

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Comparação da Distribuição Geográfica Potencial
de Buriti, *Mauritia flexuosa* L. (Araceae) Gerada por
Diferentes Modelos Preditivos

Bruno Luiz de Assis Pio

Brasília-DF
Maio de 2010

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Comparação da Distribuição Geográfica Potencial de Buriti, *Mauritia flexuosa* L. (Araceae) Gerada por Diferentes Modelos Preditivos

Bruno Luiz de Assis Pio

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação
em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas, como
requisito para obtenção do título de Mestre em
Ecologia.

Brasília-DF
Maio de 2010

BRUNO LUIZ DE ASSIS PIO

Comparação da Distribuição Geográfica Potencial de Buriti, *Mauritia flexuosa* L. (Araceae) gerada por Diferentes Modelos Preditivos

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Banca Examinadora:

Prof. Ricardo Bomfim Machado
Orientador – UnB

Dra. Marinez Ferreira de Siqueira
Membro Titular – Instituto Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Prof. Augusto César Franco
Membro Titular – Departamento de Botânica-UnB

Profa. Mercedes Bustamante
Membro Suplente – Departamento de Ecologia-UnB

Brasília-DF, maio de 2010

Sumário

Índice de Figuras	V
Índice de Tabelas	VII
Agradecimentos	VIII
Abstract.....	X
Resumo	XI
1. Introdução.....	1
1.1 Hipóteses	15
1.2 Objetivos.....	15
2. Materiais e Métodos	17
2.1 Área de estudo	17
2.2 Dados de Ocorrência e variáveis utilizadas.....	17
2.3 Métodos de modelagem de nicho ecológico	22
2.3.1 Assinatura Ambiental (SIG).....	23
2.3.2 DOMAIN.....	27
2.3.3 BIOCLIM	28
2.3.4 MAXENT	29
2.4 Espacialização de Veredas.....	30
2.5 Análise de Dados dos Modelos de Nicho Ecológico.....	30
3. Resultados e Discussão.....	33
4. Considerações Finais	68
5. Referências Bibliográficas.....	69

Índice de Figuras

Figura 1. Vereda típica no Distrito Federal e suas características definidas pela Resolução Conama Nº 303, de 20 de Março de 2002.....	7
Figura 2. Distribuição atual e passada do gênero <i>Mauritia</i> (Rull, 1998).	12
Figura 3. Distribuição geográfica conhecida de <i>Mauritia flexuosa</i> L. f., Oliveira-Filho e Ratter (2000).	12
Figura 4. Modelo Digital de Elevação de Terreno (MDE) do Distrito Federal gerado a partir de imagens ASTER. Fonte: Agência Espacial Norte-Americana-NASA... 19	
Figura 5. Distribuição da precipitação média anual do Distrito Federal para os anos de 1950-2000.	20
Figura 6. Localizações dos Buritis no Distrito Federal. Pontos em preto (12.053 pontos) são as localizações utilizadas na fase de criação dos modelos de distribuição potencial e pontos em vermelho (4.125 pontos) são os pontos utilizados para teste e validação dos modelos.....	21
Figura 7. Distribuição das médias mensais das temperaturas mínimas e máximas na ocorrência de Buriti ao longo de um ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.....	37
Figura 8. Distribuição da média mensal da precipitação na ocorrência de Buriti ao longo de um ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.	37
Figura 9. Distribuição da média mensal da Evapotranspiração na ocorrência de Buriti ao longo de ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.	38
Figura 10. Gráfico da frequência de ocorrência de Buritis em relação à distância de corpos hídricos em metros para o Distrito Federal.	39
Figura 11. Gráfico da frequência de ocorrência de Buritis em relação à Radiação Solar calculada em Kwatt hora por metro quadrado (KWh/m^2) para o Distrito Federal.	39
Figura 12. Curvas ROC dos modelos Maxent, SIG, Domain e Bioclim de distribuição potencial do Buriti para o Distrito Federal com o primeiro grupo de testes.....	41
Figura 13. Curvas ROC dos modelos Maxent, SIG, Domain e Bioclim de distribuição potencial do Buriti para o Distrito Federal com o segundo grupo de testes.	42
Figura 14. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Bioclim. Modelo real “A” e modelo binário “B”.....	46

Figura 15. Mapa de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Domain....	47
Figura 16. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Maxent. Modelo real “A” e modelo binário “B”	48
Figura 17. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo método da Assinatura Ambiental. Modelo real “A” e modelo binário “B”	49
Figura 18. Dendrograma pelo método “complete” para PABAK, sendo os valores relativos a (1) Domain, (2) Maxent, (3) Bioclim e (4) Assinatura Ambiental. Acima, valores relativos ao Teste 1 e, abaixo, valores relativos ao Teste 2.	51
Figura 19. Dendrograma pelo método “complete” para acurácia, sendo os valores relativos a (1) Domain, (2) Maxent, (3) Bioclim e (4) Assinatura Ambiental. Acima, valores relativos ao Teste 1 e, abaixo, valores relativos ao Teste 2.	52
Figura 20. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Bioclim em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.....	57
Figura 21. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Domain em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.....	58
Figura 22. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Maxent em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.....	59
Figura 23. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Assinatura Ambiental em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.....	60
Figura 24. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas pela adição de novos pontos de ocorrência de Buriti.	63
Figura 25. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Maxent....	64
Figura 26. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo Domain.	65
Figura 27. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Bioclim. ..	66
Figura 28. Veredas espacializadas no DF, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Assinatura Ambiental.	67

Índice de Tabelas

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas obtidas na página do WorldClim (http://www.worldclim.org/), complementando as variáveis temperaturas mensais mínimas, máximas e precipitações mensais.....	22
Tabela 2. Estrutura básica da matriz de confusão utilizada para avaliar a acurácia dos modelos gerados para a distribuição potencial do Buriti no Distrito Federal.....	31
Tabela 4. Frequências de ocorrência do Buriti em diferentes tipos de solos.	35
Tabela 6. Classificação generalizada do clima para valores de Índice de Aridez Global (UNEP, 1997), tendo a distribuição do Buriti dentro da classe úmida no Distrito Federal.....	36
Tabela 7. Outros trabalhos relacionados com o Buriti e suas variáveis ambientais.....	36
Tabela 8. Variáveis utilizadas na modelagem por Assinatura Ambiental e Maxent com respectivos índices de diversidade de Simpson, contribuições percentuais e seus ranques. Maxent possui alguns ranques iguais exatamente por possuírem contribuições iguais.....	40
Tabela 9. AUCs dos modelos gerados para o primeiro e o segundo grupo de teste e suas variações percentuais.	43
Tabela 10. Testes 1 e 2 referentes a omissão e comissão dos modelos gerados.	45
Tabela 11. Acurácia, KAPPA e PABAK dos modelos gerados.....	45
Tabela 12. Comparação entre os modelos gerados e seus resultados KAPPA e PABAK.	50
Tabela 13. Omissão, comissão e acurácia entre os modelos gerados.....	50

Agradecimentos

Aos meus pais e irmãos Artur e Pedro que me apoiaram e me ajudaram em tudo que foi possível, principalmente pela coleta desnecessária de dados de baixo de muita chuva e lama nas Veredas do Distrito Federal.

À minha namorada Maíra que teve que aguentar todo este processo além de ter sido obrigada a ajudar, mas no fim ajudou porque quis.

Ao pessoal do grupo de discussões ECOPOP por me ajudarem com diversas dicas, em especial a Ísis.

À CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

Ao Carlos Saito por ter me iluminado no mundo do geoprocessamento.

Ao meu orientador Ricardo Bomfim Machado por me amparar em um momento estressante e contribuído com muito afim nesta dissertação.

Aos Membros da Banca Examinadora por aceitarem o convite de participar desta defesa e poder enriquecer ainda mais este trabalho.

Ao Departamento de Ecologia por ter dado apoio físico, como a sala dos estudantes, além do apoio logístico da secretaria, principalmente a Thaís, nos processos de matrícula e nas dúvidas decorrentes do mestrado.

Ao John Hay, por ter sido super legal e ter dado suporte no processo inteiro de formação do mestrado.

Ao Parque Nacional de Brasília e a ESECAE por terem disponibilizados os locais para pesquisa de campo, especialmente à Diana Tollstadius.

Aos professores do Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais (LSIE), do Departamento de Geografia da UnB, por terem concedido os dados do SITURB.

À Embrapa Cerrados por conceder o *shapefile* dos solos do DF, principalmente ao pesquisador Éder de Souza Martins.

À NASA e à METI, proprietárias dos dados ASTER GDEM, por terem cedido o uso destes dados.

Aos meus amigos da BOB e agregados por me fornecerem momentos de descanso do Mestrado, como a Paula, a Camila, Waguinho (Japanego), Elias, Marcelo, Elzia, Seânio, Chico, Sílvia, Yúri, entre muitos outros.

À Suelen por ter me ajudado com a coleta de vários pontos de ocorrência de Burititis, me ensinado alguns truques de SIG e emprestado algumas (muitas) apostilas.

Agradeço aos demais que por ventura possa ter esquecido e que não deixaram de participar neste trabalho.

Muito Obrigado!

Abstract

According to Brazilian legislation the Veredas (ecosystems dominated by typical vegetation in flooded soils with lines of Buriti palms – *Mauritia flexuosa*) are considered permanent protected areas along with riparian forests and other forms of natural vegetation. Since Buriti is a key element to identify the Veredas, it is important to know its potential distribution and its relations within this environment. The understanding of ecological conditions that can explain its distribution is important to identify the contribution of Veredas to the Cerrado's biodiversity. This study was aimed to indicate and compare geographic areas that have favorable conditions for occurrence of *M. flexuosa*, to identify important factors for its occurrence and its tolerance boundaries, and to model its potential distribution in the Federal District. Four different algorithms were used (Environmental Signature, Maxent, Bioclim and Domain) to model the ecological niche based on presence records. The Area Under Curve-AUC, percentage of omitted points and spatial congruence (calculated by Kappa index) was used to compare the generated models. Another approach used to evaluate the models was done by creation of Veredas locations maps and overlap it with the models. The results indicated that Maxent models and Environmental Signature performed the best results (low omission, higher value for AUC and better association with Veredas's map). Considering the ecological importance of the Veredas, Results show that further studies are necessary to refine biotic and abiotic factors that defines the Vereda ecosystem, a key element on the maintenance of hydro and biological dynamic on the Brazilian Cerrado.

Keywords: Vereda, *Mauritia flexuosa*, Ecological Niche Models, Maxent, Bioclim, Domain, Environmental Signature.

Resumo

Segundo a legislação brasileira, as Veredas (ecossistemas dominados por vegetação típica em solos alagados, com renques de palmeiras Buriti - *Mauritia flexuosa*) são consideradas áreas de preservação permanente, juntamente com as matas ciliares e demais formas de vegetação natural. Assim, Buriti é um elemento chave para identificar as Veredas, sendo importante conhecer a sua distribuição potencial e as suas relações dentro desse ambiente. A compreensão das condições ecológicas que podem explicar a sua distribuição é importante para identificarmos a contribuição das Veredas para a biodiversidade do Cerrado. Este estudo teve como objetivo comparar e indicar as áreas geográficas que possuem condições favoráveis para a ocorrência de *M. flexuosa*, para identificar os fatores importantes para a sua ocorrência, seus limites de tolerância e seu modelo de distribuição potencial no Distrito Federal. Quatro algoritmos foram utilizados (Assinatura Ambiental, Maxent, Bioclim e Domain) para modelar o nicho ecológico com base nos registros de presença. Área sob a curva AUC, a porcentagem de pontos omitidos e congruência espacial (calculada pelo índice de Kappa) foram utilizadas para comparar os modelos gerados. Outra abordagem utilizada para avaliar os modelos foi realizada mediante a criação de mapas de localizações de Veredas e sua sobreposição com os modelos. Os resultados indicaram que os modelos Maxent e Ambiental Assinatura realizaram os melhores resultados (baixa omissão, maior valor para a AUC e melhor associação com o mapa de Veredas). Considerando a importância ecológica das Veredas, os resultados mostram que mais estudos são necessários para refinar os fatores bióticos e abióticos que definem o ecossistema Vereda, um elemento chave na manutenção da dinâmica hídrica e biológica no Cerrado brasileiro.

Palavras-chave: Vereda, *Mauritia flexuosa*, Distribuição Potencial, Maxent, Bioclim, Domain, Assinatura Ambiental.

1. Introdução

De acordo com a Resolução Conama Nº 303, de 20 de Março de 2002, Vereda é o “espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d`água, onde há ocorrência de solos hidromórficos, caracterizado predominantemente por renques de Buritis do brejo (*Mauritia flexuosa* L. f., Araceae) e outras formas de vegetação típica”. Desta forma, a presença do Buriti é uma importante parte da caracterização de Veredas, distinguindo-as assim de qualquer espaço brejoso ou alagado.

Mesmo com uma definição limitada de Vereda pela legislação, o Buriti se torna um elemento necessário, e o conhecimento da distribuição espacial dos Buritis e a explicitação dos condicionantes que determinam essa distribuição pode contribuir para um conhecimento maior do papel das Veredas, assim como melhorar o estado de conservação do próprio Buriti. Portanto, para avançar no conhecimento da distribuição espacial dos Buritis, foram produzidos diferentes modelos de distribuição potencial a partir de dados de ocorrência conhecida e validados com pesquisa de campo no DF.

Ao estudar o ambiente de Vereda, como um subsistema do Bioma Cerrado, é necessária a consideração das inter-relações envolvidas com os outros tipos de vegetação de limítrofes da Vereda (Santos et al., 2009). O Bioma Cerrado localiza-se principalmente no Planalto Central do Brasil e é o segundo maior Bioma do país em área, apenas superado pelo Amazônico. A vegetação do Bioma Cerrado apresenta fisionomias divididas em onze tipos que englobam formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), savânicas (Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo), de acordo com Ribeiro e Walter (1998).

O Cerrado possui riquíssima flora, com 12.356 espécies de plantas catalogadas até o momento (Mendonça et al., 2008). A fauna apresenta 837 espécies de aves, sendo 29 endêmicas; 67 gêneros de mamíferos, abrangendo 19 espécies endêmicas; 150 espécies de anfíbios, das quais 45 endêmicas; 120 espécies de répteis, das quais 45 endêmicas (Myers et al., 2000); Algumas regiões melhores estudadas, como o Distrito Federal, revelam uma diversidade bem expressiva que inclui 90 espécies de cupins, 1.000 espécies de borboletas, 550 espécies de abelhas (Alho e Martins, 1995), além de uma estimativa de 90 mil espécies de insetos (Dias, 1996).

De acordo com Machado et al. (2004), a grande diversidade de espécies de animais e plantas do Cerrado está associada à diversidade de ambientes. Enquanto que a estratificação vertical (existência de várias ‘camadas’ de ambientes) da Amazônia ou a Mata Atlântica proporciona oportunidades diversas para o estabelecimento das espécies, no Cerrado a heterogeneidade espacial (a variação dos ecossistemas ao longo do espaço) seria um fator determinante para a ocorrência de um variado número de espécies. Os ambientes do Cerrado variam significativamente no sentido horizontal, sendo que áreas campestres, capões de mata, florestas e áreas brejosas podem existir em uma mesma unidade de paisagem (Machado et al., 2004).

Com toda essa variação de ambientes, as espécies de animais e plantas apresentam uma grande associação com os ecossistemas locais, podendo ser encontrados vários exemplos de espécies muito ligadas a um determinado tipo de ambiente, como o Buriti, que está muito conexo com as Veredas, ilustrando assim a importância de se manter o mosaico de vegetação natural do Cerrado como estratégia básica de se conservar uma diversidade biológica expressiva (Machado et al., 2004).

A distribuição geográfica das Veredas, no Cerrado, abrange as bacias dos rios Paranaíba, São Francisco e Grande, compreendendo as regiões do Triângulo Mineiro, Alto Paranaíba, Alto São Francisco e Paracatu (Carvalho, 1991), mas também podem ser abundantes em todas as chapadas do Brasil Central (Lima e Queiróz Neto, 1996).

As Veredas são geralmente associadas às características da topografia de um talvegue plano e às condições particulares de permeabilidade do substrato rochoso (camada permeável sobrepondo uma camada impermeável) onde o lençol freático exsuda e solos hidromórficos, ricos em matéria orgânica, se desenvolvem (Boaventura, 1988). A ocorrência da Vereda condiciona-se ao afloramento do reservatório subterrâneo de água (lençol freático), decorrente de camadas de permeabilidade diferentes em áreas de deposição de sedimentos do período Cretáceo e Triássico (Ribeiro e Walter, 2008).

