da mata atlântica. São Paulo, 1993. 45 p.

STEPHENSON, C. M. et al. Modelling establishment probabilities of an exotic plant, rhododendron ponticum, invading a heterogeneous, woodland landscape using logistic regression with spatial autocorrelation. **Ecological Modelling**, Towson, v. 193, n. 3/4, p. 747-758, Mar. 2006.

STOCKWELL, D. R. B.; NOBLE, R. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of analysis. **Mathematics and Computers in Simulation**, Amsterdam, v. 33, n. 5/6, p. 385-390, Apr. 1992.

STOCKWELL, D. R. B.; PETERS, D. P. The garp modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Systems**, London, v. 13, n. 2, p. 143-158, Sept. 1999.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, Knivsta, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na Floresta Atlântica de encosta no Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 217-223, ago. 1999.

THORN, J. S. et al. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for asian slow lorises (primates: nycticebus). **Diversity and Distributions**, London, v. 15, n. 2, p. 289-298, Mar. 2009.

THUILLER, W. Biomod: optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, n. 10, p. 1353-1362, Oct. 2003.

TRABUCCO, A.; ZOMER, R. J. **Global soil water balance geospatial database**. Disponível em: <<http://www.cgiar-csi.org>>. Acesso em: 10 nov. 2010.

VARJABEDIAN, R. Lei da mata atlântica: retrocesso ambiental. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2011.

VILELA, D. et al. Comparação entre o sistema de pastejo em coast-cross (*Cynodon dactylon*, L.) e o sistema de confinamento para vacas de leite. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 30., 1993, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBZ, 1993. 1 CD-ROM.

WARREN, D. L.; GLOR, R. E.; TURELLI, M. Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. **Evolution**, Lancaster, v. 62, n. 11, p. 2868-2883, July 2008.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rainforests**. London: Blackwell, 1990. 296 p.

WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M. D. (Ed.). **The ecology of tropical forest seedlings**. Paris: UNESCO; Parthenon, 1996. p. 3-39.

ANEXOS

ANEXO A – Avaliação dos modelos Maxent e Garp

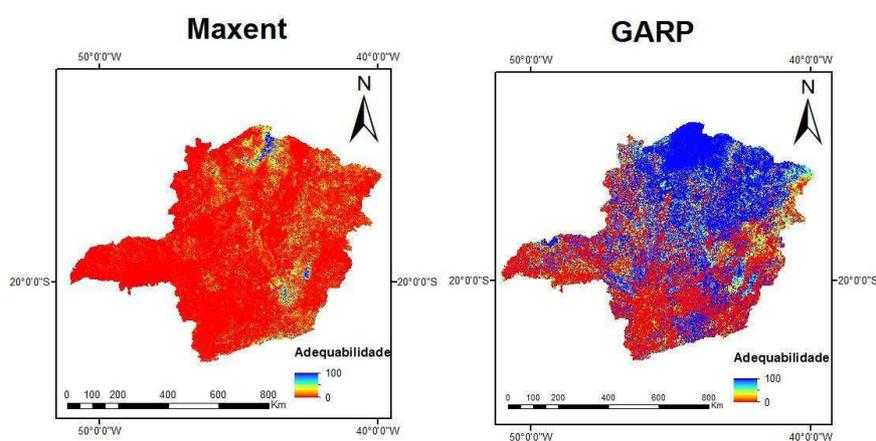


Figura 1 Mapa de distribuição potencial da espécie *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan

Tabela 1 Avaliação dos modelos da espécie *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan

Algoritmo	AUC
Maxent	0,941
Garp	0,83

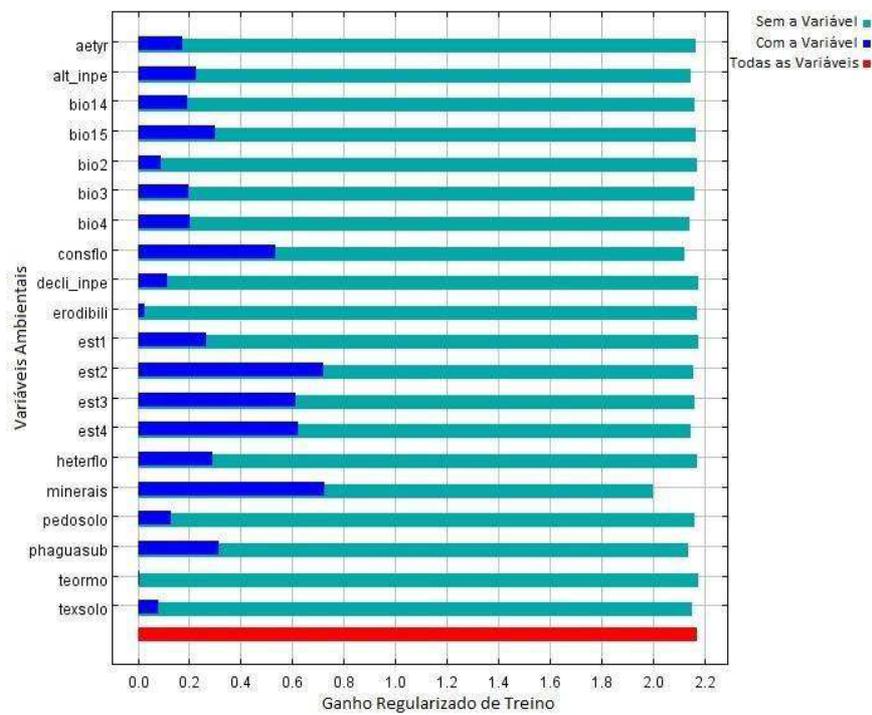


Figura 2 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan

Tabela 2 Significado das abreviações das variáveis

Abreviações	Variável Ambiental
Aetyr	Evapotranspiração real anual
Alt_inpe	Altitude
Bio14	Precipitação do mês mais seco
Bio15	Sazonalidade da Precipitação
Bio2	variação diurna de temperatura
Bio3	Isotermalidade
Bio4	Sazonalidades da Temperatura
Consflo	Grau de Conservação da Flora
Decli_inpe	Declividade
Erodibili	Erodibilidade
Est1	NDVI do mês de Janeiro
Est2	NDVI do mês de Março
Est3	NDVI do mês de Junho
Est4	NDVI do mês de Setembro
Heterflo	Grau de Heterogeneidade da Flora
Minerais	Ocorrência Mineral
Pedosolo	Mapa Pedológico Simplificado
Phaguasub	PH da Água Subterrânea
Teormo	Teor de Matéria Orgânica no Solo
Texsolo	Textura do Solo

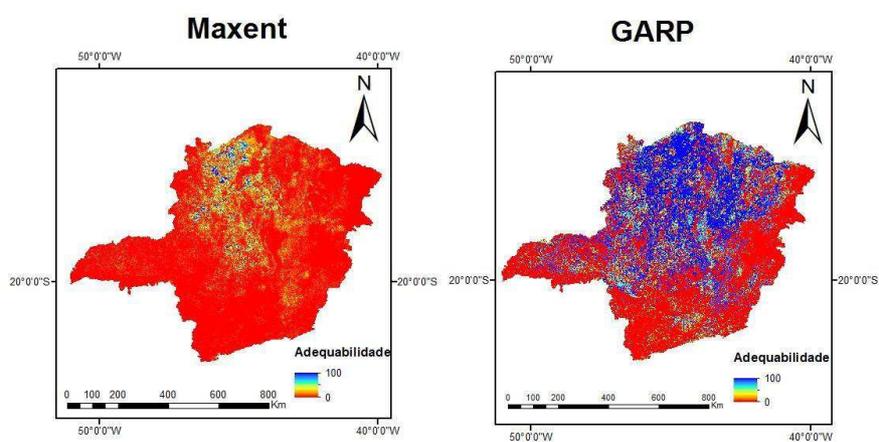


Figura 3 Mapa de distribuição potencial da espécie *Bowdichia virgilioides* Kunth

Tabela 3 Avaliação dos modelos da espécie *Bowdichia virgilioides* Kunth

Algoritmo	AUC
Maxent	0,945
Garp	0,88

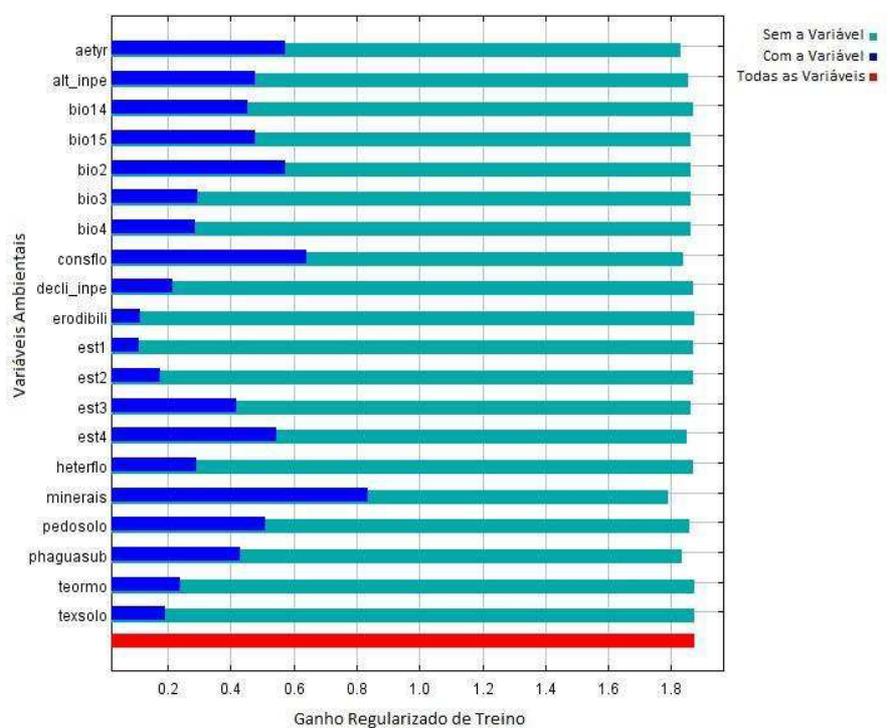


Figura 4 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Bowdichia virgilioides* Kunth