A Vereda destaca-se como um sistema de drenagem superficial, com cursos de água intermitentes que ocupam os interflúvios dentro do domínio Cerrado (Ab’Saber, 1971). De formação depressiva e rasa, essas redes de drenagem formam pequenas valas de exsudação do lençol freático, que apresenta variações de vazão ao longo do ano (Boaventura, 1978).

As Veredas ocorrem em solos argilosos e mal drenados, com alto índice de saturação durante a maior parte do ano. Geralmente ocupam os vales pouco íngremes ou

áreas planas, acompanhando linhas de drenagem mal definidas, quase sempre sem murundus (microrrelevo, em forma de montículo, típico de algumas formações vegetais do Cerrado). Também são comuns numa posição intermediária do terreno, próximas às nascentes (olhos d'água), ou nas bordas das cabeceiras de Matas de Galeria (Ribeiro e Walter, 2008).

Ramos (2004) verificou que mesmo regionalmente, as Veredas podem apresentar-se sob diferentes condições na paisagem, configurando características peculiares, podendo ser identificadas como ambientes diferenciados, mesmo não havendo diferença significativa entre os atributos químicos dos solos das Veredas estudadas por ele nas diferentes superfícies geomorfológicas. De maneira geral, os solos das Veredas estudadas apresentaram-se ácidos; com altos níveis de alumínio disponível e teor de matéria orgânica; baixa disponibilidade de cálcio, magnésio e fósforo; boa disponibilidade de zinco e manganês; e alta disponibilidade de ferro. Ele também constatou que há grandes variações no teor de nutrientes entre as diferentes espécies vegetais e entre as diferentes Veredas estudadas.

Na atualidade as veredas podem ser agrupadas em oito diferentes tipos (baseado em Boaventura, 1978; Ferreira, 2007):

- **Vereda de Superfície Tabular** - Veredas que se desenvolvem em áreas de planalto, originadas do extravasamento de lençóis aquíferos superficiais. Geralmente são as Veredas mais antigas, geologicamente;
- **Veredas de Encostas** - Em geral são restos de antigas Veredas de Superfície Tabular e são, por conseguinte, mais jovens que essas, em área de desnível topográfico com afloramento do aquífero superficial;
- **Veredas de Terraço** - Veredas que se desenvolvem nas depressões, que se subdividem em Veredas de Superfície Aplainada e Veredas de Terraço Fluvial - desenvolvem em áreas aplainadas com origem por extravasamento de lençóis d'água sub-superficiais;
- **Veredas de Sopé** - Veredas que se desenvolvem no sopé de escarpas - originadas do extravasamento de lençóis profundos;
- **Veredas de Enclave** - Veredas que se desenvolvem na forma de enclave entre suas elevações no terreno em áreas movimentadas, originadas pelo afloramento/extravasamento dos lençóis profundos;

- **Veredas de Patamar** - Veredas que se desenvolvem em Patamar - originadas do extravasamento de mais de um lençol d'água;
- **Veredas de Cordão Linear** - Veredas que se desenvolvem as margens do curso d'água de médio porte, formando cordões lineares como vegetação ciliar em área sedimentares;
- **Veredas de Vales Assimétricos** - Veredas que se desenvolvem em vales assimétricos, resultantes do afloramento do lençol d'água em áreas de contato litológico, responsável pela assimetria das vertentes.

Porém, elas não são formações uniformes, mas compostas de diferentes estratos vegetais, os quais seguem geralmente um padrão transversal ao longo de toda sua extensão, devido principalmente à disponibilidade hídrica do solo (Maillard e Alencar-Silva, 2007).

A literatura indica três zonas ligadas à topografia e à drenagem do solo, comuns a todos os tipos de Veredas: 'borda' (local de solo mais seco, em trecho campestre onde podem ocorrer arvoretas isoladas); 'meio' (solo medianamente úmido, tipicamente campestre); e 'fundo' (solo saturado com água, brejoso, onde ocorrem os Buritis, muitos arbustos e arvoretas adensadas). Estas zonas têm flora diferenciada. As duas primeiras zonas correspondem à faixa tipicamente campestre e o 'fundo' corresponde ao bosque sempre-verde. Em conjunto estas zonas definem uma Vereda (Ribeiro e Walter, 2008).

Araújo et al. (2002) estudaram a composição florística de Veredas no Município de Uberlândia-MG, onde na zona de borda destas foram amostradas 361 espécies sendo 168 exclusivas deste ambiente. Um total de 300 espécies ocorreu na zona de meio, sendo 75 exclusivas. Na zona de fundo ocorreu a menor riqueza específica, compreendendo um total de 136 espécies, com 52 exclusivas desta área.

As Veredas estudadas por Araújo et al. (2002) apresentaram alto número de espécies distribuídas em um gradiente de umidade do solo. As maiores afinidades florísticas entre as zonas de borda e meio da Vereda podem sugerir que esses ambientes sejam mais uniformes quanto às características edáficas. Por outro lado, as comunidades de fundo apresentaram menor afinidade entre si, possivelmente devido às diferenças na rede de drenagem entre as Veredas.

Segundo Ramirez e Brito (1990), os Buritizais definem as áreas tropicais brejosas, já que diferem facilmente da vegetação de cerrado que os cerca. Em fases mais evoluídas, podem ser encontradas na Vereda, junto aos Buritis, ilhas de vegetação lenhosa. Nesse processo evolutivo da paisagem, quando os vales tornam-se mais

encaixados e o lençol freático é rebaixado, as Veredas dão lugar às matas ciliares (Melo, 1992). Marimon et al. (2001) constataram que a distribuição de altura dos Buritis em uma mata de galeria caracterizou-se pelo acúmulo de indivíduos nas classes intermediárias (4 a 10 metros), o que pode sugerir que o recrutamento seja reduzido para *Mauritia flexuosa* L. em uma mata de galeria, onde sugeriram que o ciclo de vida da espécie não esteja se completando, pois a regeneração natural não está conseguindo se estabelecer e futuramente as classes posteriores poderão estar pouco representadas.

Quanto à flora, as famílias encontradas com muita frequência nas áreas campestres das Veredas são Poaceae (Gramineae), destacando-se os gêneros *Andropogon*, *Axonopus*, *Aristida*, *Panicum*, *Paspalum*, *Schizachyrium* e *Trachypogon*; Asteraceae (*Baccharis*, *Eupatorium* e *Vernonia – lato sensu*); Cyperaceae (*Bulbostylis*, *Cyperus* e *Rhynchospora*); Melastomataceae (*Miconia*, *Microlicia* e *Tibouchina*); Fabaceae (*Desmodium* e *Stylosanthes*); e Eriocaulaceae (*Eriocaulon*, *Paepalanthus* e *Syngonanthus*). Além desses táxons também são ricos os gêneros *Chamaecrista*, *Echinodorus*, *Habenaria*, *Hyptis*, *Ludwigia*, *Lycopodiella*, *Mimosa*, *Polygala*, *Utricularia* e *Xyris* (Ribeiro e Walter, 2008).

Bagno (1998) registrou 102 espécies de aves em Veredas da Estação Ecológica de Águas Emendadas (Esecae), sendo apenas duas exclusivas deste ambiente neste estudo, o maracanã (*Orthopsittaca manilata*) e o limpa-folha-do-Buriti (*Berlepschia rikeri*), mostrando que as Veredas da Esecae são fundamentais para a preservação das populações de psitacídeos no Distrito Federal. Outros dois psitacídeos não muito comuns em outras partes do Distrito Federal, a arara-canindé (*Ara ararauna*) e o papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*), são bastante frequentes na Estação, podendo ser vistos em bandos de 50 e 20 indivíduos, respectivamente. Estas, assim como o maracanã (*Orthopsittaca manilata*), passam a maior parte do tempo nas Veredas, onde se reproduzem nas cavidades dos troncos dos Buritis, escavadas principalmente por pica-paus (Picidae). Já o limpa-folha (*Berlepschia rikeri*) é uma ave insetívora que captura suas presas nas copas e bainha das folhas do Buriti, onde se reproduz. Portanto, a preservação desta espécie em sua distribuição atual certamente depende da conservação das Veredas do Brasil Central.

As Veredas têm o seu papel reconhecido no equilíbrio geocológico do Bioma Cerrado, protegendo nascentes e fornecendo água, alimento e abrigo para a fauna e desempenham a função de verdadeiros corredores ecológicos, interligando os fragmentos do cerrado, permitindo assim o fluxo de matéria e genes (Castro, 1980). No

entanto, elas estão sendo degradadas devido à exploração de argila e turfa, à atividade agropecuária, ao avanço da urbanização e à construção de estradas e canais de drenagem. Em razão disso, as consequências têm sido desastrosas para este ambiente, como os assoreamentos, ressecamento dos solos, diminuição do volume hídrico, erosão e perda irreparável de sua beleza e biodiversidade (Guimarães, 2001). Além do que, o rebaixamento do nível d'água de algumas Veredas tem possibilitado que espécies não nativas desse ambiente, tais como a embaúba (*Cecropia* sp.) e quaresmeirinhas (*Trembleya* sp.), invadam o local, anteriormente dominada por Buritis (*Mauritia flexuosa*) e coloquem em risco a integridade biológica do ecossistema (Unesco, 1995 *apud* Machado et al., 1998).

Dessa forma, com a crescente ocupação da região do cerrado pela agricultura mecanizada, as comunidades vegetais de Vereda têm sofrido alterações de natureza antrópica, que em alguns casos tornam-se irreversíveis, devido principalmente à sua pequena capacidade de regeneração (Carvalho, 1991). Por fim, pode-se destacar o valor paisagístico e o papel social exercido pelas Veredas para as pequenas comunidades de agricultores que exploram sustentavelmente a palmeira Buriti, para diversas finalidades, como artesanato e culinária (Fonseca e Silva, 1998).

Devido à importância deste ecossistema, e por tratar-se de um ambiente sensível a alterações (Boaventura, 1988), a legislação federal o reconhece como Área de Preservação Permanente - APP (BRASIL, 1992) pelo Código Florestal (Lei Nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965). APP é entendida pelo Código Florestal em seu artigo primeiro, parágrafo segundo, inciso II, como área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas, tendo seus parâmetros, definições e limites pelo Artigo 2º da Resolução Conama Nº 303, de 20 de Março de 2002:

III - vereda: espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d'água, onde há ocorrência de solos hidromórficos, caracterizado predominantemente por renques de buritis do brejo (*Mauritia flexuosa*) e outras formas de vegetação típica (vide Figura 1).



Figura 1. Vereda típica no Distrito Federal e suas características definidas pela Resolução Conama Nº 303, de 20 de Março de 2002.

Mais conhecido popularmente no Brasil como Buriti, *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae - Sinonímias: *Mauritia vinifera* Martius; *Mauritia sphaeocarpa* Burret; *Mauritia minor* Burret; *Mauritia flexuosa* var. *venezuelana* Steyerm), é uma palmeira cuja ocorrência é registrada na Bolívia (Beni, Santa Cruz), Colômbia, Equador, Guiana, Peru (Loreto, Madre de Dios), Suriname, Trinidad (Caribe), Venezuela e grande parte do Brasil (Acre, Amazonas, Rondônia, Mato Grosso, Goiás, Distrito Federal, Pará, Minas Gerais, São Paulo, Piauí e Maranhão). Normalmente sua ocorrência está associada às áreas periódica ou permanentemente inundadas ou com drenagem deficiente, às vezes próxima a rios, ao longo de florestas de galerias e savanas (Brasil central e Venezuela) e particularmente encontrado em fitofisionomias de Vereda, brejo, campo limpo úmido e mata de galeria. Em geral apresenta uma distribuição agregada quando encontram o hábitat ideal, formando grandes populações, os "Buritizais", onde é o elemento dominante no estrato arbóreo (Ferreira, 2008; Silva et al., 2001).

De acordo com Lorenzi et al. (1996), Buriti na língua indígena significa “a árvore que emite líquidos” ou “a árvore da vida”. É considerada sagrada pelos índios por dela se fazer tudo o que é necessário para a sobrevivência: a casa, os objetos e a

alimentação. O Buriti é uma espécie dióica (Schmidt et al., 2007), possui altura de 20 a 30 m; tronco de 30 a 50 cm de diâmetro. Folhas de número de 20 a 30, de 3 a 5 m de comprimento por 2 a 3 m de largura, produzindo entre 1 e 5 folhas por ano (Schmidt et al., 2007). Produz cachos de 2 a 3 m de comprimento, que chegam a pesar 500 kg cada de massa fresca (Lorenzi et al., 1996).

O Buriti floresce quase todos os anos e frutifica de novembro a março, onde no Distrito Federal, um indivíduo de Buriti produz de um a quatro cachos com mais de 2000 frutos cada cacho (Almeida e Silva, 1994) possuindo relatos para a espécie de até 4000 frutos por cacho (Schmidt et al., 2007).

Almeida e Silva (1994) expuseram que para formação de mudas do Buriti, deve-se retirar a polpa, escarificar as sementes ou caroços e mantê-los imersos em água até serem levados para a sementeira levemente sombreada, onde se deve irrigar diariamente pela manhã e pela tarde mantendo o solo bastante úmido, obtendo resultado de 60% de germinação aos 60 dias contra 40% sem serem escarificadas e mais 60% de germinação das escarificadas dos 60 aos 120 dias contra nenhuma germinação das não escarificadas. Em trabalhos realizados com frutos inteiros, a germinação somente ocorreu após dois anos após a semeadura (Soares et al. 1968 *apud* Almeida e Silva, 1994). O fruto é consumido por várias espécies de aves e mamíferos como a arara canindé, *Ara ararauna*, Psittacidae (Bianchi, 1998), a anta, *Tapirus terrestris* L. (Henry et al., 2000), o porco-do-mato, *Tayassu tajacu*, e a queixada, *Tayassu pecari* (Kiltie, 1981).

Gurgel-Gonçalves et al. (2006) coletaram 3.862 indivíduos, pertencentes a 15 ordens, 45 famílias e 135 morfoespécies de artrópodos em Buritis do Distrito Federal. Além de artrópodos, pelo menos quinze espécies de vertebrados já foram observadas associados com *M. flexuosa*, como a *Scinax* sp. (Amphibia), *Micrurus* sp. (Reptilia), *Gnorimopsar chopi* (Vieillot), *Polyborus plancus* (Miller), *Amazona aestiva* (Linné) (Aves), *Didelphis albiventris* (Lund) e *Rhipidomys aff. macrurus* (Mammalia). Eles utilizam a palmeira como lugares de nidificação, abrigo ou sítios de alimentação (Prada, 1994; Sick, 1997). Outros grupos, como os fungos, também possuem uma forte associação com os Buritis, sendo que um total de 43 espécies foi encontrado em folhas, cachos e no caule da palmeira (amostras depositadas na Coleção Micológica de Referencia da Universidade de Brasília). Tal riqueza supera em muito a média de espécies de fungos associada com plantas do hemisfério norte. Nessa região, Hawksworth (1991) indica a proporção de seis espécies de fungos para cada espécie vegetal baseado em seus dados da Grã-Bretanha.

Tem-se a preocupação com o Buriti nos cuidados para com a saúde pública, pois a palmeira serve de hábitat para triatomíneos como *Rhodnius neglectus* Lent e *Psammolestes tertius* Lent e Jurberg (Hemiptera, Reduviidae), que são insetos hematófagos obrigatórios e vetores da doença de Chagas (de la Fuente e Catalã, 2002; Gurgel-Gonçalves e Cuba, 2007).

M. lexuosa possui múltiplas utilizações, como artesanato com folhas, frutos e outras partes; faz-se doce, creme, bombom, paçoca, sorvete, picolés e licores com a polpa do fruto; participa na fabricação de sabão caseiro e no uso na culinária com o óleo da polpa; é fabricado vinho com a seiva extraída do caule (Silva et al., 2001), e é o recurso natural mais rico em beta caroteno conhecido (Santos, 2005).

Alguns estudos ainda verificaram que o Buriti pode ser utilizado como uma fonte não-madeireira alternativa de matéria-prima para produção de celulose Kraft (Pereira et al., 2003), como fonte de compostos fotoprotetores a partir do Poliestireno e do Polimetacrilato de Metila se dopados com Óleo de Buriti (Durães et al., 2006) e que em função da presença de óleo de Buriti e de amido com poliestireno, se demonstra fortes indícios de biodegradabilidade desse material misturado, reduzindo assim a quantidade de poliestireno no meio ambiente (Schlemmer, 2007).

Portanto, pode-se concluir que o Buriti não é apenas importante do ponto de vista ecológico, conectando-se com aproximadamente 180 espécies, mas também do ponto de vista econômico e social. Devido também às peculiaridades de restrições ambientais da espécie e as facilidades de ser encontrada e reconhecida, o Buriti torna-se um bom exemplar de espécie para se testar modelos.

Diante da possibilidade de se empregar modelos que predigam a distribuição geográfica do Buriti baseados em suas necessidades ecológicas, pretende-se indicar áreas geográficas que apresentem condições propícias para o desenvolvimento de *M. flexuosa*, determinando os fatores importantes para sua ocorrência, bem como seus limites de tolerância. Desse modo, se uma espécie é encontrada em determinadas condições ambientais, ela possui o potencial de sobreviver e reproduzir-se em outros lugares com as mesmas características.

Muitos algoritmos computacionais diferentes podem ser aplicados para obter um modelo preditivo de distribuição geográfica de espécies. Tais modelos podem requerer dados de presença e ausência de espécies, como os modelos lineares genéricos (GLM) ou apenas a presença das espécies, como GARP, Maxent ou BIOCLIM (Brotons et al., 2004). As ocorrências geográficas das espécies são então cruzadas com variáveis

descritoras das condições ambientais que são relevantes para a sobrevivência da espécie. Os algoritmos, em seguida, produzem um modelo que representa uma medida do grau de adequação das condições bióticas ou abióticas para a ocorrência das espécies no âmbito do tempo-espaço. Os parâmetros gerados pelo modelo podem ser transferidos sobre um mapa da região (Peterson et al. 2007) ou mesmo ser aplicado para obter projeções para diferentes regiões ou períodos de tempo (passado, presente e futuro), que exigem os mesmos dados ambientais aplicados na geração do modelo (Santana et al, 2008).

Os modelos de distribuição geográfica são discutidos e aplicados no contexto do nicho ecológico de Hutchinson (Hutchinson, 1957), definido pela combinação de fatores ambientais para que a população de uma espécie possa manter uma taxa de crescimento positiva. Hutchinson também distinguiu o nicho entre o nicho fundamental, que é geneticamente e fisiologicamente pré-determinado, e o nicho realizado, que inclui ao nicho fundamental limitações decorrentes da competição interespecífica (Silvertown, 2004; Pulliam, 2000).

Idealmente, as predições de distribuição de espécies podem ser baseadas na quantificação do nicho fundamental e, depois, serem restringidas pelas interações bióticas. Dado que o nicho fundamental somente pode ser estimado usando experimentos manipulativos no campo e/ou em condições controladas, estas estimativas somente foram conduzidas para poucas espécies (Pearman et al., 2008). Na falta de dados de experimentos manipulativos, os modelos de distribuição geográfica podem ser montados com observações de campo. Contudo, distribuições observadas de espécies incluem efeitos de interações bióticas e, por essa razão, apenas fornecem informações sobre o nicho realizado. Qualquer mudança nas interações bióticas pode alterar o nicho realizado (Davis et al., 1998) e afetar a precisão das predições de distribuição das espécies.

Como tanto as espécies como os dados ambientais são geralmente amostrados durante um período limitado de tempo e/ou espaço, os modelos montados podem apenas refletir um ponto instantâneo do relacionamento esperado. Um postulado conveniente é supor que a espécie é modelada em pseudo-equilíbrio com o seu meio ambiente (Guisan e Theurillat, 2000). Embora isso seja exigido como um pressuposto para a projeção do modelo no espaço ou no tempo, algumas considerações críticas foram levantadas sobre quão perto um determinado sistema realmente é modelado em um equilíbrio (Araújo e

Pearson, 2005) e quanto tempo seria necessário para alcançar um novo equilíbrio, por exemplo, depois de uma mudança ambiental (Davis et al., 1998).

Embora um modelo de distribuição de espécies descreva a aptidão a um espaço ecológico, é tipicamente projetado em um espaço geográfico, resultando em uma área geográfica prevista para a presença das espécies. As áreas que satisfazem as condições do nicho realizado das espécies representam a sua distribuição potencial, enquanto as zonas geográficas em que elas realmente habitam constituem sua distribuição realizada (Phillips et al., 2006).

Mesmo quando um modelo é baseado nos requerimentos de nicho de uma espécie, as áreas que predizem a presença são geralmente maiores que a distribuição realizada, já que poucas espécies ocupam todas as áreas que satisfaçam seus requerimentos de nicho. Isto se deve a muitos fatores, como barreiras geográficas para dispersão, interações bióticas e modificações humanas no ambiente (Guisan e Thuiller, 2005).

Modelos de distribuição de espécies são aproximações incompletas porque a distribuição de uma espécie é sempre influenciada por um número indefinido de fatores dependentes que interagem de maneira desconhecida. Neste caso, o entendimento entre os dados simulados e os observados implica o cálculo da precisão do modelo para uma confirmação dentro de um processo iterativo em que o resultado de cada modelo deverá ser visto unicamente como “hipótese distributiva” limitado aos fatores utilizados, e à extensão e localização da região considerada (Lobo et al., 2008).

Rull (1998) desenvolveu um mapa geral de distribuição passada e atual do gênero *Mauritia* com base em evidências palinológicas, mas muitos pontos já descritos com a ocorrência do Buriti, como os estados de Goiás, Distrito Federal, Minas Gerais e São Paulo não constam nesse mapa (figura 02). O mapa de distribuição de Buriti de Oliveira-Filho e Ratter (2000) apresenta uma distribuição mais ampla, mas limita-se a mostrar apenas as localidades de ocorrência da espécie sem indicar os habitats (figura 03). Diferenciando destes trabalhos de distribuição do Buriti, esta pesquisa se aprofunda em modelos de distribuição potencial, em uma escala de maior resolução para se adquirir maior conhecimento do nicho ecológico do Buriti.

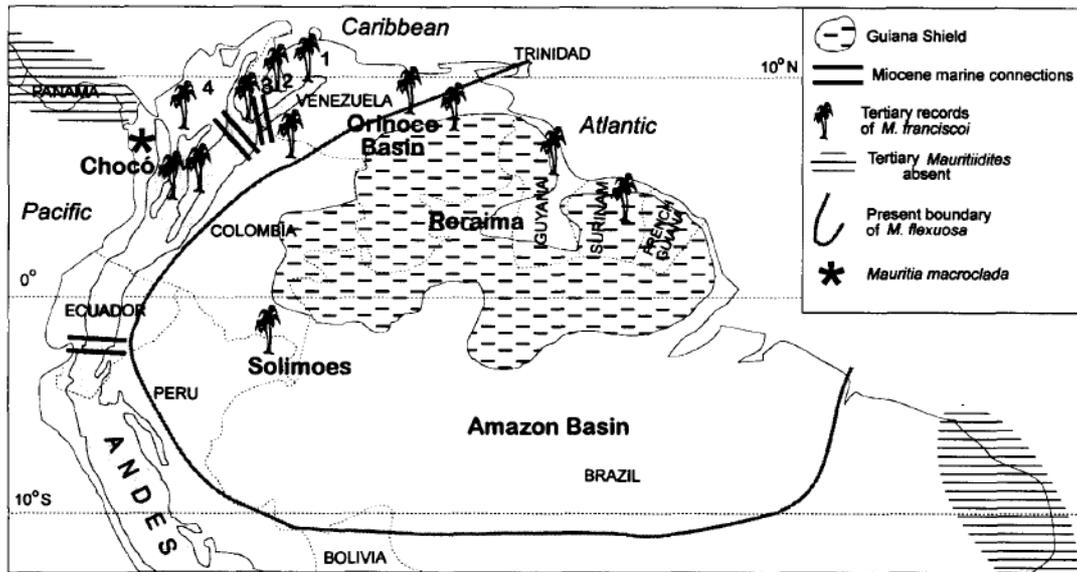


Figura 2. Distribuição atual e passada do gênero *Mauritia* (Rull, 1998).

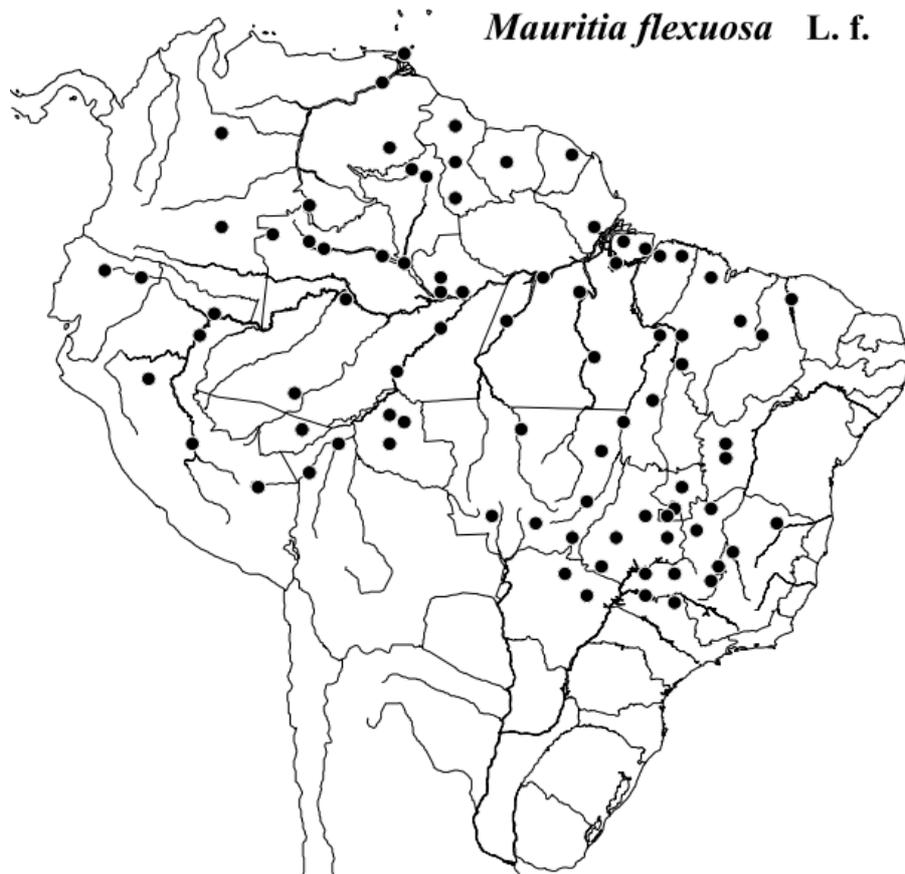


Figura 3. Distribuição geográfica conhecida de *Mauritia flexuosa* L. f., Oliveira-Filho e Ratter (2000).

O espaço ocupado pelo nicho ecológico em toda a sua distribuição geográfica, sobretudo para uma gama de espécies que ocupam vastas áreas, pode mudar por uma

variedade de razões. No entanto, os modelos de nicho ecológico são muitas vezes aplicados sobre grandes áreas geográficas sem levar em consideração os potenciais efeitos da variação regional de adaptação da espécie, as condições ambientais e as suas interações e as respostas das espécies a elas, podendo assim reduzir significativamente a precisão e a utilidade dos modelos (Murphy e Lovett-Doust, 2007). Deste modo, foi utilizada neste estudo uma área relativamente pequena em comparação com vários estudos de extensões continentais, o Distrito Federal, com 5.789,16 km².

Vale ressaltar que modelos de nicho ecológico têm sido aplicados amplamente em problemas ecológicos. Tais modelos extrapolam pontos conhecidos de ocorrência da espécie para áreas desconhecidas, sendo estes já utilizados em estudos de distribuição geográfica de espécies, efeitos da variação climática na distribuição de espécies, seleção de hábitat, desenhos de reservas para espécies raras e endêmicas e priorização de áreas de conservação (Guisan e Zimmermann, 2000). Várias técnicas podem ser utilizadas para produzir mapas de distribuição potencial de espécies e neste estudo serão avaliados os métodos de Assinatura Ambiental, Bioclim, Domain e Maxent, todos descritos na sequência.

A Assinatura Ambiental será produzida com um Sistema de Informação Geográfica - SIG. SIG é um ramo do processamento de dados que opera transformações nos dados contidos em uma base de dados referenciada territorialmente (geocodificada), usando recursos analíticos, gráficos e lógicos para a obtenção e apresentação das transformações desejadas (Xavier-da-Silva, 1992). Se as espécies subdividem seu hábitat com base em características físicas que podem ser referenciadas espacialmente, então o SIG pode desempenhar um papel crítico na identificação e descrição do particionamento do nicho pelo conceito de Assinatura Ambiental. Esta constitui um procedimento de análise e aquisição de conhecimento empírico que utiliza sobreposição de planos temáticos para extrair da base de dados as características registradas, causal ou aleatoriamente, em associação com o fenômeno de interesse (Lorini et al., 1996).

O papel mais importante da Assinatura é o potencial de análise heurística. Conforme explica Xavier-da-Silva (2001): "Neste espaço heurístico é possível se informar empiricamente sobre possíveis associações causais entre variáveis ambientais." A ocorrência conjunta de fenômenos pode caracterizar certos usos do espaço. A aplicação de tecnologias de informação geográfica para este aspecto das interações de comunidade representa algo relativamente inexplorado em SIG na pesquisa ecológica. (Bishop, 2002).

Um dos modelos utilizados, Domain (Elith et al., 2006), estima a similaridade ambiental (o complemento da distância) entre um local de interesse e da presença do registro mais próximo no ambiente. Ele utiliza registros de presença da espécie sem referência a algum conhecimento ou alguma forma de ausência. Domain utiliza a métrica Gower, uma distância medida que padroniza cada variável pelo seu alcance ao longo de todas as presenças para equilibrar a contribuição de todas as variáveis. Domain pode ser usado para especificar um envelope ambiental, selecionando um limiar mínimo de semelhança, ou ele pode ser usado para mapear semelhanças em uma escala contínua.

Bioclim (Elith et al., 2006) é um método de correspondência de perfis. Ele utiliza registros de presença da espécie sem referência a algum conhecimento ou forma de ausência. O perfil da espécie resume como as presenças conhecidas estão distribuídas em relação às variáveis ambientais delimitadas pelos seus mínimos e máximos. Com inúmeras variáveis ambientais, o perfil agregado forma um espaço multidimensional (um hiper-retângulo ou "envelope ambiental"), que define o domínio ambiental da espécie. Esse envelope especifica o modelo em termos de percentagens ou alta e baixa tolerância, e não permite regiões de ausência (ou seja, "buracos") dentro do envelope. Um mapa de hábitat pode ser produzido a partir do modelo, por classificar cada local de acordo com a sua posição no perfil ambiental da espécie. Comumente esses mapas são baseados em grades e classificam cada célula em uma das várias classes de adequação ambiental para a espécie. A versão do DIVA-GIS é uma implementação do método Bioclim que pode utilizar todas as variáveis de predição (não somente as climáticas), e que produz previsões na forma de porcentagens.

Maxent é um método de propósito geral de inteligência artificial com uma simples e precisa formulação matemática. Maxent estima distribuições de espécies por encontrar a distribuição de máxima entropia sujeitas à obrigação de que o valor esperado de cada variável ambiental (ou a sua transformação e/ou interações) nos termos da distribuição estimada corresponda a sua distribuição empírica média (Phillips et al., 2006).

Para quantificar a qualidade desses modelos geralmente é utilizada uma matriz de confusão. A partir de um conjunto amostral distinto daquele utilizado para ajustar o modelo é possível construir essa matriz (Santa Catarina, 2005). Comumente é utilizado para visualizar esses erros o chamado gráfico do receptor-operador (ROC-plot), no qual são representadas as frações dos verdadeiros positivos contra os falsos positivos, que

será empregado para ajudar na validação dos modelos gerados. Outros métodos que podem ser utilizados para comparar os resultados de diferentes modelos são os índices de congruência espacial de KAPPA e sua variante PABAK (*Prevalence and Bias Adjusted Kappa*).

Assim, para atender a necessidade deste estudo, serão comparados quatro métodos de modelagem de nicho ecológico (Assinatura Ambiental, Domain, Bioclim, e Maxent) representados por seus respectivos programas, que extrapolam pontos conhecidos de ocorrência de *Mauritia flexuosa* no Distrito Federal para áreas desconhecidas de ocorrência baseados em suas necessidades ecológicas.

1.1 Hipóteses

- Hipótese 1: os modelos de distribuição geográfica consideram que se uma espécie é encontrada em determinadas condições, ela pode sobreviver e reproduzir em outros lugares com as mesmas qualidades, assim a validação dos mapas de cada modelo de distribuição do Buriti pode ser considerada uma hipótese espacial restrita a área e aos fatores ambientais utilizados.
- Hipótese alternativa: os modelos não representam as condições que a espécie pode sobreviver e reproduzir.
- Hipótese 2: se na sua definição as Veredas comportam Buritis, então todos os locais alagados que potencialmente suportam Buritis poderiam ser consideradas Veredas.
- Hipótese alternativa: todos os locais alagados que potencialmente suportam Buritis não poderiam ser considerados Veredas.