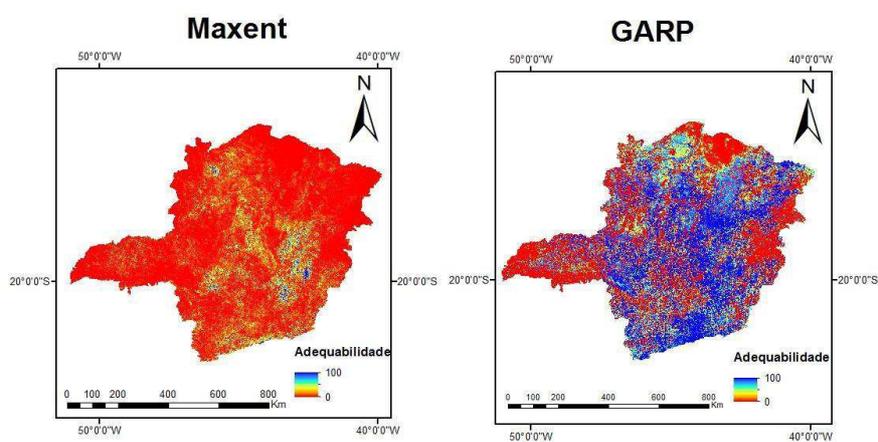


Figura 5 Mapa de distribuição potencial da espécie *Casearia sylvestris* Swartz

Tabela 4 Avaliação dos modelos da espécie *Casearia sylvestris* Swartz

Algoritmo	AUC
Maxent	0,937
Garp	0,85

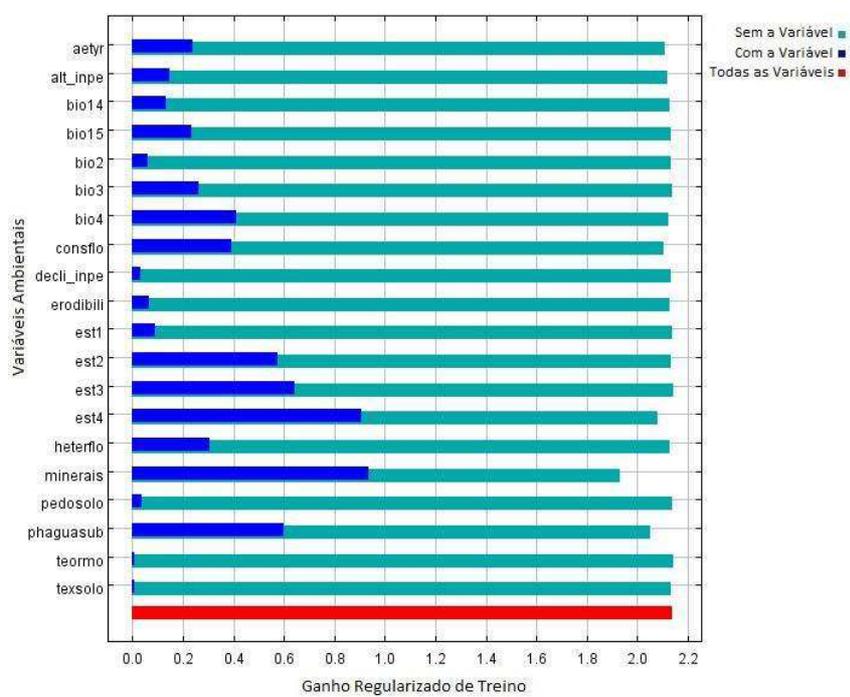


Figura 6 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Casearia sylvestris* Swartz

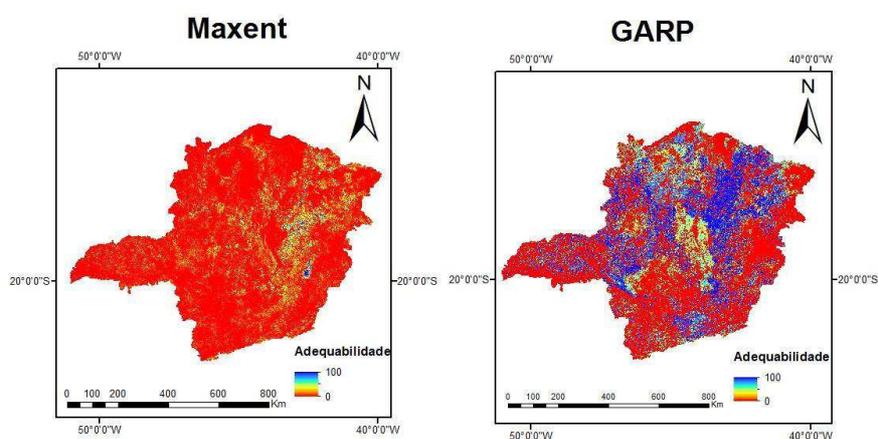


Figura 7 Mapa de distribuição potencial da espécie *Copaifera langsdorffii* Desf

Tabela 5 Avaliação dos modelos da espécie *Copaifera langsdorffii* Desf

Algoritmo	AUC
Maxent	0,965
Garp	0,87

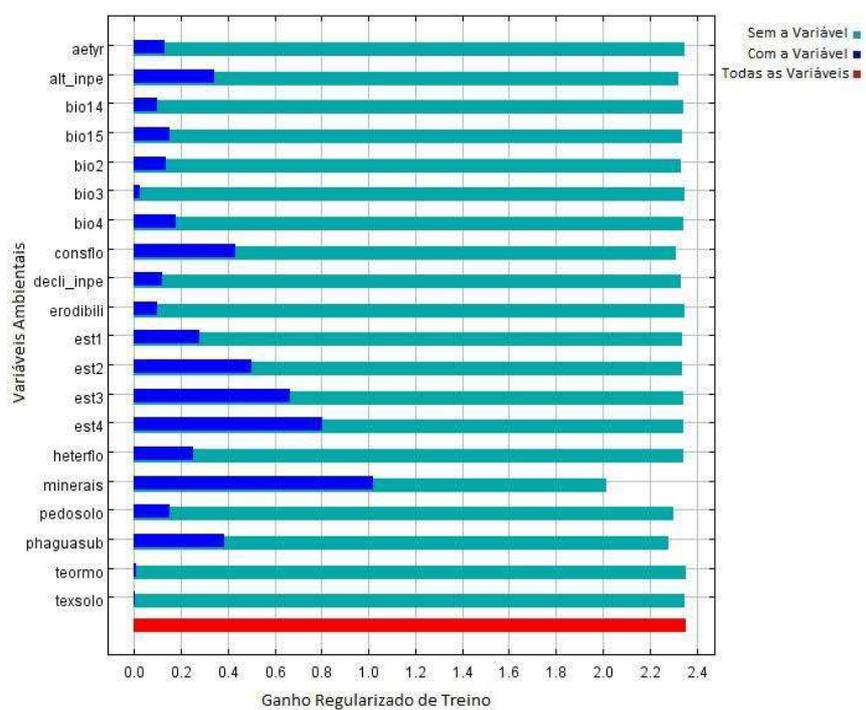


Figura 8 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Copaifera langsdorffii* Desf

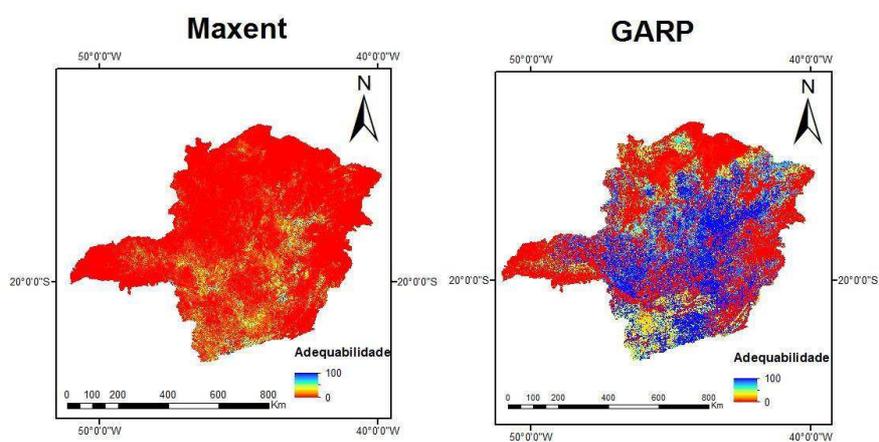


Figura 9 Mapa de distribuição potencial da espécie *Cupania vernalis* Cambess

Tabela 6 Avaliação dos modelos da espécie *Cupania vernalis* Cambess

Algoritmo	AUC
Maxent	0,966
Garp	0,9

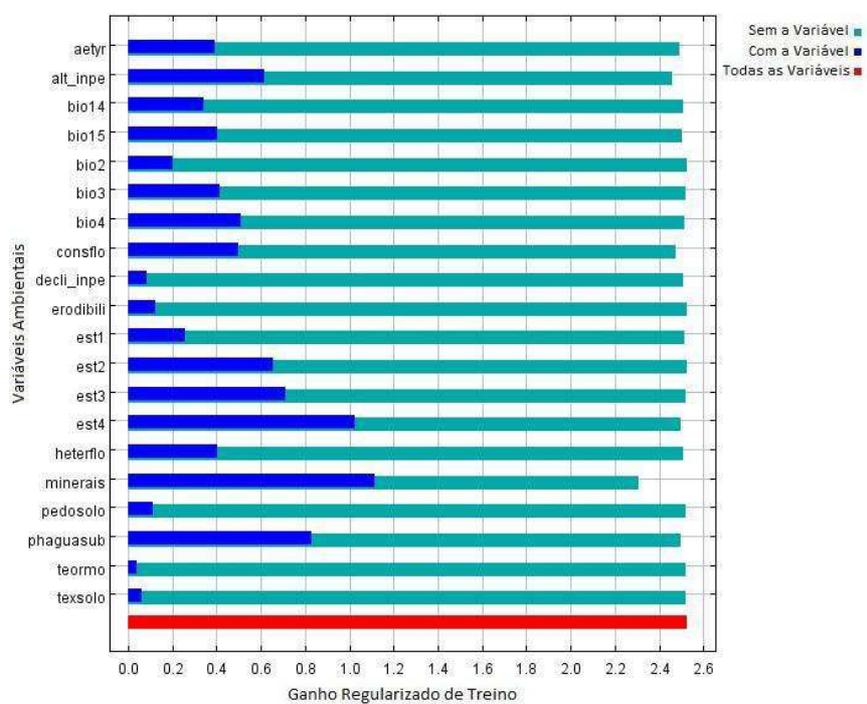


Figura 10 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Cupania vernalis* Cambess

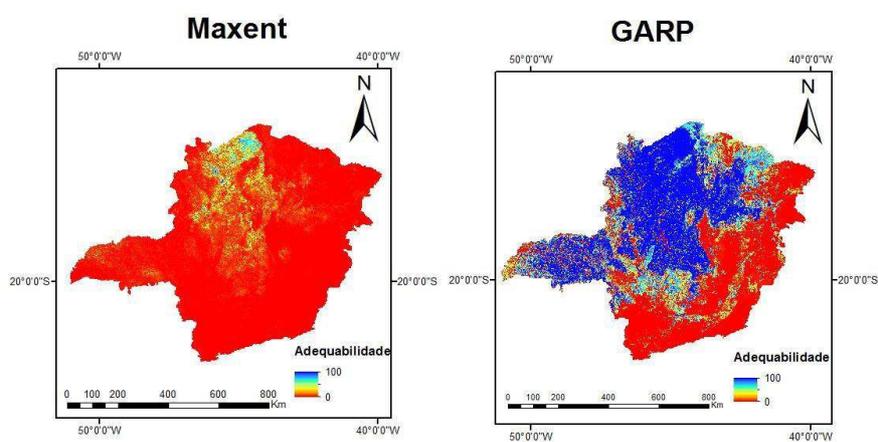


Figura 11 Mapa de distribuição potencial da espécie *Dimorphandra mollis* Benth

Tabela 7 Avaliação dos modelos da espécie *Dimorphandra mollis* Benth

Algoritmo	AUC
Maxent	0.961
Garp	0.86

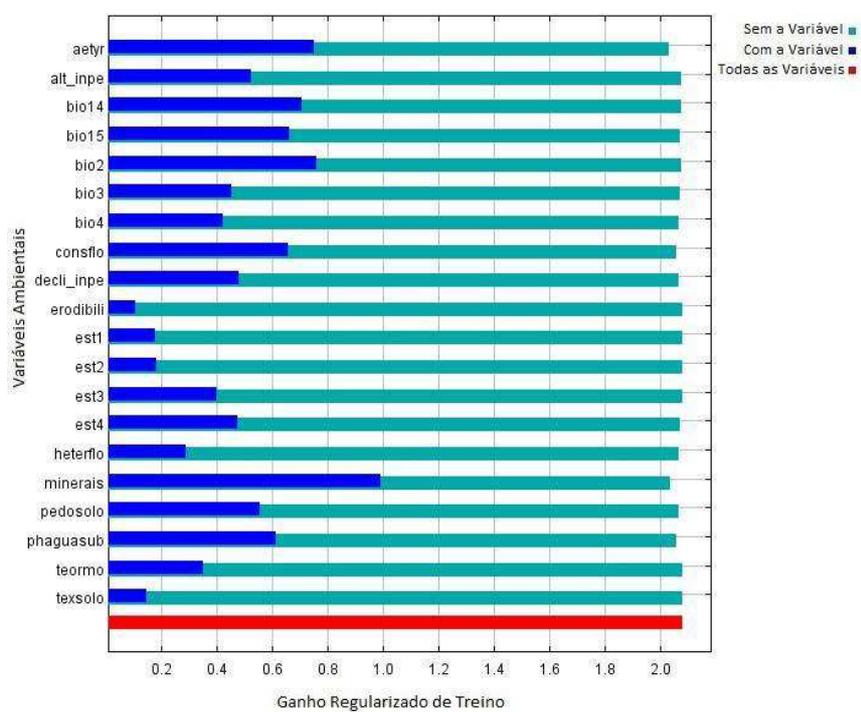


Figura 12 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Dimorphandra mollis* Benth

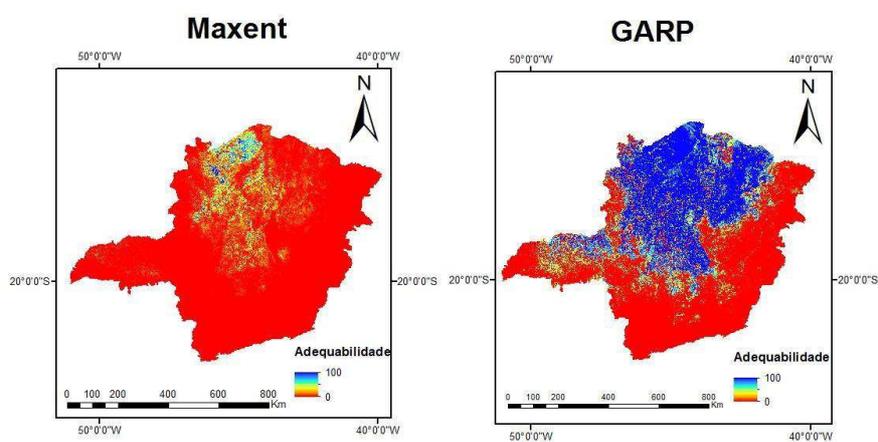


Figura 13 Mapa de distribuição potencial da espécie *Eugenia dysenterica* DC

Tabela 8 Avaliação dos modelos da espécie *Eugenia dysenterica* DC

Algoritmo	AUC
Maxent	0.953
Garp	0.88

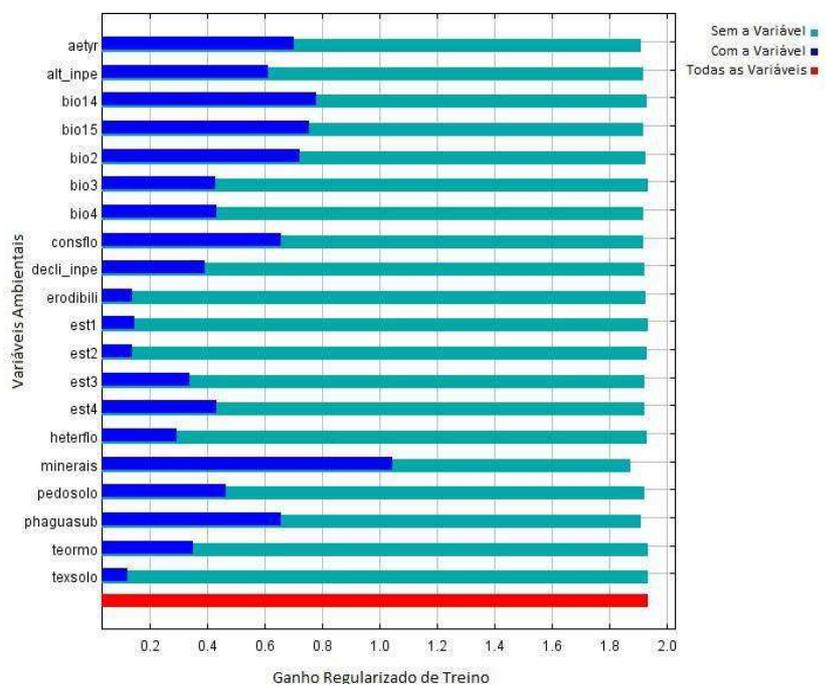


Figura 14 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Eugenia dysenterica* DC