1.2 Objetivos

Pelas peculiaridades explicitadas das Veredas e de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) e conforme o artigo 2º da lei 4.771 de 15 de setembro de 1965 que institui o Código Florestal, as Veredas são consideradas Áreas de Preservação Permanente onde deverão ser preservadas as florestas e demais formas de vegetação natural. Assim ressalta-se o valor de se conhecer a distribuição geográfica potencial do Buriti e suas

relações com as Veredas, bem como entender as condições ecológicas que estão envolvidas nesta distribuição para sua preservação, e o conhecimento e manutenção da biodiversidade desta importante fitofisionomia do Cerrado. Para que isto seja possível, têm-se como objetivos:

- Indicar e comparar áreas geográficas que apresentem condições propícias para o desenvolvimento de *M. flexuosa*, determinando os fatores importantes para sua ocorrência, bem como seus limites de tolerância, modelando, assim, a distribuição potencial de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) no Distrito Federal, utilizando quatro algoritmos de modelagem de distribuição geográfica.
- Espacializar a localização das Veredas do Distrito Federal de acordo com a legislação brasileira para possuir o conhecimento de suas localizações e características.
- Verificar a ausência de características de Veredas em áreas alagadas.
- Comparar as Veredas espacializadas e as áreas alagadas com os modelos criados para verificar se todos os locais alagados que potencialmente suportam *Buritis* poderiam ser considerados Veredas.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

A área geográfica do estudo restringe-se ao Distrito Federal, pois buscou-se a produção de modelos com melhor resolução espacial. O Distrito Federal, com área aproximadamente de 5.789,16 km², localiza-se na região Centro-Oeste do Brasil, sendo delimitado pelas latitudes 16° 3' 1,5" a -15° 30' 2,9" e longitudes de -48° 17' 14,5" a -47° 18' 30,2".

A vegetação típica da área é o Cerrado, possuindo geralmente solos pobres em nutrientes essenciais e ricos em ferro e alumínio. Observando o Modelo Digital de Elevação de Terreno (Figura 4), encontram-se áreas planas e elevadas em vermelho, com colinas arredondadas e chapadas intercaladas por escarpas, tendo ao norte relevo acidentado com vales profundos e ao sul tendo vales abertos e encostas pouco íngremes.

Segundo a classificação climática de Köppen (CODEPLAN, 1984), no Distrito Federal podem ocorrer, em função de variações de temperaturas médias (dos meses mais frios e mais quentes) e de altitude, climas do tipo Tropical Aw, Tropical de Altitude Cwa e Tropical de Altitude Cwb.

A precipitação média anual é da ordem de 1500 mm, sendo que existe uma distribuição irregular apresentada na figura 5, onde as menores médias pluviométricas anuais ocorrem na porção leste e as taxas mais baixas estão concentradas em dois pontos a NE e SE do Distrito Federal (Baptista, 1998).

2.2 Dados de Ocorrência e variáveis utilizadas

Foram utilizados dados de ocorrência de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) obtidos a partir de literatura (Gurgel-Gonçalves e Cuba, 2007), de herbário (Herbário da Universidade Estadual de Londrina) e relatos da população local que indicaram localizações da espécie verificadas no local para o Distrito Federal durante o período do primeiro ano de realização desse trabalho. Inicialmente, no total, foram georreferenciados 12.053 pontos de ocorrência de indivíduos adultos no Distrito Federal através de GPS (*Global Positioning System* - Sistema de Posicionamento Global) com erro aproximado de 15 metros. Em uma segunda etapa do estudo, outros 4.125 pontos de ocorrência foram obtidos em campo (Figura 6) através de relatos da população local

e georreferenciados com GPS durante o terceiro semestre desse trabalho. Como indivíduo adulto, foi considerado aquele que possuía mais de dois metros de altura do chão até o final do tronco.

Os dados edáficos foram obtidos a partir de mapas da Embrapa Cerrados (Reatto et al., 2004) na escala de 1:100.000; os dados de uso do solo do Distrito Federal foram cedidos pelo CPRM – Serviço Geológico do Brasil (Silva, 2003) na escala de 1:250.000. A hidrografia do Distrito Federal na escala de 1:10.000 foi retirada do SITURB – Sistema de Informação Territorial e Urbana do Distrito Federal. Foram criadas faixas equidistantes em 100 metros a partir dos corpos de água para o mapeamento da ocorrência dos buritis. Os buritis estiveram presentes em todas as faixas até a distância de 700 metros dos corpos d'água, onde foi localizado o Buriti mais distante.

Dados sobre altitude em um Modelo Digital de Elevação de Terreno (MDE), classes de declividade, e exposição do terreno combinada com as classes de declividade (exposição solar) foram calculadas de acordo com os procedimentos dados por Guimarães et al. (2008). As fontes primárias destes dados foram imagens do sensor ASTER obtidas da NASA e METI (ERSDAC, 2009).

Os dados climáticos se constituem em temperaturas mensais mínimas, máximas e precipitações mensais e suas variáveis bioclimáticas definidas na tabela 01. Tais dados foram obtidos na página do WorldClim (Hijmans et al., 2005). Além desses dados climáticos, foram obtidos mapas de evapotranspiração potencial anual e mensais e índice de aridez anual na página do projeto *CGIAR-CSI Global-Aridity and Global-PET Geospatial Database* (Trabucco & Zomer, 2009).

Uma vez que os dados climáticos originais encontravam-se em uma resolução espacial muito grosseira para a área de estudos (resolução de 1x1 km), os dados foram interpolados com krigagem ordinária para aumentar a resolução para torná-los compatíveis com as imagens ASTER, ou aproximadamente uma resolução de 30 metros. Para a interpolação foi utilizado o software ArcGIS® 9.3.1 (ESRI 2009). Detalhes sobre a técnica de krigagem ordinária podem ser obtidos em Goovaerst (1997) e em Felgueiras (2000).

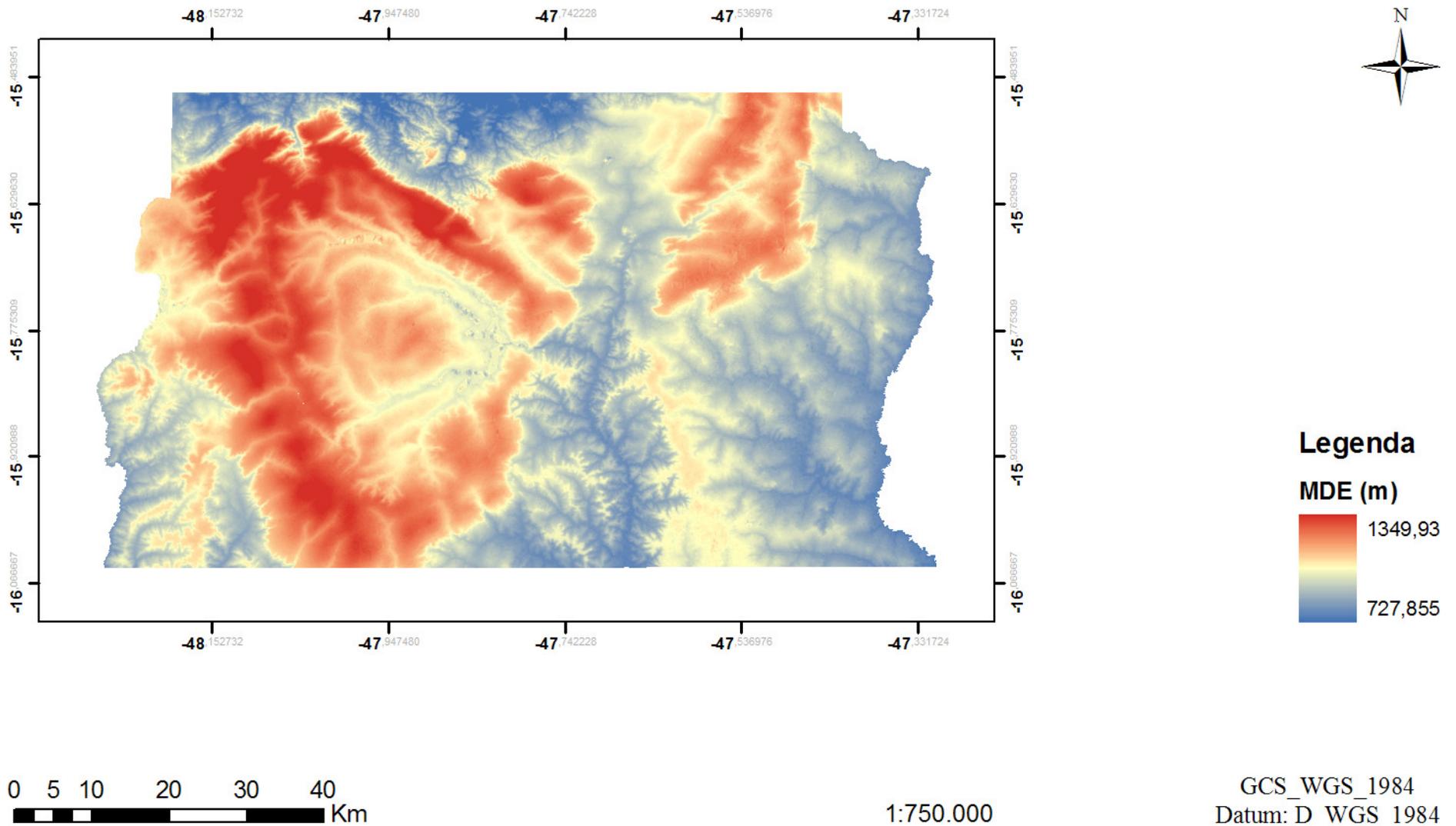
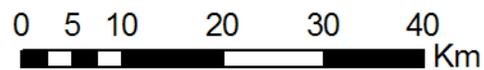
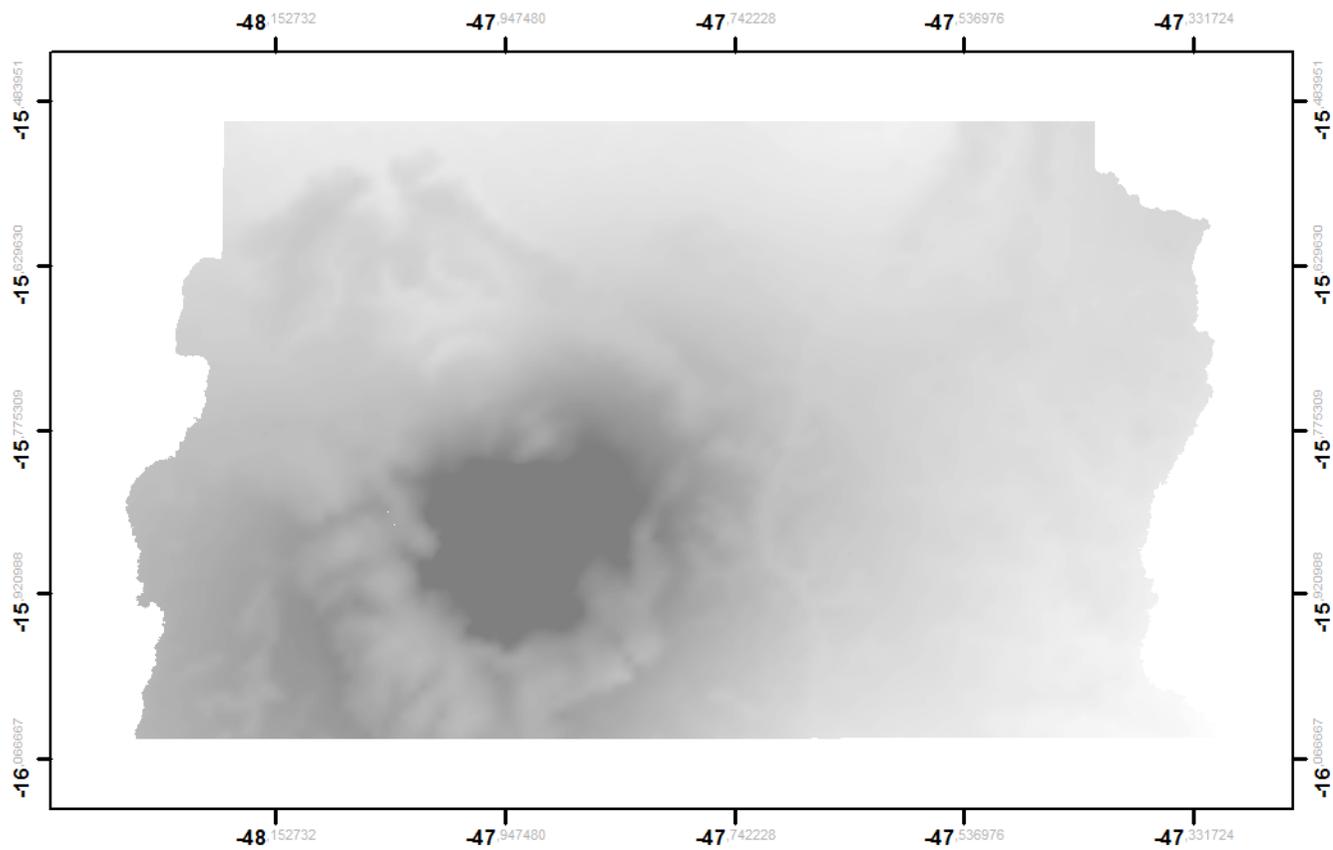


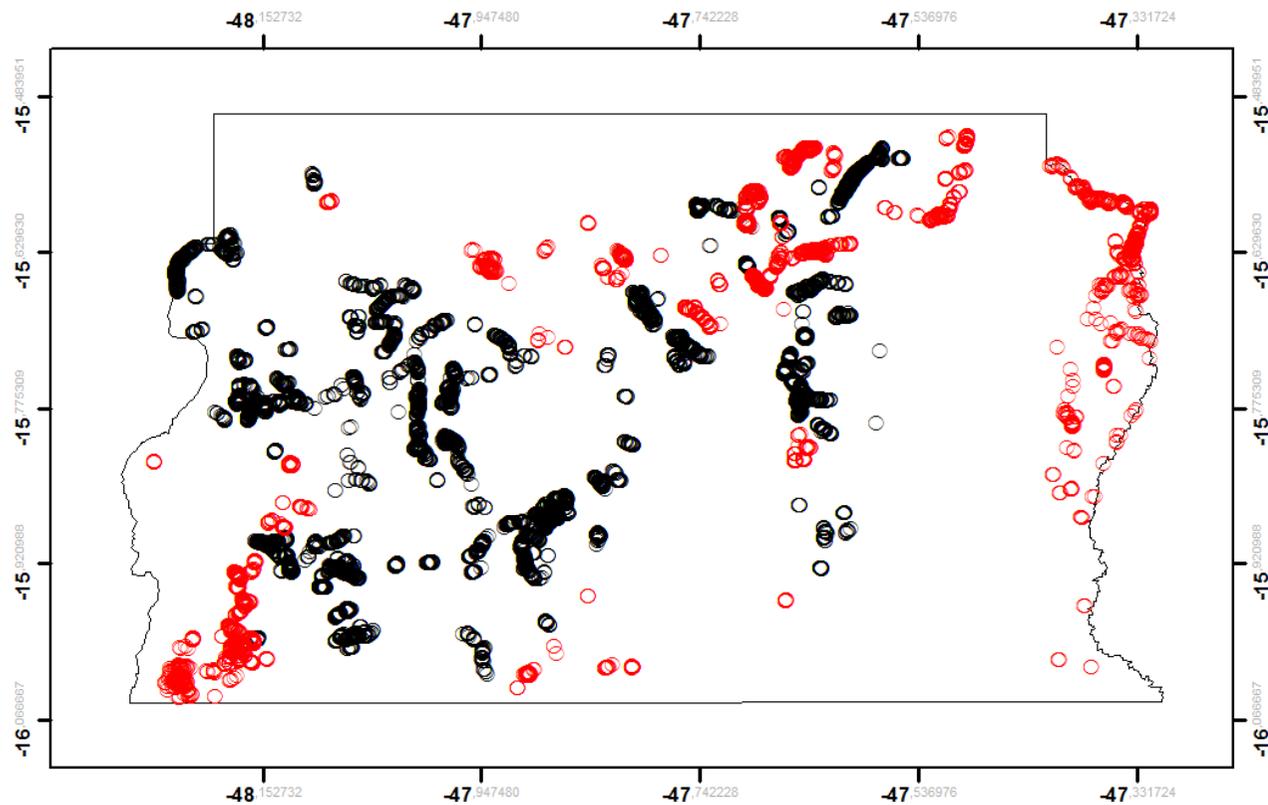
Figura 4. Modelo Digital de Elevação de Terreno (MDE) do Distrito Federal gerado a partir de imagens ASTER. Fonte: Agência Espacial Norte-Americana-NASA.