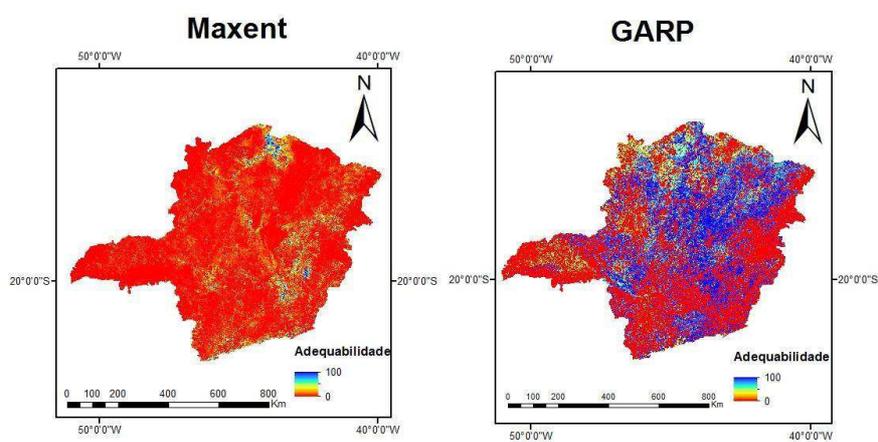


Figura 15 Mapa de distribuição potencial da espécie *Eugenia florida* DC

Tabela 9 Avaliação dos modelos da espécie *Eugenia florida* DC

Algoritmo	AUC
Maxent	0.944
Garp	0.84

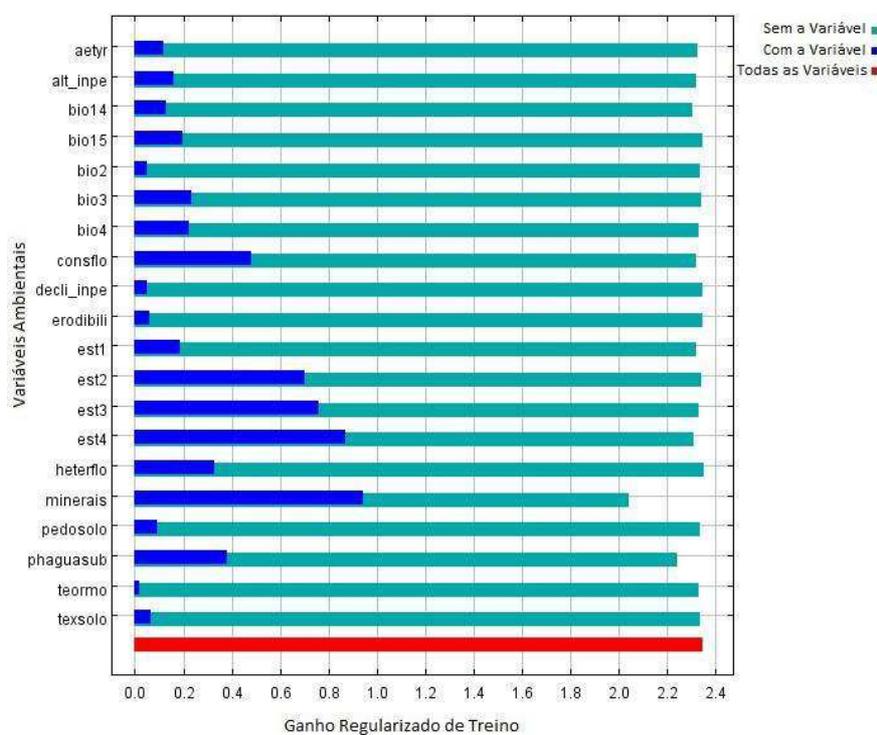


Figura 16 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Eugenia florida* DC

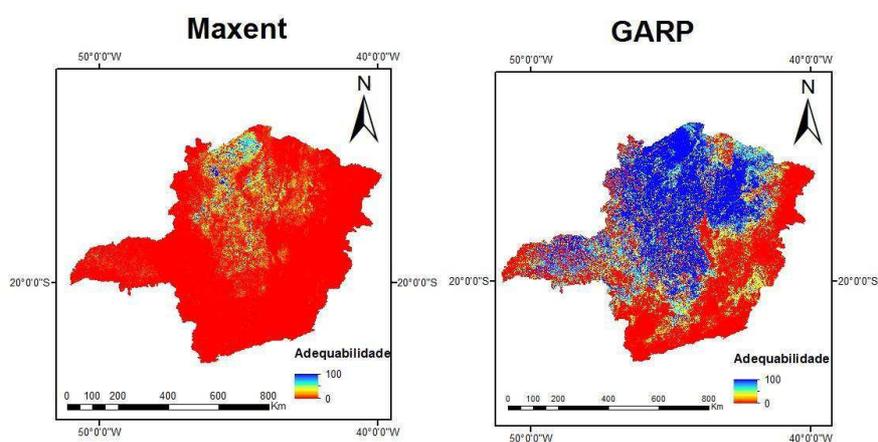


Figura 17 Mapa de distribuição potencial da espécie *Hymenaea stigonocarpa* Mart. exHayne

Tabela 10 Avaliação dos modelos da espécie *Hymenaea stigonocarpa* Mart. exHayne

Algoritmo	AUC
Maxent	0.955
Garp	0.89

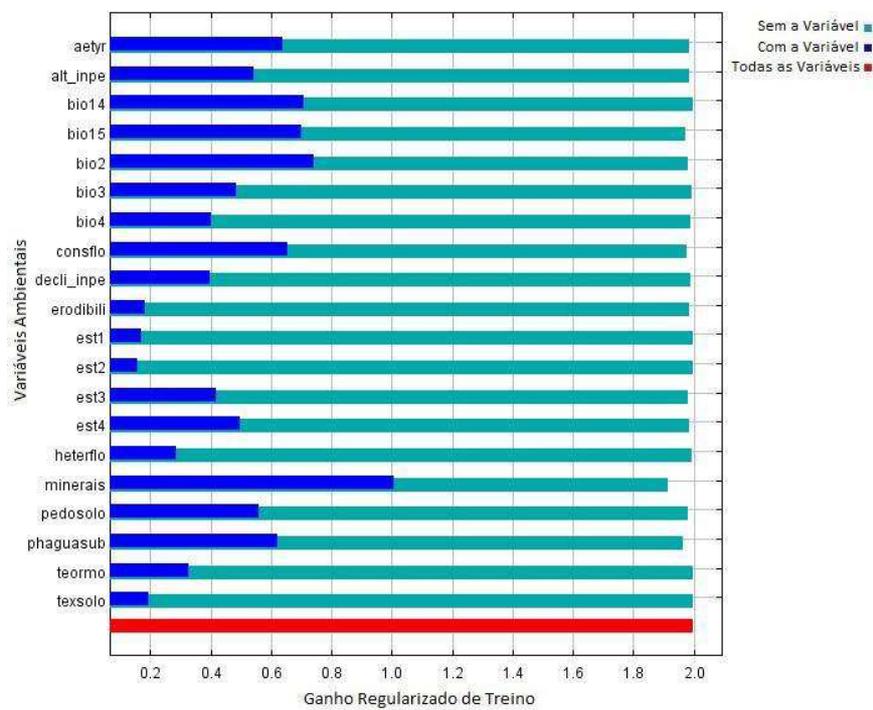


Figura 18 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Hymenaea stigonocarpa* Mart. exHayne

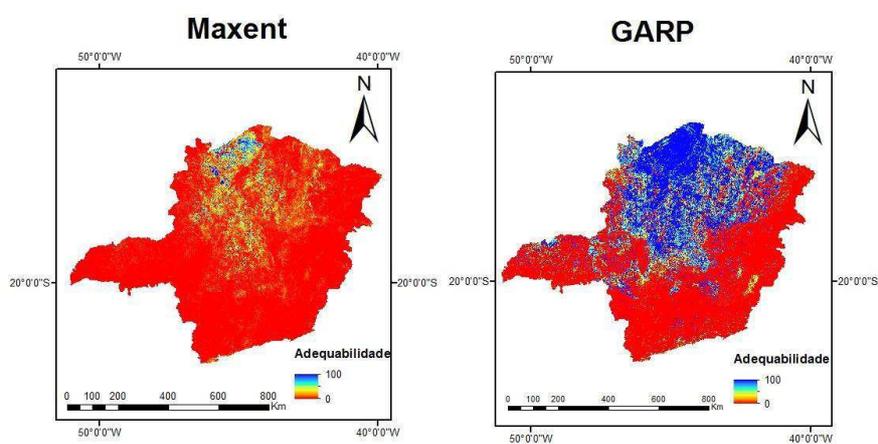


Figura 19 Mapa de distribuição potencial da espécie *Lafoensia vandelliana* Cham. & Schltl

Tabela 11 Avaliação dos modelos da espécie *Lafoensia vandelliana* Cham. & Schltl

Algoritmo	AUC
Maxent	0.948
Garp	0.87

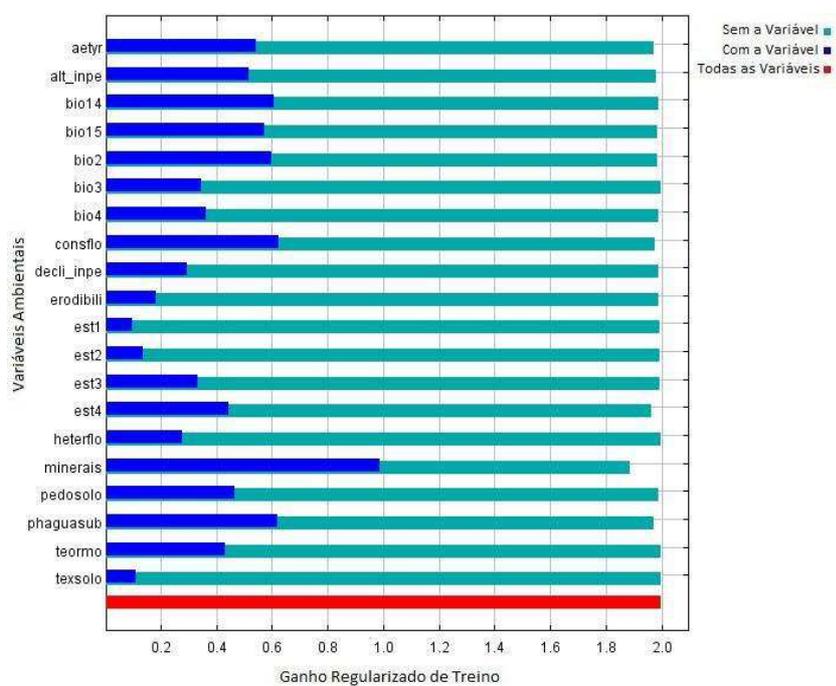


Figura 20 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Lafoensia vandelliana* Cham. & Schltld

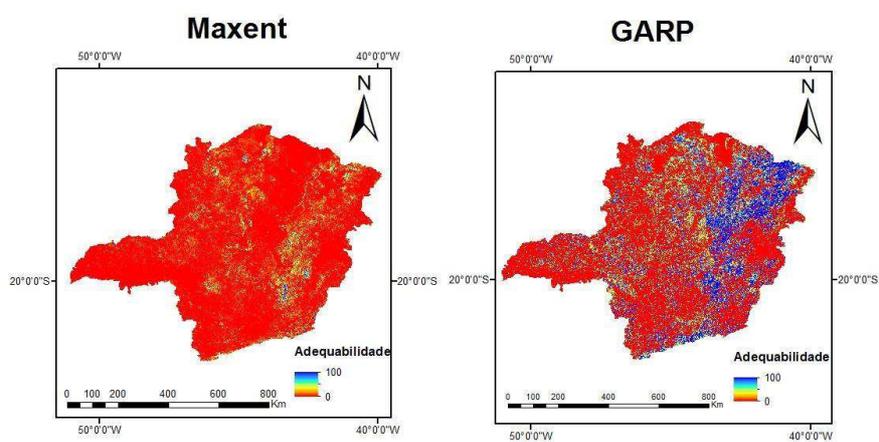


Figura 21 Mapa de distribuição potencial da espécie *Machaerium brasiliense* Vogel

Tabela 12 Avaliação dos modelos da espécie *Machaerium brasiliense* Vogel

Algoritmo	AUC
Maxent	0.955
Garp	0.92

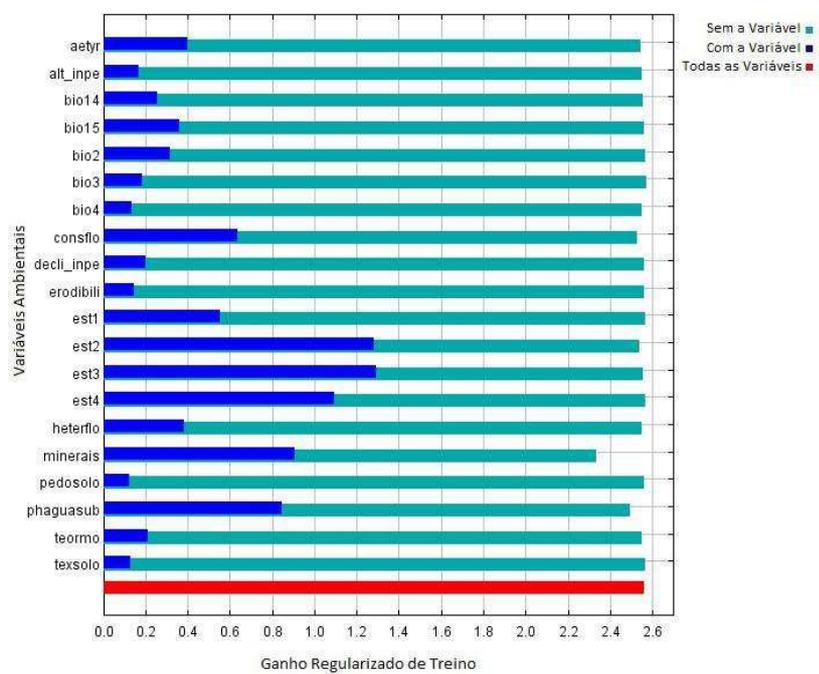


Figura 22 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Machaerium brasiliense* Vogel

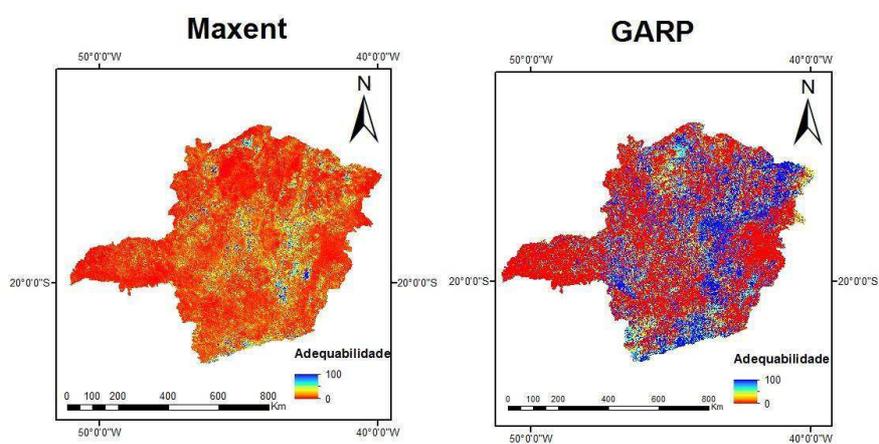


Figura 23 Mapa de distribuição potencial da espécie *Myrcia splendens* (Sw.) DC

Tabela 13 Avaliação dos modelos da espécie *Myrcia splendens* (Sw.) DC

Algoritmo	AUC
Maxent	0.935
Garp	0.86

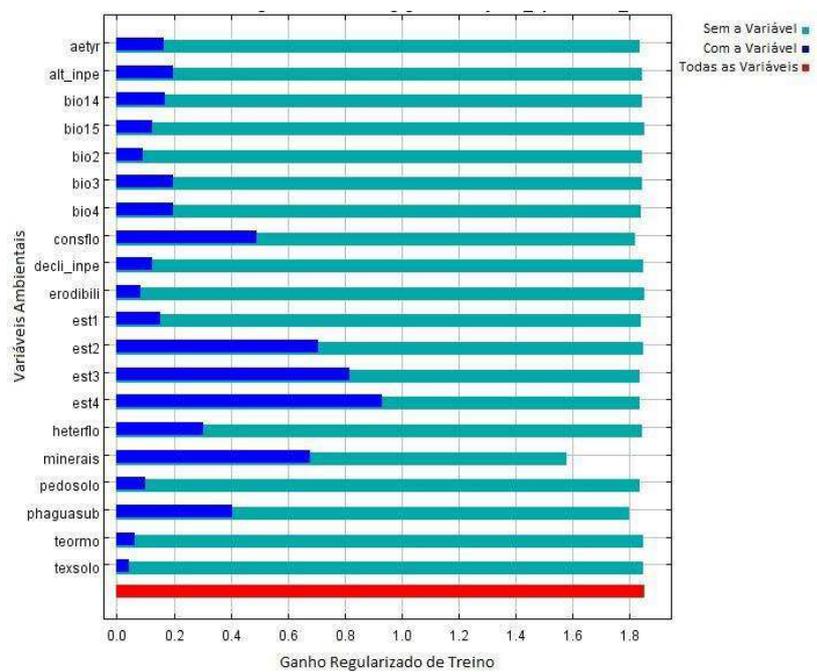


Figura 24 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Myrcia splendens* (Sw.) DC

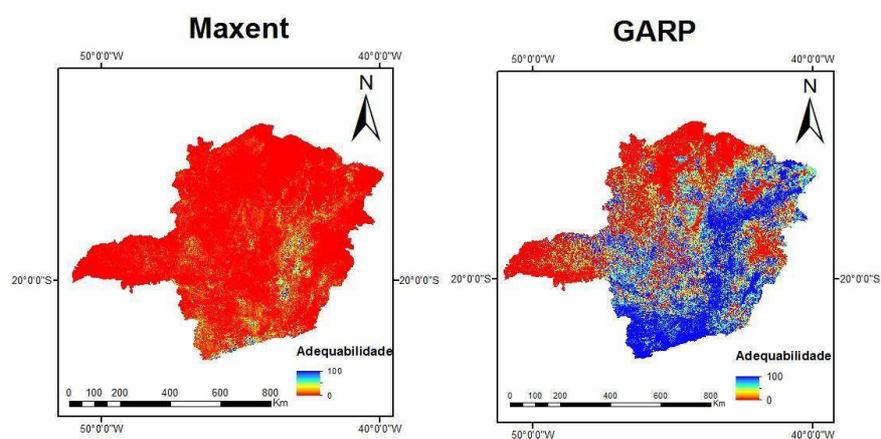


Figura 25 Mapa de distribuição potencial da espécie *Myrsine umbellata* Mart.