1:750.000

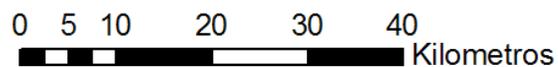
GCS_WGS_1984
 Datum: D WGS 1984

Figura 5. Distribuição da precipitação média anual do Distrito Federal para os anos de 1950-2000.



Legenda

- Novos Pontos de Ocorrência
- Pontos Iniciais de Ocorrência
- Limite DF



1:750.000

GCS_WGS_1984
Datum: D WGS 1984

Figura 6. Localizações dos Buritis no Distrito Federal. Pontos em preto (12.053 pontos) são as localizações utilizadas na fase de criação dos modelos de distribuição potencial e pontos em vermelho (4.125 pontos) são os pontos utilizados para teste e validação dos modelos.

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas obtidas na página do WorldClim (<http://www.worldclim.org/>), complementando as variáveis temperaturas mensais mínimas, máximas e precipitações mensais.

Variável	Descrição
BIO01	Temperatura Média Anual (°C * 10)
BIO02	Oscilação Térmica Diária (°C * 10)
BIO03	Isotermalidade (%)
BIO04	Sazonalidade Térmica (Desvio-padrão * 100)
BIO05	Temperatura Máxima do Mês mais Quente (°C * 10)
BIO06	Temperatura Mínima do Mês mais Frio (°C * 10)
BIO07	Oscilação Térmica Anual (°C * 10)
BIO08	Temperatura Média da Estação Quente (°C * 10)
BIO09	Temperatura Média da Estação Seca (°C * 10)
BIO10	Temperatura Média da Estação Úmida (°C * 10)
BIO11	Temperatura Média da Estação Fria (°C * 10)
BIO12	Precipitação Anual (mm)
BIO13	Precipitação do Mês mais Úmido (mm)
BIO14	Precipitação do Mês mais Seco (mm)
BIO15	Sazonalidade de Precipitação (Coeficiente de Variação)
BIO16	Precipitação da Estação Úmida (mm)
BIO17	Precipitação da Estação Seca (mm)
BIO18	Precipitação da Estação Quente (mm)
BIO19	Precipitação da Estação Fria (mm)

2.3 Métodos de modelagem de nicho ecológico

Foram utilizados quatro algoritmos para gerar a distribuição potencial do Buriti no Distrito Federal, sendo três programas disponíveis gratuitamente na internet (BIOCLIM, DOMAIN e MAXENT) e um modelo desenvolvido em ambiente de SIG (Sistema de Informação Geográfica). O mesmo conjunto de dados de ocorrência do Buriti foi utilizado em todos os modelos (pontos pretos da figura 5), sendo que os pontos foram divididos aleatoriamente em dois grupos de tamanhos iguais: um grupo para desenvolver os modelos (treinamento) e outro para testar os modelos. Adicionalmente foram coletados novos dados de ocorrência para testes com ocorrências desconhecidas para os modelos (pontos vermelhos da figura 5).

Uma vez que os mapas resultantes dos modelos representam valores da adequabilidade ambiental para a espécie, mapas de ocorrência esperada foram gerados a partir da reclassificação dos valores obtidos por cada modelo. Para tanto foram utilizados os valores mínimos da ocorrência da espécie (cruzamento dos pontos de ocorrência com os modelos gerados) para produzir mapas binários (0 ou ausência para valores abaixo do mínimo observado e 1 para a presença nos locais com adequabilidade acima do valor mínimo).

Do total de 76 variáveis disponíveis, 34 foram selecionadas para as modelagens através da correlação de Pearson, onde foram utilizadas somente as que possuíam correlação inferior a 95%. Esta redução de variáveis utilizadas para modelagem se torna necessária para um melhor poder preditivo e acurado dos modelos (Guisan e Zimmermann, 2000). Não foram utilizadas variáveis categóricas nas modelagens, pois alguns modelos não permitiam tais dados.

2.3.1 Assinatura Ambiental (SIG)

O modelo de distribuição potencial do Buriti fornecido pela Assinatura Ambiental realizada neste trabalho pode ser resumido como a média ponderada pelo índice de Simpson das probabilidades de ocorrência encontradas através dos pontos de ocorrência de Buriti das variáveis utilizadas.

Com o SIG, foram realizados os levantamentos de dados (inventário e assinaturas) e prospecções de avaliações diretas (potenciais) de acordo com procedimentos dados por Xavier-da-Silva e Carvalho-Filho (1993). O inventário foi considerado o conjunto das variáveis que influenciam a distribuição geográfica do Buriti. Já as assinaturas constituem um procedimento de análise e aquisição de conhecimento empírico que utiliza sobreposição de planos das variáveis para extrair da base de dados obtidas dos planos as características que, causal ou aleatoriamente, são registradas em associação com o fenômeno de interesse (Lorini et al., 1996), no caso a ocorrência dos buritis. As áreas na base de dados foram referentes aos locais no ambiente em que ocorreu o Buriti. Os potenciais foram as propensões para a existência do Buriti. Assim, a ocorrência conjunta de fenômenos pode caracterizar certos usos do espaço.

A assinatura foi elaborada confrontando cada uma das variáveis selecionadas com os pontos de ocorrência do Buriti, tendo sido estabelecida uma relação entre as

variáveis e a presença do Buriti. Para a implementação da assinatura de um fenômeno ambiental (Francisco Filho, 2004) é definida primeiramente uma área alvo. A área alvo é, então, confrontada com as classes de frequência de todas as variáveis que fazem parte da base de análise, gerando um relatório que define em que percentagens estas variáveis foram coincidentes com a área alvo, e qual a percentagem da área alvo (% da área delimitada para a assinatura ambiental) que coincidiu com as classes de ocorrência analisadas. No caso de pontos de ocorrência, resta apenas a probabilidade de ocorrência destes pontos em cada variável.

Com os dados de de MDE, de declividade, de radiação solar, de dados climáticos, das variáveis bioclimáticas e dos *buffers* de corpos de água do Distrito Federal, foram criados mapas de probabilidade de ocorrência de Buritis para cada variável, com um total de 34 mapas probabilísticos. Como exemplo, se existem 3554 Buritis do grupo de modelagem de um total de 6026 Buritis em 100 metros de distância de um corpo hídrico, então a probabilidade de ocorrência de um Buriti em 100 metros de distância de um corpo hídrico é de 58,97% e assim por diante para as outras distâncias, e o mapa probabilístico seria o mapa com todas estas probabilidades.

Tentou-se antes disso, para que se fosse utilizada equações de distribuição de probabilidades para cada variável ao invés de apenas as probabilidades, ajustar os dados das variáveis em curvas de probabilidade, como as distribuições Normal, Exponencial, Gama, Log-logistic, Triangular, Uniforme e Weibull, mas os testes de Qui-Quadrado e Kolmogorov-Smirnov não foram satisfatórios para um bom ajuste.

Mesmo tendo dados com distribuições bem definidas é possível utilizar simplificações da distribuição de determinada variável para facilitar a modelagem, como Mortara (2000) utilizou uma função triangular para distribuição normal de algumas variáveis na modelagem da distribuição potencial do palmitero (*Euterpe edulis Martius*) em região montanhosa a partir de variáveis topográficas.

Francisco Filho (2004) indica que a interpretação dos resultados das assinaturas pode apontar para várias possibilidades de ocorrências, nem sempre apresentando uma correlação consistente entre os fenômenos analisados. Há casos em que a assinatura de uma ocorrência de interesse é representada por uma pequena área, que está contida totalmente dentro de uma classe de ocorrência representada por uma grande área, levando a crer que a possibilidade de correlação entre o fenômeno assinado e a categoria é de 100%, havendo uma relação de um para um. Em outra situação ocorre o inverso, sendo a ocorrência assinada (área alvo) representada por uma grande área, que engloba

uma ou várias classes de ocorrência dos níveis temáticos analisados, estabelecendo uma relação de um para muitos. Em ambos os casos existe uma dificuldade para estabelecer o grau de correlação entre a ocorrência assinada e os níveis temáticos que compõem a base de análise, podendo haver distorções na interpretação da importância que a ocorrência assinada realmente possui, tanto subestimando como superestimando as relações existentes.

Para minimizar esse risco, de acordo com Francisco Filho (2004), é importante que haja uma forma de se estabelecer a importância da correlação de cada ocorrência dos níveis temáticos analisados com a ocorrência assinada (área alvo) para que a análise da realidade ambiental tenha consistência. Nesse caso, existem duas possibilidades: um processo de avaliação racional, em que o analista atribui pesos e notas às ocorrências, baseado em seu conhecimento e experiência com o fenômeno analisado, ou um processo empírico, em que a valoração das correlações entre as classes de ocorrências se dê por meio de valores numéricos estabelecidos por procedimentos matemáticos lógicos, reproduzíveis por qualquer analista.

Como exemplo de metodologia racional para a definição dos critérios e, posteriormente, dos pesos de fatores, emprega-se a Técnica Participatória proposta por Malczewski (1999), Eastman (2001) e Chen et al. (2001), que se constitui na reunião e consulta a especialistas das diferentes áreas de interesse do trabalho, além de uma revisão bibliográfica extensa, o que demandaria muito tempo para tantas variáveis utilizadas além de adicionar um fator subjetivo.

Neste estudo foi adotada a abordagem empírica, pois além do alto número de pontos de ocorrência, os componentes envolvidos na distribuição espacial do Buriti apresentam variações intrínsecas que dependem da interpretação de especialistas que nem sempre detêm a mesma visão e experiência sobre o tema, podendo gerar resultados de difícil reprodução caso fosse utilizado o processo de avaliação racional.

Para a elaboração de modelos que apresentem áreas de ocorrência de Buritis, é necessário que os procedimentos de valoração das correlações, entre as ocorrências dos Buritis e as variáveis usadas para as análises, possam ser quantificadas dentro de uma estrutura lógica passível de reprodução. Para isso foi definido um índice de correlação, o índice de Simpson, que estabelece o quanto a percentagem assinada apresenta coincidência com as variáveis que compõem a base de análises.

O mapa potencial de ocorrência de Buritis foi então criado de acordo com a média ponderada desses mapas probabilísticos, no qual os pesos foram criados pelo

índice de diversidade de Simpson. Esses pesos foram normalizados para que a soma de todos os pesos fosse igual a 1. Jiang e Eastman (2000) citam que o método da Média Ponderada possibilita a obtenção de várias soluções ao longo do *continuum* existente. Essas soluções implicam em diferentes grupos de pesos de ordenação e riscos assumidos no processo de tomada de decisão, o que se tornou essencial para a escolha da metodologia, em comparação com outros métodos de avaliação como, por exemplo, o Booleano, onde a resposta possui apenas dois valores.

A média ponderada pode ser postulada como representativa da possibilidade de ocorrência de um evento que seja causado, em princípio, pela atuação convergente dos parâmetros ambientais nela considerados (Xavier-da-Silva, 2001), na qual a ponderação foi realizada pelo uso do índice de diversidade de Simpson. Este índice foi escolhido pelo fato de que metodologias estatísticas básicas, como a regressão linear (Sales et al., 2007), não foram suficientes para se ter alguma conclusão sobre a importância de cada variável, obrigando, assim, a utilização de metodologias não usuais, além de não se encaixarem em dados categóricos.

Estudos ecológicos sobre diversidade possuem de certa forma, a mesma problemática ao tentar quantificar a mesma. O índice de diversidade de Simpson (D) é frequentemente usado para quantificar a biodiversidade de um hábitat. O índice leva em conta o número de espécies presentes e a abundância relativa de cada espécie, representando a probabilidade de que dois indivíduos selecionados aleatoriamente em um hábitat sejam da mesma espécie (Offwell e Wildlife, 2009), com valores altos indicando forte dominância e baixa diversidade, sendo calculado como (Odum e Barret, 2007):

$$D = \sum(n/N)^2$$

Onde:

n = o número total de organismos de uma particular espécie, neste estudo o número total de dados de um particular elemento.

N = o número total de organismos de todas as espécies, neste estudo o número total de dados de todos os elementos de uma variável.

Como definição, uma variável será qualquer fator que causar alterações na distribuição espacial do Buriti, como, por exemplo, a temperatura média anual. Um

elemento serão as constituintes da variável, como as temperaturas em si da variável do exemplo acima, e os dados serão as frequências relativas dos elementos. Assim, se dentre todos os Buritis amostrados 15 Buritis forem encontrados na temperatura de 15,4 graus Celsius da temperatura média anual, então a temperatura será a variável, o número 15,4 graus Celsius será o elemento e o número 15 Buritis será o dado.

O índice de diversidade de Simpson, como uma medida de concentração (Simpson, 1949), foi utilizado por ser um índice de dominância, que se baseia na abundância das espécies (no caso dos dados) mais comuns do que na riqueza, ou seja, o número de espécies ou dados no caso.

Este índice fornece um resultado entre 0 e 1. O valor resultante do índice em um intervalo pré-definido é interessante por fornecer um método de comparação intrínseco, ou seja, com somente uma variável, é possível saber que aquele valor resultante é alto ou baixo sem a necessidade de se comparar com os valores de outras variáveis, sendo preciso apenas comparar com os limites mínimos e máximos do índice. Vale salientar que outros índices, como o índice de Shannon, baseados na teoria da informação, devem ser evitados, ou pelo menos modificados, pois possuem em sua definição a distribuição normal dos dados, o que não foi o caso deste estudo.

Foram definidos os mínimos, os máximos, as médias e os desvios-padrões das variáveis para melhor definir os padrões ambientais da distribuição conhecida do Buriti no Distrito Federal, além das frequências de ocorrência nas variáveis onde não foram possíveis estas estatísticas, como o tipo de solo e o de uso de solo.

As previsões para cada célula de análise são valores médios percentuais que representam o valor de uma média ponderada das variáveis pelo índice de Simpson para a célula, tendo assim valores de 0 a 100. Para facilitar a visualização dos resultados, os pesos gerados pelo índice de Simpson foram normalizados.

Software usado: ArcGIS® 9.3.1.

2.3.2 DOMAIN

O algoritmo do DOMAIN usa uma similaridade métrica (métrica Gower) para atribuir um valor de classificação a um local baseado em seu potencial de proximidade no espaço ambiental para o local mais semelhante da ocorrência da espécie. A similaridade entre o local de interesse e a localização de cada ocorrência registrada é calculada pela soma da distância padronizada entre os dois pontos para cada variável

ambiental. A padronização é obtida dividindo a distância pelo alcance da variável ambiental dos locais de presença, equalizando a contribuição de cada variável ambiental. A distância padrão é então subtraída de 1 para obter a similaridade complementar. Os valores são limitados entre 0 e 1 para os pontos dentro do intervalo ambiental das ocorrências de espécies, e em valores negativos para os lugares que estão fora do intervalo. O valor de previsão é então a máxima similaridade que poderia ser obtida entre o local de interesse e do conjunto de ocorrências conhecidas da espécie. Os resultados do modelo não devem ser interpretados como previsões de probabilidade de ocorrência, mas como uma medida de confiança de classificação.

Apesar de ser um modelo facilmente interpretado e representado como um mapa de distribuição potencial, não aborda potenciais correlações e interações entre as variáveis ambientais e dá igual peso para todas as variáveis.

Domain, pelo DIVA-GIS, fornece como resultado final valores de 0 a 100 da máxima similaridade entre os pontos de ocorrência e os pontos mapeados.

Software usado: DIVA-GIS 7.1.7.2.

Configurações: Padrão.

2.3.3 BIOCLIM

O Bioclim utiliza um algoritmo para identificar locais que tenham condições ambientais que ocorram dentro dos intervalos registrados nos pontos de ocorrência da espécie. Especificamente, os valores mínimos e máximos para cada variável ambiental são identificados para definir o envelope multidimensional do ambiente onde a espécie ocorre. Locais da área de estudo onde as condições ambientais, dentro dos limites do envelope multidimensional, são previstos como locais potenciais de ocupação. Este método é conhecido por ser sensível a *outliers*. Muitas vezes a distribuição prevista é calculada desconsiderando 5% dos valores inferiores e superiores para cada variável ambiental. Bioclim representa então os limites entre 5-95% do envelope multidimensional ambiental podendo ser mais ou menos restritivo, selecionando limites percentuais menores ou maiores para definir as condições do ambiente onde a espécie está prevista para ocorrer.

Apesar de ser um modelo facilmente interpretado e representado como um mapa de distribuição potencial, não aborda potenciais correlações e interações entre as variáveis ambientais (Farber e Kadmon, 2003), dá igual peso para todas as variáveis

ambientais (Parra et al., 2004) e é sensível a *outliers* e *bias* de amostragem, onde os procedimentos descritos acima para lidar com *outliers* podem ser insuficientes, uma vez que provavelmente reduziria o potencial da previsão, aumentando erros de omissão (Farber e Kadmon, 2003).

Bioclim, implementado no programa DIVA-GIS, fornece como resultado final valores de 0 a 100 do que está dentro do envelope percentual gerado pelo modelo.

Software usado: DIVA-GIS 7.1.7.2.

Configurações: Padrão.

2.3.4 MAXENT

O Maxent utiliza uma abordagem estatística chamada de máxima entropia para fazer previsões a partir de informações incompletas. O algoritmo estima a distribuição mais uniforme da entropia máxima dos pontos de ocorrência em toda a área de estudo, dada a restrição de que o valor esperado de cada variável ambiental no âmbito da presente distribuição estimada corresponda a sua média.

O Maxent pesa cada variável ambiental com uma constante. Assim a distribuição de probabilidade é a soma de cada variável modificada dividida por uma constante de escala para garantir que a probabilidade de valores varie de 0-1. O programa começa com uma distribuição de probabilidade uniforme e altera iterativamente o peso para maximizar a probabilidade para alcançar a distribuição de probabilidade ótima (Phillips et al., 2006).

Apesar da distribuição de probabilidade ser matematicamente definida e a formulação do modelo ser relativamente transparente, possuindo potencial para investigar a influência que cada variável ambiental tem sobre o padrão de distribuição de espécies, Maxent possui um processo computacional extremamente intenso.

As previsões para cada célula de análise, neste caso, são "valores acumulativos" que representam em percentagem o valor de probabilidade média para a célula. A célula com um valor de 100 é a mais adequada, e quando as células possuem valor perto de 0 são as menos adequadas dentro da área de estudo.

Software usado: MaxEnt 3.3.2, escrito em Java por Phillips, Schapire e Dudik.

Configurações: Padrão.

2.4 Espacialização de Veredas

Para caracterizar as Veredas, foram utilizados os pontos definidos pela Resolução Conama Nº 303, de 20 de Março de 2002, onde em seu artigo segundo, inciso terceiro, define Vereda como espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d'água, na qual há ocorrência de solos hidromórficos, caracterizado predominantemente por renques de Buritis do brejo (*Mauritia flexuosa*) e outras formas de vegetação típica.

Como não foi definido o que seriam outras formas de vegetação típica, essa informação foi ignorada no modelo de Veredas pela dificuldade de obtê-la, já que seria necessária uma ampla pesquisa em várias Veredas para se estabelecer um ponto inicial do que seria vegetação típica para as Veredas. Outro ponto ignorado foi sobre espaços brejosos ou encharcados, que está explícito na caracterização de solos hidromórficos. Assim a modelagem de Veredas, de acordo com os dados existentes, ficou definida como a extensão de solos hidromórficos na escala de 1:250.000 onde existem Buritis e nascentes na escala de 1:10.000.

2.5 Análise de Dados dos Modelos de Nicho Ecológico

Para validar os modelos foram gerados dois grupos de testes. O primeiro grupo de testes (Teste 1) é uma das partes advinda da divisão aleatória em duas partes iguais dos dados iniciais. O segundo grupo de teste (Teste 2) é formado pelos novos pontos de ocorrência coletados em campo.

Desta forma, a validação dos modelos gerados foi realizada com confirmações em campo e com testes de um conjunto de dados independentes, utilizando o chamado gráfico do receptor-operador (ROC-plot), no qual são representadas as frações dos verdadeiros positivos contra os falsos positivos. A área sob a curva (AUC – *Area Under the Curve*) é tomada como uma medida de acurácia do modelo e caracteriza o seu desempenho (Phillips et al., 2006). A Curva ROC, compara as áreas estimadas no modelo com aquelas observadas no mesmo ponto pelas amostras de validação. Segundo Elith e Leathwick (2007) quanto mais próxima de 1,0 e mais distante de 0,50 for a área sob a curva ROC, maior será a acurácia do modelo. Deve-se salientar que as curvas ROC foram criadas, de acordo com Lobo et al. (2008), durante a Segunda Guerra

Mundial para avaliar o desempenho de sinais de radar entre os sinais positivos e os falsos alarmes, ou seja, entre dados binários, o que significa que foram utilizados os mapas binários dos modelos.

Ao comparar duas curvas ROC é importante considerar não só a área sob cada curva, como discutido, mas também a forma da curva e se interceptam. A área sob a curva medida fornece um resumo da discriminação da precisão do modelo. Por conseguinte, a curva ROC com a maior área é, em média, mais precisa. No entanto, a forma da curva ROC é igualmente importante, e descreve a relação custo-benefício entre os verdadeiros positivos e os falsos positivos onde o limiar da probabilidade é modificado. Portanto, duas curvas ROC que se interceptam proporcionam diferentes níveis de precisão, dependendo do limiar de probabilidade que for selecionado. Portanto, esta relação custo-benefício pode afetar a escolha de um modelo para uma determinada aplicação (Pearce e Ferrier, 2000).

As curvas ROC e as AUC foram feitas com o pacote ROCR 1.0-4 (Sing et al., 2005) do programa R 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). Outras formas de comparação que foram utilizadas através da matriz de confusão nos modelos e entre eles foram a taxa de omissão (os falsos negativos em que a taxa que o modelo falhou em prever a ocorrência), a taxa de comissão (falsos positivos), a acurácia (soma das probabilidades dos verdadeiros positivos e os verdadeiros negativos), o índice de KAPPA e o índice PABAK.

A matriz de confusão foi construída com dez mil pontos aleatórios pelo Distrito Federal sendo utilizados como pontos de pseudo-ausência (Ferrier e Watson, 1997; Ferrier et al., 2002), e todos os pontos de ocorrência de Buriti como os pontos de presença, sendo eles os pontos iniciais e a nova coleta. A tabela 2 mostra o formato da matriz de confusão.

Tabela 2. Estrutura básica da matriz de confusão utilizada para avaliar a acurácia dos modelos gerados para a distribuição potencial do Buriti no Distrito Federal.

	Presente	Ausente
Predição - Presente	A	B
Predição - Ausente	C	D

Fonte: Santa Catarina, 2005.

Santa Catarina (2005), explica que os valores A e D são predições corretas, enquanto B e C são considerados erros de predição. B é o erro por comissão que gera um falso positivo; e C é o erro por omissão que gera um falso negativo.

Os erros do tipo B (comissão) não são considerados erros graves podendo ser causados por diversos fatores:

- a) A área é adequada à espécie, mas não foi amostrada; a espécie pode ser encontrada na área;
- b) A área é adequada à espécie, mas fatores topológicos e/ou biológicos impedem que a espécie ocupe a área;
- c) A área é mesmo inadequada – caso de erro verdadeiro.

Os erros do tipo C (omissão) são considerados erros graves, pois indicam locais onde se sabe que a espécie é encontrada, mas o modelo não confirma tal informação. A taxa de omissão, ou seja, a porcentagem de pontos conhecidos que ficam de fora das soluções espaciais geradas pelos modelos é uma importante fonte de acurácia dos mesmos, definida como a soma das probabilidades dos verdadeiros positivos e os verdadeiros negativos. Além da comparação da acurácia dos modelos, foram utilizados os índices de congruência de KAPPA e PABAK para avaliar o grau de sobreposição espacial dos modelos. Esses índices variam entre 1 e menor que 0, sendo 0 ou menor, a total discordância e 1 total concordância.

O índice KAPPA (IK), utilizado amplamente na validação de modelos de distribuição de espécies (Farber e Kadmon, 2003; Freeman e Moisen, 2008; Torres-Meza et al., 2009, entre outros) é calculado com base na matriz de confusão como:

$$Po = a+d$$

$$Pe = (a+b)(a+c) + (b+d)(c+d)$$

$$IK = (Po - Pe) / (1 - Pe)$$

O uso do índice PABAK ajusta o KAPPA para evitar os desequilíbrios causados por diferenças na prevalência e viés dos dados (Byrt et al., 1993),e é calculado como:

$$PABAK = 2Po - 1$$

Para completar a comparação entre os modelos, foram construídos dendrogramas pelo método “complete” do pacote nativo “cluster” do programa R 2.10.1

(R Development Core Team, 2009), que usa a maior dissimilaridade entre um ponto do primeiro grupo e um ponto do segundo grupo, conhecido como método do vizinho mais distante, de PABAK e acurácia de cada modelo.

3. Resultados e Discussão

Uma análise dos valores dos dados climáticos nos pontos de ocorrência do Buriti no Distrito Federal revelou que a amplitude dos valores não é muito expressiva, limitando-se a menos de 5% de diferença entre os valores máximos e mínimos (Tabela 3) na maioria dos casos. Tal aspecto pode estar associado tanto à pequena área definida para o estudo (o Distrito Federal), que possui um clima relativamente homogêneo, sem grandes oscilações entre pequenas distâncias, ou à escala original dos dados climáticos, gerados em uma escala e representados em outra escala maior neste estudo. Situação semelhante ocorreu com os dados de precipitação, onde a amplitude também variou dentro de uma pequena faixa. Relativamente às variáveis categóricas, nota-se que os Buritis ocorrem predominantemente (80,4% das vezes) em solos hidromórficos e latossolos vermelhos (Tabela 4). Além disso, os Buritis ocorrem em ambientes associados com as matas de galeria e campos limpos ou cerrado em 76,6% das vezes, mas nota-se que muitos Buritis estão em áreas de vegetação nativa substituída, como a agricultura e pastagens, e em núcleos urbanos (Tabela 5).

Ainda de acordo com a tabela 3, verifica-se as influências na distribuição do Buriti no Distrito Federal, demonstrando que estes ficam em áreas de menos de 24,68% de declividade, permanecendo entre 899,66 e 1244,11 metros de altitude, Índice de Aridez Anual de 1,01, considerado úmido pela UNEP (1997) – tabela 6, e Evapotranspiração Potencial Anual de 1537,97 mm/ano. Foram plotadas as variáveis médias de temperatura, precipitação e evaporação para verificar a variação anual destas (figuras 7 a 9), onde se observou com estes dados o clima da região.

Comparando com outros trabalhos (tabela 7) sobre o Buriti e suas variáveis ambientais, observa-se que o Buriti é muito mais flexível às variáveis do que se apresenta no Distrito Federal, mas mantendo-se sempre em áreas próximas aos corpos hídricos.

Tabela 3. Mínimos, máximos, médias e desvios-padrões das variáveis ambientais utilizadas na definição do nicho ecológico do Buriti para o Distrito Federal.

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Orientação (Graus)	0,01	360,00	199,73	105,30
Inclinação (%)	0,00	24,68	5,45	3,67
Distância de Corpos Hídricos (m)	100,00	700,00	155,49	79,74
MDE (m)	899,66	1244,11	1051,45	62,67
Radiação Solar (Wh/m ²)	1815955,13	2038023,38	1969839,00	28246,54
Temperatura Mínima: Janeiro (Graus Celcius)	16,23	17,92	17,18	0,37
Temperatura Mínima: Fevereiro (Graus Celcius)	16,19	17,87	17,14	0,39
Temperatura Mínima: Março (°C)	15,82	17,39	16,78	0,31
Temperatura Mínima: Abril (°C)	14,62	16,46	15,53	0,34
Temperatura Mínima: Maio (°C)	12,66	14,61	13,70	0,35
Temperatura Mínima: Junho (°C)	11,43	13,74	12,73	0,45
Temperatura Mínima: Julho (°C)	11,62	14,51	13,37	0,66
Temperatura Mínima: Agosto (°C)	13,35	16,00	14,98	0,61
Temperatura Mínima: Setembro (°C)	15,57	17,52	16,74	0,42
Temperatura Mínima: Outubro (°C)	16,11	17,84	17,18	0,36
Temperatura Mínima: Novembro (°C)	16,21	17,96	17,21	0,38
Temperatura Mínima: Dezembro (°C)	15,51	16,83	16,28	0,26
Temperatura Máxima: Janeiro (°C)	25,91	27,38	26,66	0,30
Temperatura Máxima: Fevereiro (°C)	26,23	27,68	26,94	0,32
Temperatura Máxima: Março (°C)	26,01	27,48	26,78	0,30
Temperatura Máxima: Abril (°C)	25,43	27,15	26,41	0,31
Temperatura Máxima: Maio (°C)	24,90	26,45	25,82	0,29
Temperatura Máxima: Junho (°C)	24,67	26,11	25,40	0,30
Temperatura Máxima: Julho (°C)	25,44	27,66	26,57	0,56
Temperatura Máxima: Agosto (°C)	27,06	28,98	28,04	0,46
Temperatura Máxima: Setembro (°C)	27,27	28,64	27,97	0,28
Temperatura Máxima: Outubro (°C)	26,05	27,83	27,07	0,30
Temperatura Máxima: Novembro (°C)	25,59	26,98	26,34	0,26
Temperatura Máxima: Dezembro (°C)	25,83	27,34	26,59	0,32
Precipitação Mensal: Janeiro (mm)	236,45	337,97	269,15	22,29
Precipitação Mensal: Fevereiro (mm)	189,74	222,41	199,19	7,63
Precipitação Mensal: Março (mm)	191,20	254,77	216,47	17,28
Precipitação Mensal: Abril (mm)	108,36	140,35	121,42	7,54
Precipitação Mensal: Maio (mm)	26,61	34,48	31,01	1,65
Precipitação Mensal: Junho (mm)	4,00	8,01	5,94	1,02
Precipitação Mensal: Julho (mm)	7,97	11,99	9,43	1,05
Precipitação Mensal: Agosto (mm)	7,16	17,04	13,04	3,19
Precipitação Mensal: Setembro (mm)	36,92	50,06	44,37	2,20
Precipitação Mensal: Outubro (mm)	138,27	180,31	156,39	12,61
Precipitação Mensal: Novembro (mm)	197,88	293,92	227,59	23,21
Precipitação Mensal: Dezembro (mm)	216,04	330,37	255,65	27,52
Temperatura Média Anual (°C)	20,36	21,84	21,19	0,31
Oscilação térmica diária (°C)	10,30	11,91	11,02	0,30
Isotermalidade (%)	6,84	7,20	7,07	0,08
Sazonalidade térmica (Desvio-padrão * 100)	89,51	115,94	103,39	4,81
Temperatura máxima do mês mais quente (°C)	27,33	28,97	28,14	0,38
Temperatura mínima do mês mais frio	11,43	13,74	11,43	0,45

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
(°C)				
Oscilação térmica anual (°C)	14,50	16,63	14,50	0,43
Temperatura média da estação quente (°C)	20,91	22,30	20,91	0,29
Temperatura média da estação seca (°C)	19,00	20,94	20,12	0,45
Temperatura média da estação úmida (°C)	21,26	22,64	22,02	0,29
Temperatura média da estação fria (°C)	18,56	20,18	19,53	0,34
Precipitação anual (mm)	1401,06	1878,23	1551,62	115,73
Precipitação do mês mais úmido (mm)	235,94	340,99	271,57	23,09
Precipitação do mês mais seco (mm)	4,00	8,01	5,94	1,02
Sazonalidade de precipitação	73,78	79,43	76,61	1,20
Precipitação da estação úmida (mm)	674,84	963,09	754,55	70,36
Precipitação da estação seca (mm)	19,39	36,12	28,28	4,99
Precipitação da estação quente (mm)	190,16	521,38	381,88	190,16
Precipitação da estação fria (mm)	39,96	52,56	46,62	3,30
Evapotranspiração Potencial: Janeiro (mm)	140,72	151,39	146,28	1,64
Evapotranspiração Potencial: Fevereiro (mm)	125,86	136,23	131,08	1,50
Evapotranspiração Potencial: Março (mm)	130,20	141,78	135,88	1,82
Evapotranspiração Potencial: Abril (mm)	112,31	125,09	118,75	2,23
Evapotranspiração Potencial: Maio (mm)	103,58	114,28	109,10	1,81
Evapotranspiração Potencial: Junho (mm)	93,20	102,36	97,66	1,56
Evapotranspiração Potencial: Julho (mm)	104,78	114,08	108,83	2,39
Evapotranspiração Potencial: Agosto (mm)	122,91	132,09	127,36	1,98
Evapotranspiração Potencial: Setembro (mm)	128,74	138,92	133,73	1,76
Evapotranspiração Potencial: Outubro (mm)	133,53	150,67	141,89	2,90
Evapotranspiração Potencial: Novembro (mm)	130,61	143,35	136,82	2,02
Evapotranspiração Potencial: Dezembro (mm)	145,52	155,85	150,85	2,19
Índice de Aridez Anual (Adimensional)	0,91	1,22	1,01	0,08
Evapotranspiração Potencial Anual (mm)	1470,97	1605,55	1537,97	21,29

Tabela 4. Frequências de ocorrência do Buriti em diferentes tipos de solos.