Tabela 14 Avaliação dos modelos da espécie *Myrsine umbellata* Mart

Algoritmo	AUC
Maxent	0.964
Garp	0.91

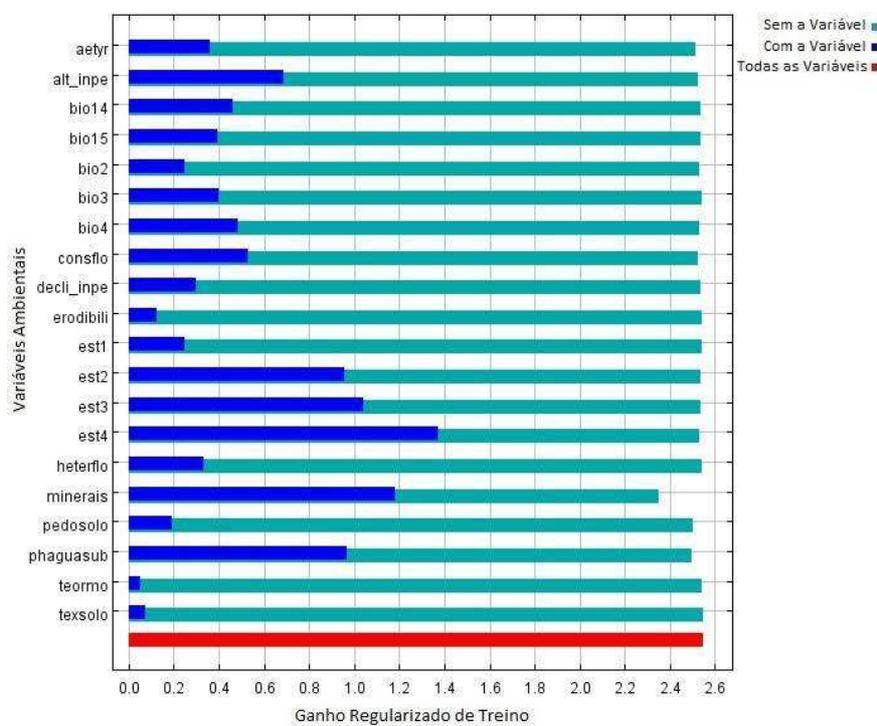


Figura 26 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Myrsine umbellata* Mart

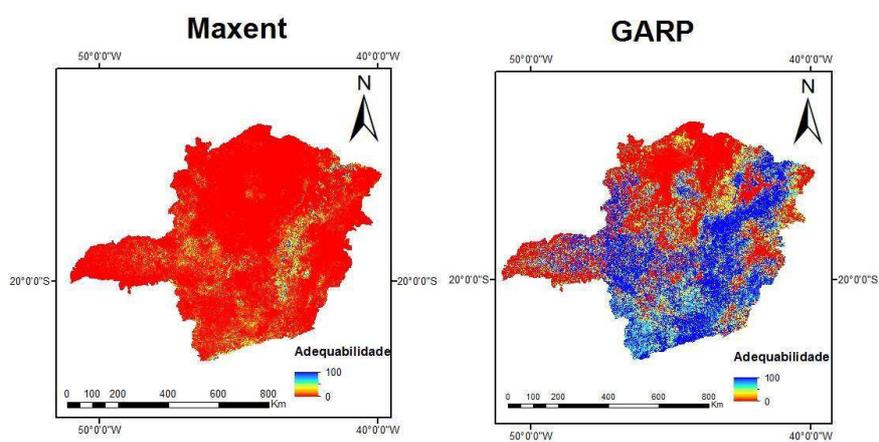


Figura 27 Mapa de distribuição potencial da espécie *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez

Tabela 15 Avaliação dos modelos da espécie *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez

Algoritmo	AUC
Maxent	0.964
Garp	0.88

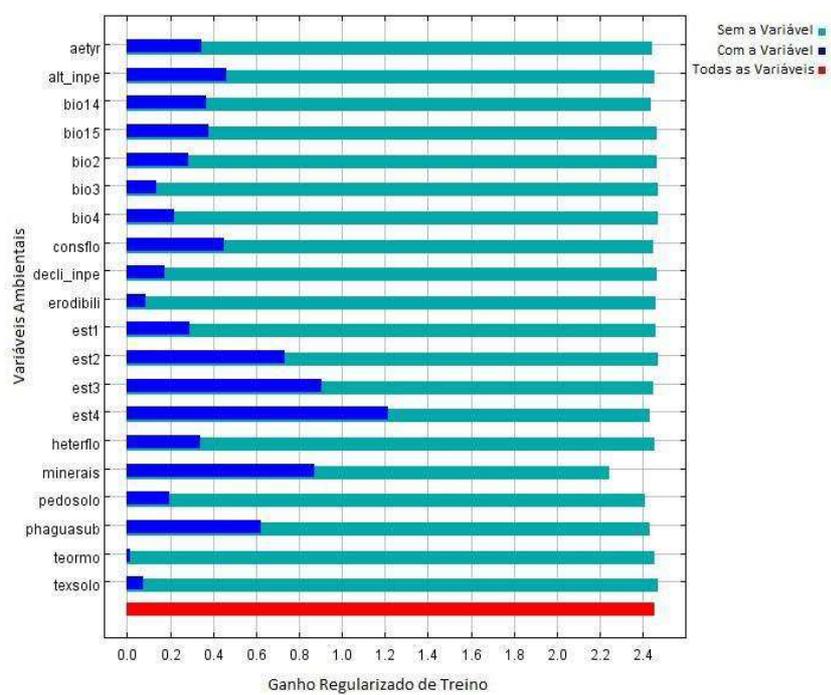


Figura 28 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez

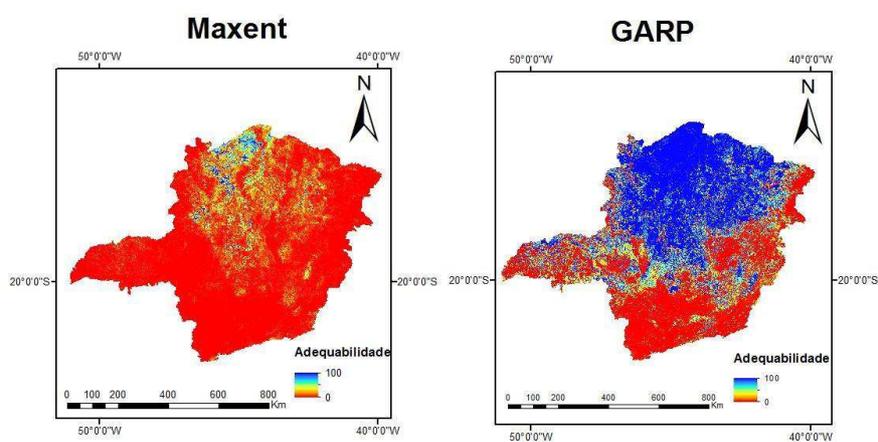


Figura 29 Mapa de distribuição potencial da espécie *Plathymenia reticulata* Benth

Tabela 16 Avaliação dos modelos da espécie *Plathymenia reticulata* Benth

Algoritmo	AUC
Maxent	0.948
Garp	0.85

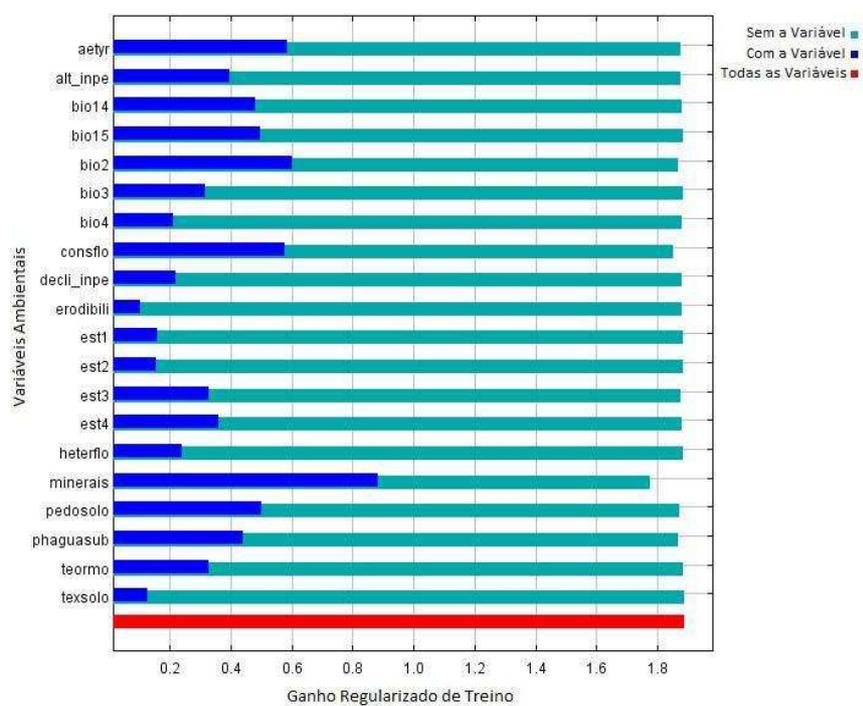


Figura 30 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Plathymenia reticulata* Benth