Tipos de Solo	Porcentagem
Solos Hidromórficos Indiscriminados	38,90
Latossolo Vermelho-Amarelo	24,70
Latossolo Vermelho	16,81
Cambissolo	14,50
Não Classificados	4,70
Espodossolo	0,18
Plintossolo	0,17
Neossolo Quartzarênico	0,03

Tabela 5. Frequências de ocorrência do Buriti em diferentes tipos de uso e cobertura de solo.

Uso do Solo	Porcentagem
Mata Ciliar ou Mata Galeria	56,11
Áreas de Campo Limpo ou Campo Cerrado	20,57
Vegetação Nativa Substituída	16,26
Núcleos Urbanos	4,19
Cerradão e Matas	2,80
Reservatórios e Açudes	0,04
Pivô Central	0,03

Tabela 6. Classificação generalizada do clima para valores de Índice de Aridez Global (UNEP, 1997), tendo a distribuição do Buriti dentro da classe úmida no Distrito Federal.

Índice de Aridez	Classes
< 0.03	Hiper-Árido
0.03 – 0.2	Árido
0.2 – 0.5	Semi-Árido
0.5 – 0.65	Sub-Úmido Seco
> 0.65	Úmido

Tabela 7. Outros trabalhos relacionados com o Buriti e suas variáveis ambientais.

Pesquisa	Temperatura Média Anual	Precipitação total anual (mm)	Altitude (m)	Solos	Local
Machado (2009)	24° a 25°C	1.570 a 2.300	---	---	Acre
Ramos et al. (2006)	temperatura média do mês mais frio entre -3° a mais de 18°C e; a do mês mais quente superior a 22 °C	---	700 a 1000	Solos hidromórficos e Latossolos	Triângulo Mineiro
Jardim et al. (2007)	27 °C	2.500	---	---	Pará
Veneklass et al. (2005)	26 °C	2000-2.500	140 a 255	---	savanas colombianas
Vormisto et al. (2004)	26 °C	3000	100 a 200	---	nordeste do Peru

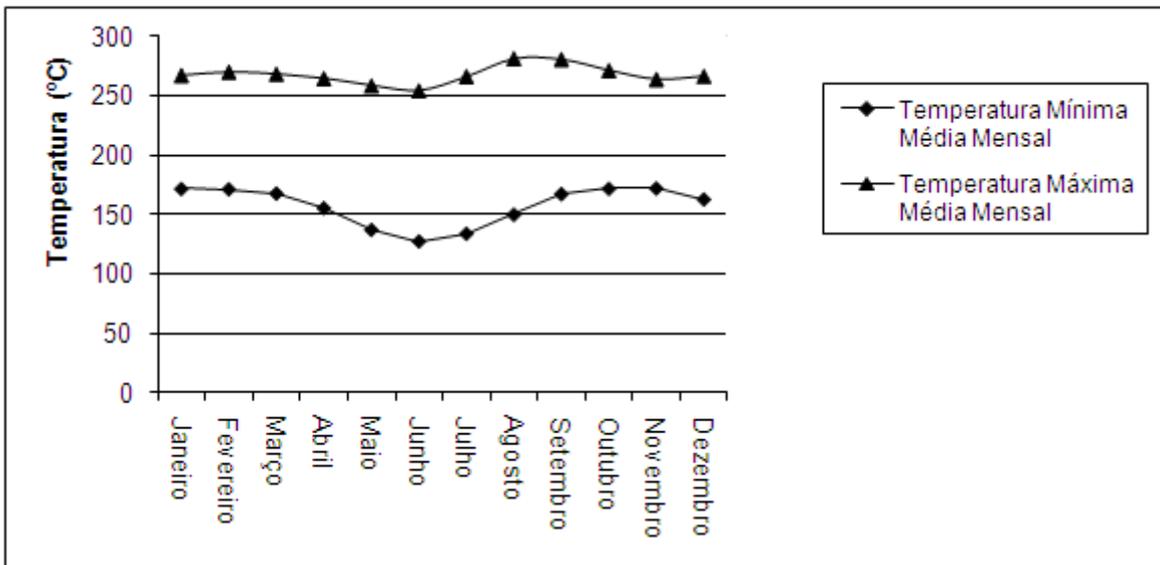


Figura 7. Distribuição das médias mensais das temperaturas mínimas e máximas na ocorrência de Buriti ao longo de um ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.

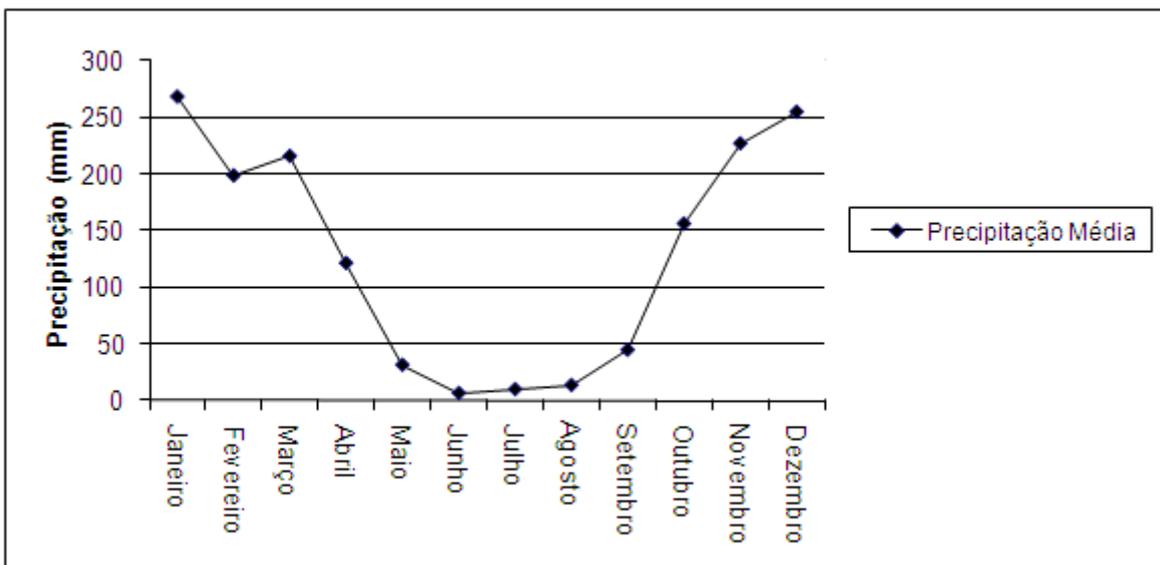


Figura 8. Distribuição da média mensal da precipitação na ocorrência de Buriti ao longo de um ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.

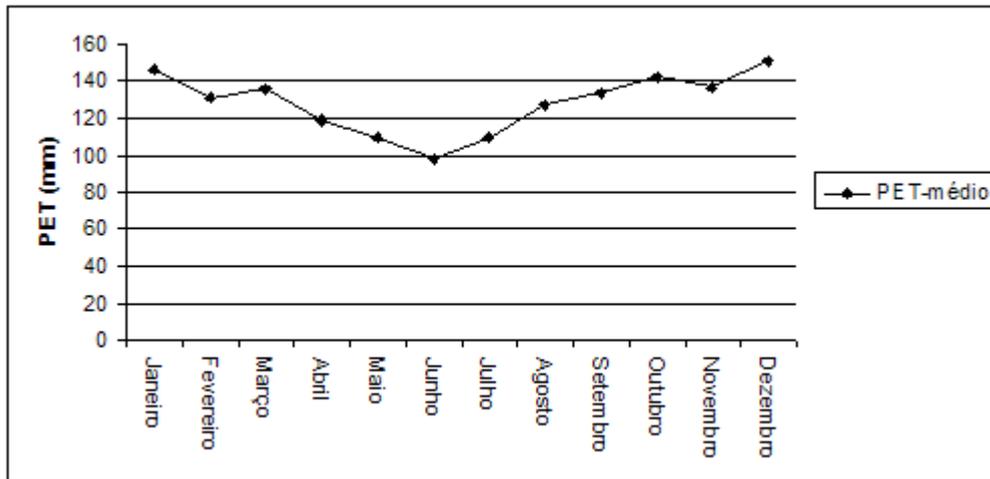


Figura 9. Distribuição da média mensal da Evapotranspiração na ocorrência de Buriti ao longo de ano para o período de 1950 a 2000 para o Distrito Federal.

Na modelagem por Assinatura Ambiental foram confrontadas as diferentes probabilidades de ocorrência de Buriti das variáveis expostas, onde foi verificado, por exemplo, que para um Buriti é mais importante estar a menos de 100 metros de distância de um corpo de água (58% de probabilidade de ocorrência) do que ter a radiação solar de maior probabilidade de ocorrência (0,08%), que também não difere muito das outras probabilidades de radiação, tendo seus dados extremamente dispersos (figuras 10 e 11). Isto não quer dizer que a radiação solar não seja importante, apenas significa que se compararmos a distância de corpos hídricos com a radiação solar para aquele local naquela mesma época, então a distância de corpos hídricos teria apenas um peso maior na probabilidade de ocorrência de um Buriti do que a radiação.

Seja por fatores evolutivos ou por fatores históricos que restringiram a espécie aos corpos hídricos como, por exemplo, barreiras geográficas para dispersão, interações bióticas e modificações no ambiente, constatou-se que a água é um recurso importante para sobrevivência desta espécie em relação à radiação solar. Contudo, vale ressaltar, que como a pesquisa somente foi realizada com palmeiras adultas, a competição pelo recurso radiação solar pode ter sido subestimada, já que provavelmente deve ser significativa durante o crescimento da palmeira, pois não se observa o recrutamento da espécie no interior de matas de galeria e ciliar (Marimon et al., 2001).

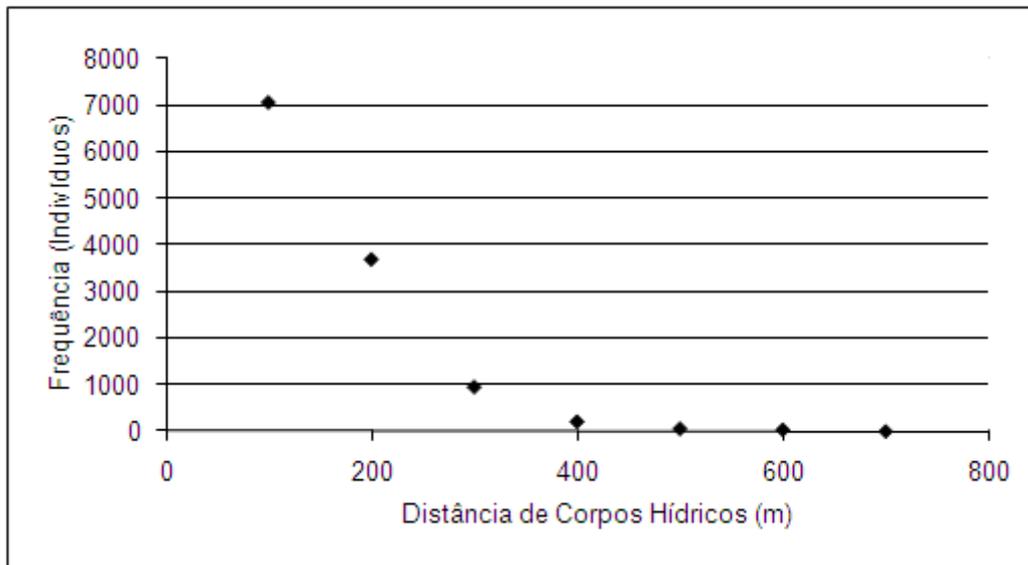


Figura 10. Gráfico da frequência de ocorrência de Buritis em relação à distância de corpos hídricos em metros para o Distrito Federal.

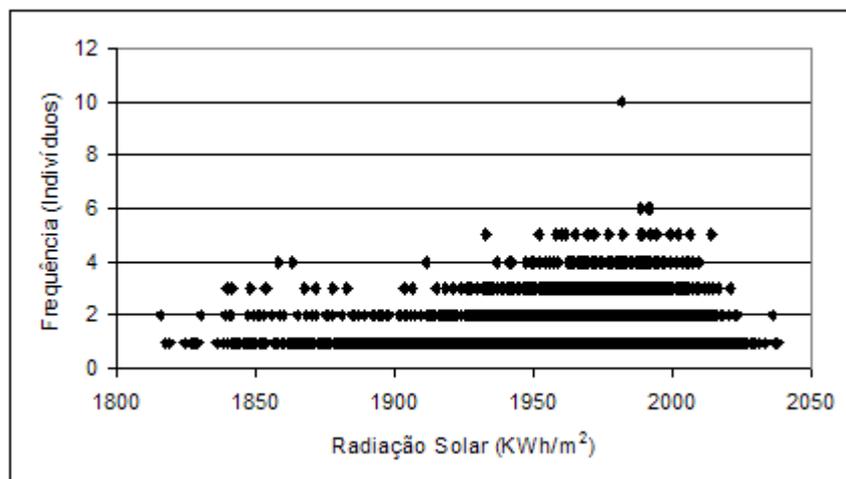


Figura 11. Gráfico da frequência de ocorrência de Buritis em relação à Radiação Solar calculada em Kwatt hora por metro quadrado (KWh/m²) para o Distrito Federal.

Comparando as contribuições dadas por cada variável nos modelos por Assinatura Ambiental e Maxent (Tabela 8), verificam-se poucas semelhanças e constata-se que muitas variáveis possuem importâncias até mesmo inversas nos modelos, enquanto os modelos Domain e Bioclim fornecem pesos iguais para todas as variáveis. Um dos maiores problemas das modelagens de distribuição potencial de espécies é ter um critério eficaz e que seja o mais amplo possível para um maior número possível de espécies para definir os pesos das variáveis dos modelos, fazendo com que surjam não somente vários tipos de modelos, mas também variantes destes.

Tabela 8. Variáveis utilizadas na modelagem por Assinatura Ambiental e Maxent com respectivos índices de diversidade de Simpson, contribuições percentuais e seus ranques. Maxent possui alguns ranques iguais exatamente por possuírem contribuições iguais.

Variável	Contribuição Percentual (Maxent)	Ranque (MaxEnt)	Simpson Normalizado	Ranque (Assinatura Ambiental)
Distância de Corpos Hídricos	41,80	1	0,459230	1
Isotermalidade	0,10	17	0,343391	2
Precipitação Mensal: Julho	5,80	5	0,269941	3
Precipitação Mensal: Junho	0,40	14	0,261462	4
Precipitação do mês mais seco	0,00	18	0,261453	5
Precipitação Mensal: Maio	8,70	4	0,205844	6
Precipitação Mensal: Setembro	8,90	3	0,158095	7
Temperatura média da estação quente	0,30	15	0,105074	8
Temperatura media da estação húmida	0,60	12	0,104893	9
Precipitação Mensal: Agosto	0,00	18	0,099691	10
Temperatura Média Anual	0,00	18	0,097424	11
Oscilação térmica diária	0,20	16	0,097419	12
Temperatura media da estação fria	0,20	16	0,097131	13
Inclinação	2,90	7	0,095879	14
Precipitação da estação fria	0,40	14	0,094022	15
Temperatura máxima do mês mais quente	2,10	9	0,089574	16
Precipitação Mensal: Fevereiro	0,50	13	0,076943	17
Temperatura mínima do mês mais frio	0,40	14	0,071024	18
Precipitação Mensal: Abril	13,40	2	0,069262	19
Temperatura media da estação seca	0,20	16	0,068930	20
Precipitação da estação seca	0,10	17	0,067136	21
Temperatura Mínima: Agosto	0,10	17	0,053906	22
Temperatura Mínima: Julho	0,20	16	0,052513	23
Precipitação Mensal: Outubro	2,30	8	0,050952	24
Precipitação Mensal: Novembro	0,40	14	0,026438	25
Precipitação do mês mais úmido	1,90	10	0,023662	26
Precipitação Mensal: Dezembro	3,80	6	0,020085	27
Evapotranspiração Potencial Anual	1,40	11	0,018898	28
Precipitação da estação quente	0,10	17	0,011514	29
Precipitação da estação úmida	0,40	14	0,010335	30
Precipitação anual	0,30	15	0,006186	31
MDE	1,90	10	0,005759	32
Índice de Aridez Anual	0,10	17	0,001234	33
Radiação Solar	0,10	17	0,000232	34

As curvas ROC dos modelos gerados pelo primeiro grupo de teste interceptam-se em alguns pontos, dando níveis de precisão diferentes (figura 12). De acordo com os resultados obtidos, os modelos Maxent e Domain tiveram curvas muito próximas do valor unitário, seguidas dos modelos de Assinatura Ambiental (SIG) e Bioclim. Desta forma e considerando somente este critério, os modelos gerados pelo Maxent e Domain

são superiores aos demais. O modelo Bioclim teve um desempenho não muito satisfatório em comparação com os outros modelos, pois teve picos e vales muito proeminentes, demonstrando-se um modelo menos confiável e instável que os outros. O modelo de Assinatura Ambiental ficou em uma situação intermediária entre os modelos.