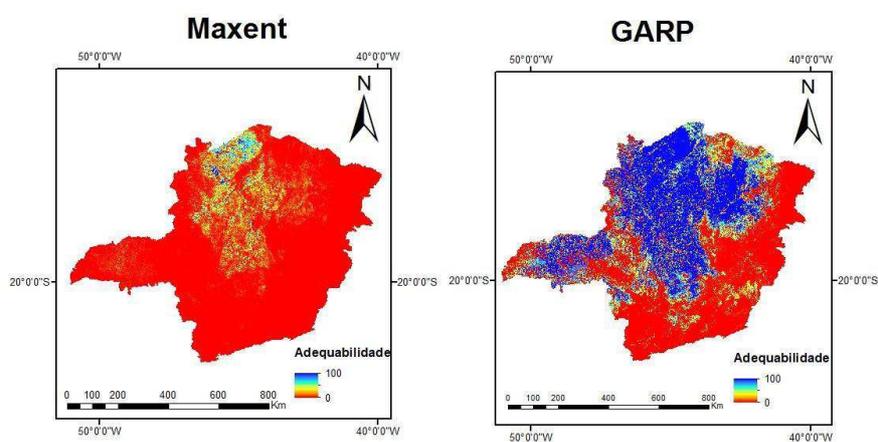


Figura 31 Mapa de distribuição potencial da espécie *Qualea grandiflora* Mart

Tabela 17 Avaliação dos modelos da espécie *Qualea grandiflora* Mart

Algoritmo	AUC
Maxent	0.948
Garp	0.87

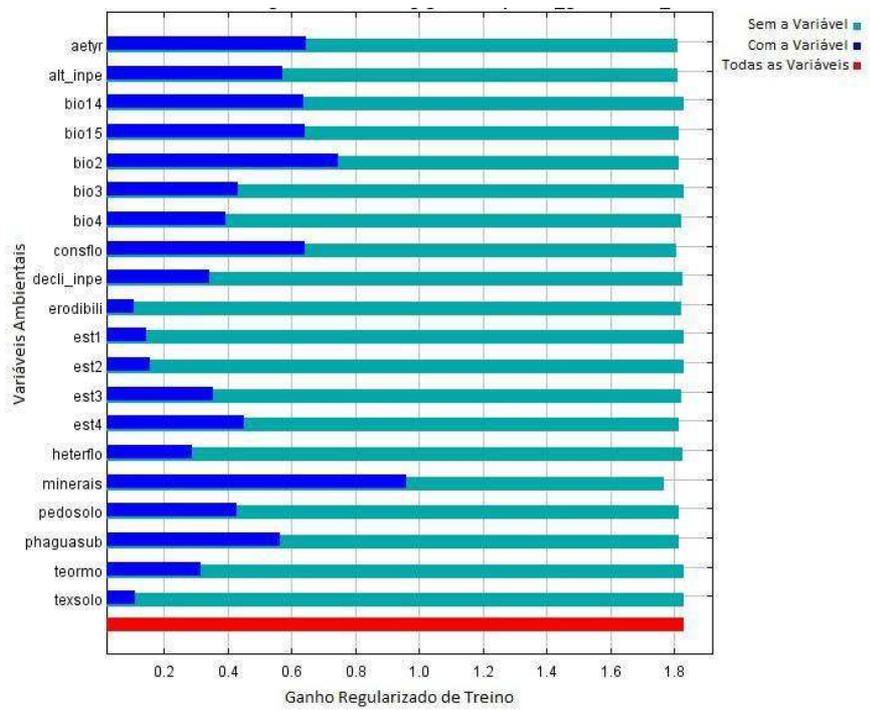


Figura 32 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Qualea grandiflora* Mart

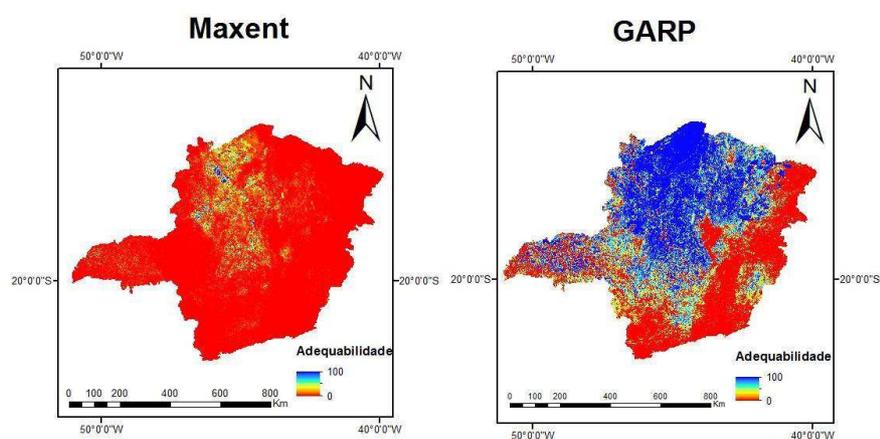


Figura 33 Mapa de distribuição potencial da espécie *Qualea multiflora* Mart

Tabela 18 Avaliação dos modelos da espécie *Qualea multiflora* Mart

Algoritmo	AUC
Maxent	0.954
Garp	0.89

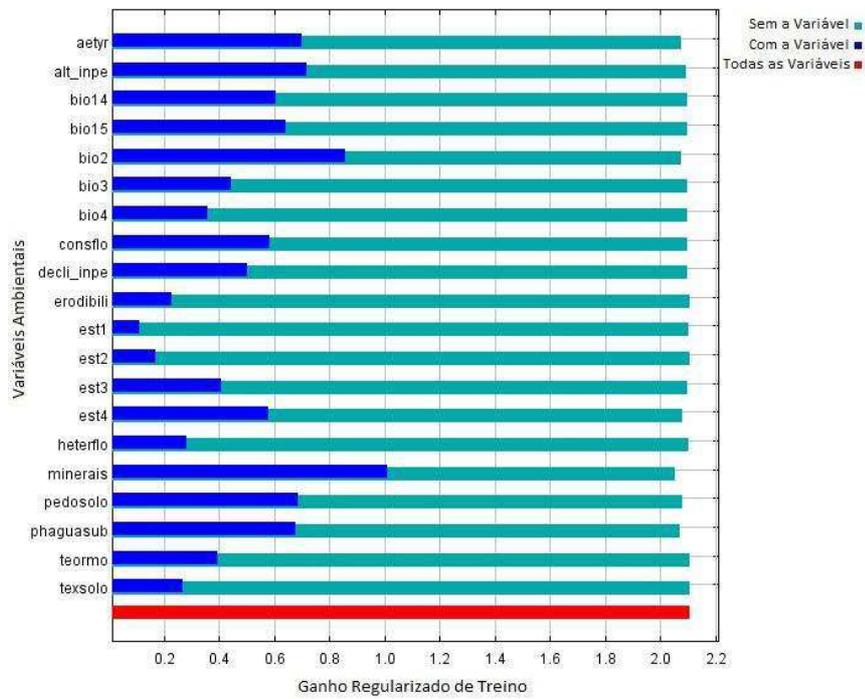


Figura 34 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Qualea multiflora* Mart

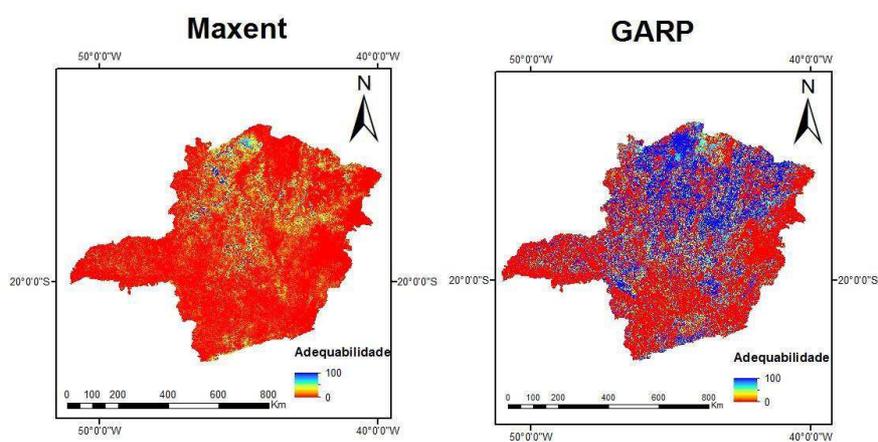


Figura 35 Mapa de distribuição potencial da espécie *Roupala montana* Aubl

Tabela 19 Avaliação dos modelos da espécie *Roupala montana* Aubl

Algoritmo	AUC
Maxent	0.940
Garp	0.84

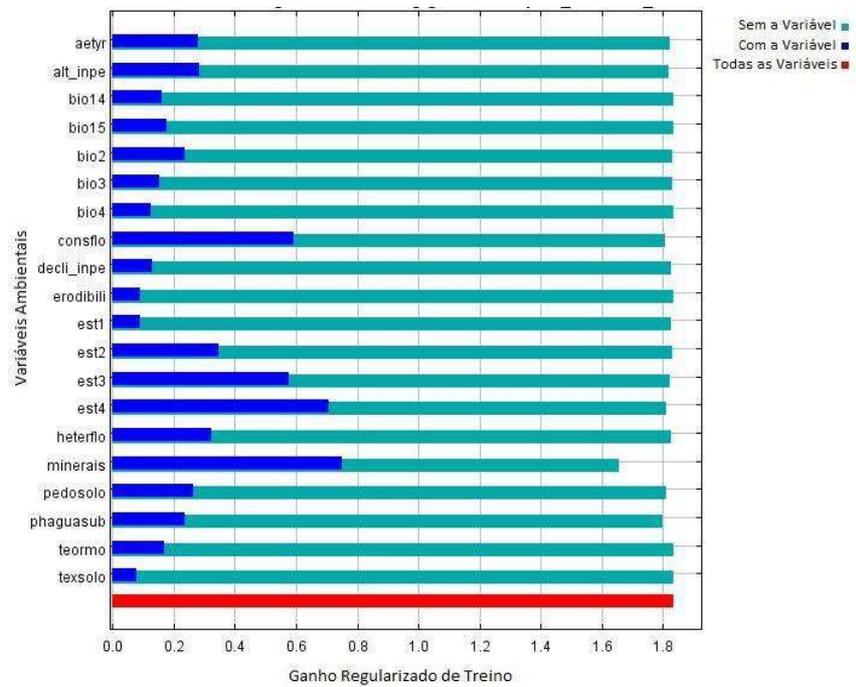


Figura 36 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Roupala montana* Aubl

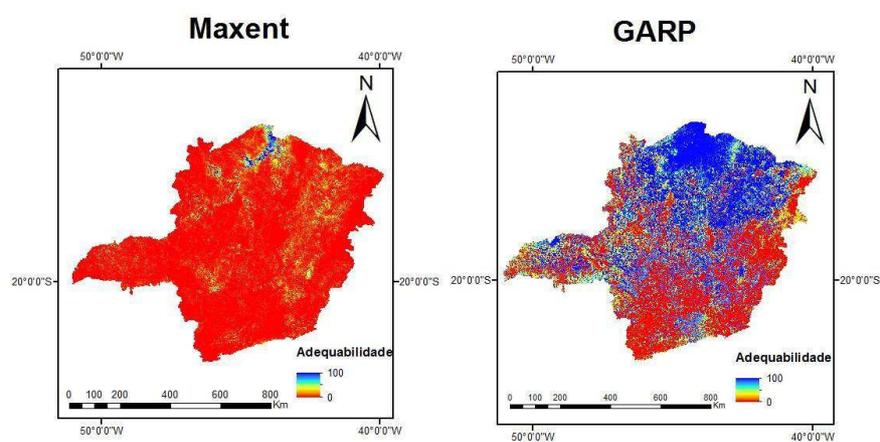


Figura 37 Mapa de distribuição potencial da espécie *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose

Tabela 20 Avaliação dos modelos da espécie *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose

Algoritmo	AUC
Maxent	0.945
Garp	0.82

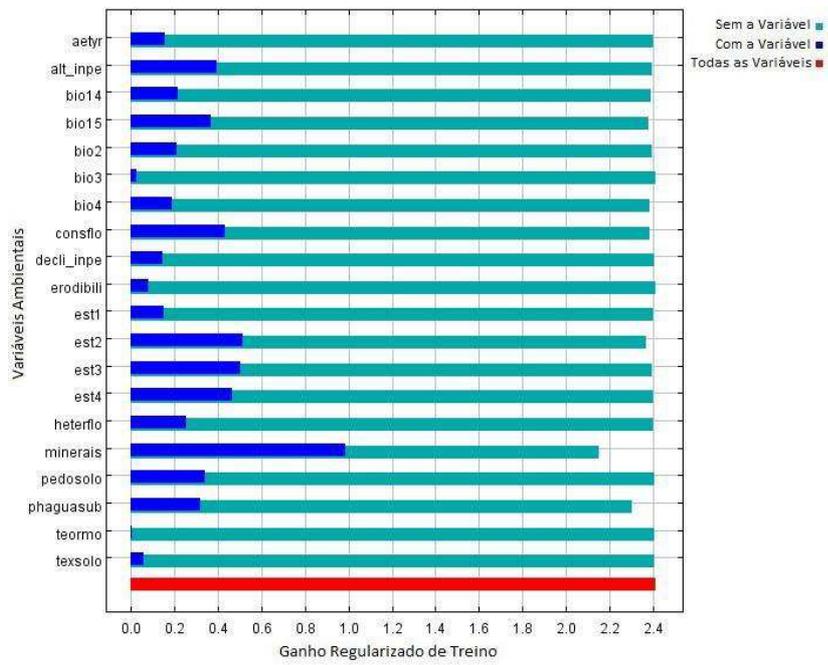


Figura 38 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose

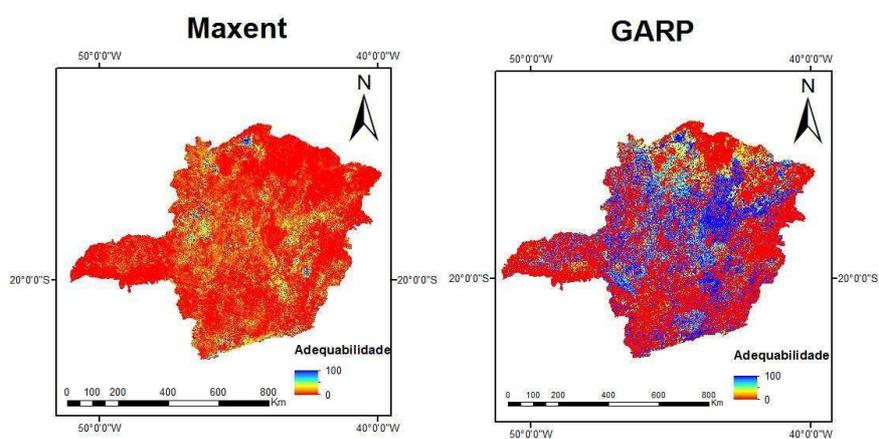


Figura 39 Mapa de distribuição potencial da espécie *Tapirira guianensis* Aubl

Tabela 21 Avaliação dos modelos da espécie *Tapirira guianensis* Aubl

Algoritmo	AUC
Maxent	0.935
Garp	0.84

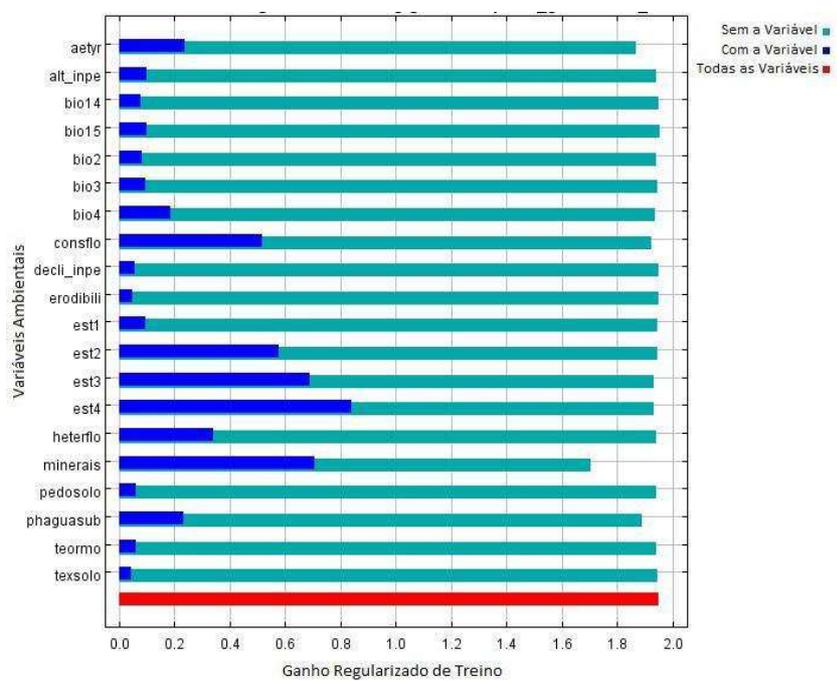


Figura 40 Análise Jackknife realizada pelo algoritmo Maxent 3.3.3.k para a espécie *Tapirira guianensis* Aubl