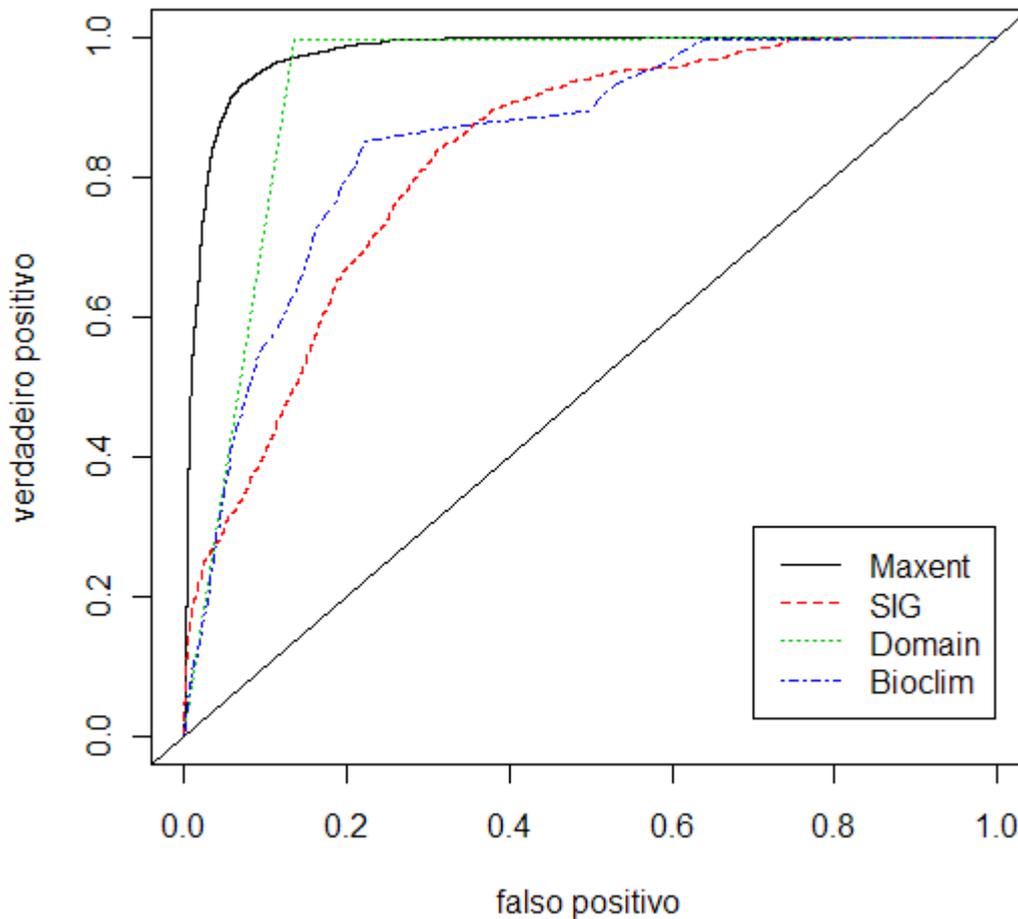


Figura 12. Curvas ROC dos modelos Maxent, SIG, Domain e Bioclim de distribuição potencial do Buriti para o Distrito Federal com o primeiro grupo de testes.

As curvas ROC dos modelos gerados pelo segundo grupo de testes interceptam-se em vários pontos, dando níveis de precisão diferentes (figura 13). Os modelos Maxent e Assinatura Ambiental (SIG) tiveram curvas mais próximas do valor unitário, seguidas dos modelos de Bioclim e Domain. Observa-se que o modelo de Assinatura Ambiental obteve uma alta nos verdadeiros positivos quando se aumenta os falsos positivos. O modelo Domain teve o pior desempenho, seguido pelo Bioclim, sendo não satisfatório em comparação com os outros modelos, pois a curva foi a mais próxima da aleatoriedade.

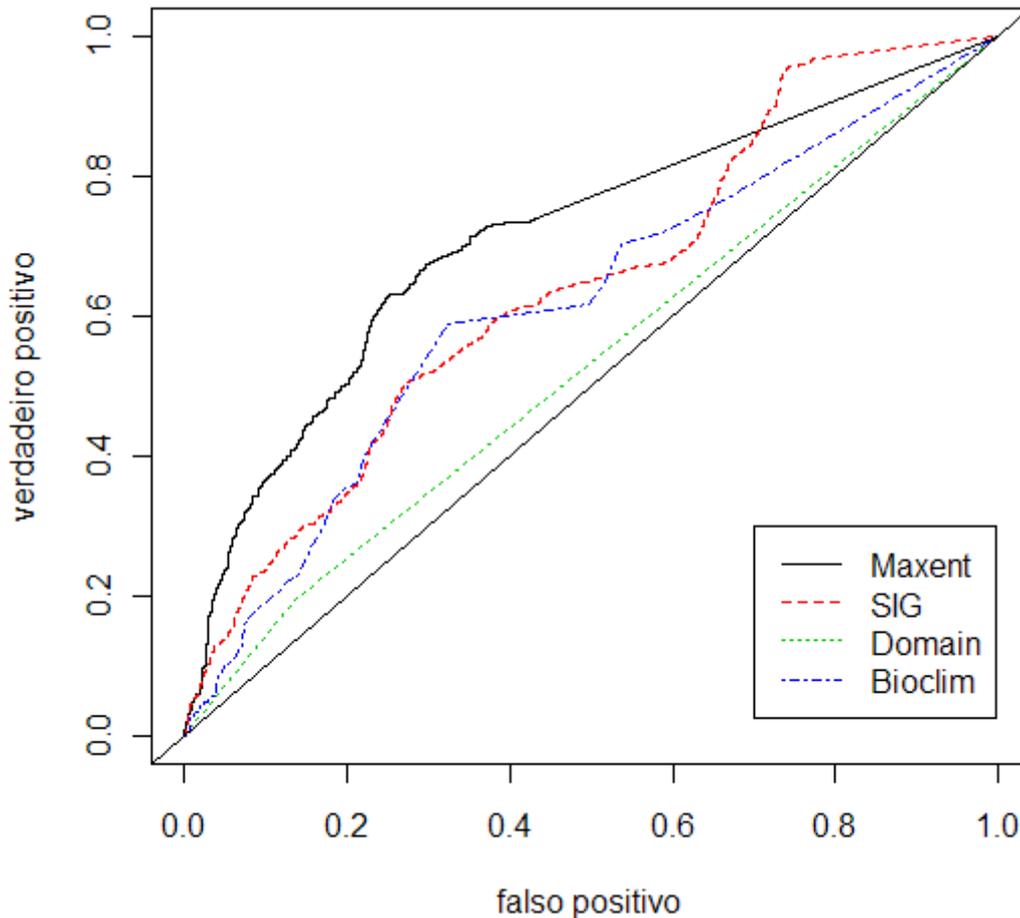


Figura 13. Curvas ROC dos modelos Maxent, SIG, Domain e Bioclim de distribuição potencial do Buriti para o Distrito Federal com o segundo grupo de testes.

Observando a AUC dos modelos no primeiro teste, verifica-se que todos são satisfatórios pelos valores estarem acima de 0,5 e muito próximos de 1 (tabela 9) mas, verificando a AUC dos modelos no segundo teste, verifica-se uma queda drástica destes valores. Uma causa para isso poderia ser um *bias* ocorrido na coleta dos primeiros pontos de ocorrência, ou seja, o primeiro grupo de testes era muito parecido com o grupo de treino dos modelos, enquanto o segundo grupo de testes seria um pouco mais diverso do grupo de treino, o que leva a conclusão que o segundo teste seria de maior importância que o primeiro, pois testaria com maior rigor os modelos. Assim, caso não fosse possível coletar novos pontos de ocorrência, uma solução admissível seria dividir os dados iniciais igualmente em grupos geográficos, como por exemplo, um grupo norte e outro sul, sendo um para treinar o modelo e outro para testar o modelo, ao invés de usar a estocasticidade. O problema encontrado na divisão dos dados é exatamente na divisão do próprio conhecimento e do que pode ser treinado, onde os modelos não teriam assim seus melhores desempenhos se possuíssem a totalidade dos dados.

Neste segundo teste, apenas os modelos Maxent, Assinatura Ambiental (SIG) e Bioclim poderiam ser considerados satisfatórios, sendo que o modelo Domain foi o mais próximo da aleatoriedade. Mesmo tendo o modelo Maxent os maiores valores de AUC tanto no teste 1 como no teste 2 e com o maior valor médio entre as AUCs, o modelo de Assinatura Ambiental foi o que obteve uma menor variação percentual nas AUCs, sendo assim um modelo mais robusto.

Tabela 9. AUCs dos modelos gerados para o primeiro e o segundo grupo de teste e suas variações percentuais.

Modelo	AUC		Variação (%)	Valor Médio
	Teste 1	Teste 2		
SIG	0,83	0,64	22,55	0,74
Maxent	0,98	0,71	26,92	0,85
Bioclim	0,86	0,62	28,10	0,74
Domain	0,93	0,53	43,18	0,73

Desde sua primeira proposta por Fieldings e Bell (1997) para medir a acurácia dos modelos de distribuição de espécies, muitos estudos recomendaram o uso da AUC para este campo de estudo (Pearce e Ferrier, 2000; Manel et al., 2001; McPherson et al., 2004; entre muitos outros). Contudo, alguns pesquisadores (Termansen et al., 2006; Austin, 2007) começaram a criticar seu uso indiscriminado e até mesmo pedindo uma reavaliação da AUC como um único teste suficiente para avaliação (Austin, 2007), chegando ao ponto em que Lobo et al. (2008) discutiram cinco razões para não se usar a AUC, sendo eles: (1) ignora os valores de probabilidade previstos e o bom ajuste dos modelos; (2) resume o desempenho do teste dos modelos sobre regiões do espaço da curva ROC em que raramente operam; (3) pesa os erros de omissão e de comissão em partes iguais; (4) não dá informações sobre a distribuição espacial dos erros do modelo; e, o mais importante, (5) a extensão total em que os modelos são produzidos influencia altamente a taxa de ausências previstas e as pontuações da AUC.

A quinta razão merece mais atenção pelo fato de que ela revela, por exemplo, que espécies raras e de áreas restritas são melhores “preditas” pelos modelos do que espécies mais frequentes e de áreas mais amplas, que é o caso do Buriti, o que influencia em todos os testes utilizados neste trabalho que utilizam a matriz de confusão.

Os testes 1 e 2 referentes à omissão para os modelos foram extremamente baixos no primeiro, não os sendo no segundo (tabela 10), enquanto a comissão dos modelos não variou muito entre os testes possuindo valores várias vezes superiores a omissão.

Com os novos pontos de ocorrência para o Buriti no Distrito Federal sobrepostos aos modelos, verifica-se que Maxent não teve muita precisão em seu modelo, apresentando uma taxa de omissão de 8,04% no Teste 2. Já a modelagem por Assinatura Ambiental captou praticamente todos os novos pontos de ocorrência, mesmo que sejam em áreas de baixa probabilidade do modelo. Já o modelo Bioclim obteve resultados semelhantes ao modelo Maxent. Como o modelo Domain ocupava pouco o espaço geográfico do Distrito Federal, ele não foi capaz de reconhecer a maioria dos novos dados de ocorrência do Buriti, apresentando uma taxa de omissão de 24,96% no Teste 2 (Tabela 10).

Isto pode significar que há outros fatores limitantes importantes que não foram incluídos nos modelos, ou mesmo que os fatores já explicitados sobre os erros de comissão foram expressivos, merecendo uma investigação aprofundada em novos estudos sobre o motivo de um erro significativo.

Pelos erros de comissão serem superestimados pela predominância de pontos de pseudo-ausência, todos os cálculos baseados na matriz de confusão que utilizem a comissão (como ROC, AUC, KAPPA, acurácia) são necessariamente tendenciosos ao conjunto de dados que faltam de verdadeiras ausências (Fielding, 2002), sofrendo de um erro em sua própria estrutura. Visto que muitos erros de comissão não são reais, mas aparentes, somente soluções de baixa omissão representariam as corretas, onde os melhores modelos são consistentemente encontrados em baixos níveis de omissão e de moderados a altos níveis de comissão (Anderson e Lew, 2003).

Como dito anteriormente, erros de comissão não são muito relevantes por diversos outros fatores, mantendo, assim, como importância neste trabalho, apenas a comparação entre as omissões dos modelos, deixando em segundo plano os erros de comissão. Apesar de ter possuído os maiores erros de comissão entre os modelos, a Assinatura Ambiental (SIG) obteve os menores erros de omissão em ambos os testes. Uma razão para que tenha ocorrido esse fato pode ter sido a ampla área tomada pelo modelo devido ao peso da hidrografia no modelo, que estava extensivamente presente.

Uma hipótese de distribuição geográfica obedece a um balanço entre omissão e comissão. Acrescentar novas áreas à distribuição, para acomodar pontos de ocorrência, aumenta os riscos de inclusão de localidades nas quais a espécie não ocorre. Reduzir a área abrangida pela hipótese carrega o risco oposto (Prado et al., 2003). Contudo, verifica-se que mesmo possuindo a maior comissão, sendo praticamente o dobro no Teste 2, a omissão da Assinatura Ambiental é praticamente 10% da segunda maior.

Assim no quesito omissão e comissão, o modelo de Assinatura Ambiental seria o melhor aceito, seguido pelo Bioclim, Maxent e Domain.

Tabela 10. Testes 1 e 2 referentes a omissão e comissão dos modelos gerados.

Modelo	Teste 1		Teste 2	
	Omissão	Comissão	Omissão	Comissão
SIG	0,01%	46,89%	0,93%	53,44%
Maxent	0,01%	26,17%	8,04%	29,83%
Bioclim	0,09%	38,66%	7,76%	44,06%
Domain	0,13%	8,13%	24,96%	9,27%

Cada modelo também foi testado quanto a sua acurácia, KAPPA e PABAK (tabela 11). Observou-se que o modelo que mais omitiu, de acordo com a tabela 10, foi o mais acurado. Este resultado somente foi possível pelo fato de o erro de comissão ter sido extremamente baixo, fornecendo neste quesito resultado inverso do quesito passado. Como o KAPPA e o PABAK são diretamente influenciados pela comissão e omissão dos modelos, era de se esperar que acompanhassem a acurácia dos modelos gerados. Assim, a acurácia, KAPPA e PABAK não deveriam ser utilizados pelos mesmos problemas apresentados na AUC por Lobo et al. (2008).

Tabela 11. Acurácia, KAPPA e PABAK dos modelos gerados.

Modelo	Acurácia		KAPPA		PABAK	
	Teste 1	Teste 2	Teste 1	Teste 2	Teste 1	Teste 2
SIG	53,11%	45,63%	0,19	0,16	0,06	-0,20
Maxent	73,83%	62,13%	0,51	0,27	0,48	0,09
Bioclim	61,25%	48,17%	0,31	0,13	0,22	-0,15
Domain	91,73%	65,76%	0,83	0,18	0,83	0,15

Os mapas de distribuição potencial criados foram muito diferentes, mostrando o modelo por SIG mais amplo que os demais modelos criados, seguido por Bioclim e Maxent. O Domain foi o menos amplo pela restrição inicialmente dada, ou seja, restringir o modelo apenas com o valor mínimo dos pontos de treino, que pelo Domain significa áreas de máxima semelhança com os pontos de treino.

Os mapas gerados para a distribuição potencial de Buriti foram relativamente diferentes visualmente, como mostrados nas figuras 14 a 17, onde foram inclusas para melhor visualização o formato binário, ou seja, de presença ou de ausência.

Observa-se que os modelos Domain e Bioclim criaram mapas com *pixels* bem maiores que os outros modelos, mesmo com as entradas possuindo as mesmas resoluções, sendo um problema inerente do programa utilizado.

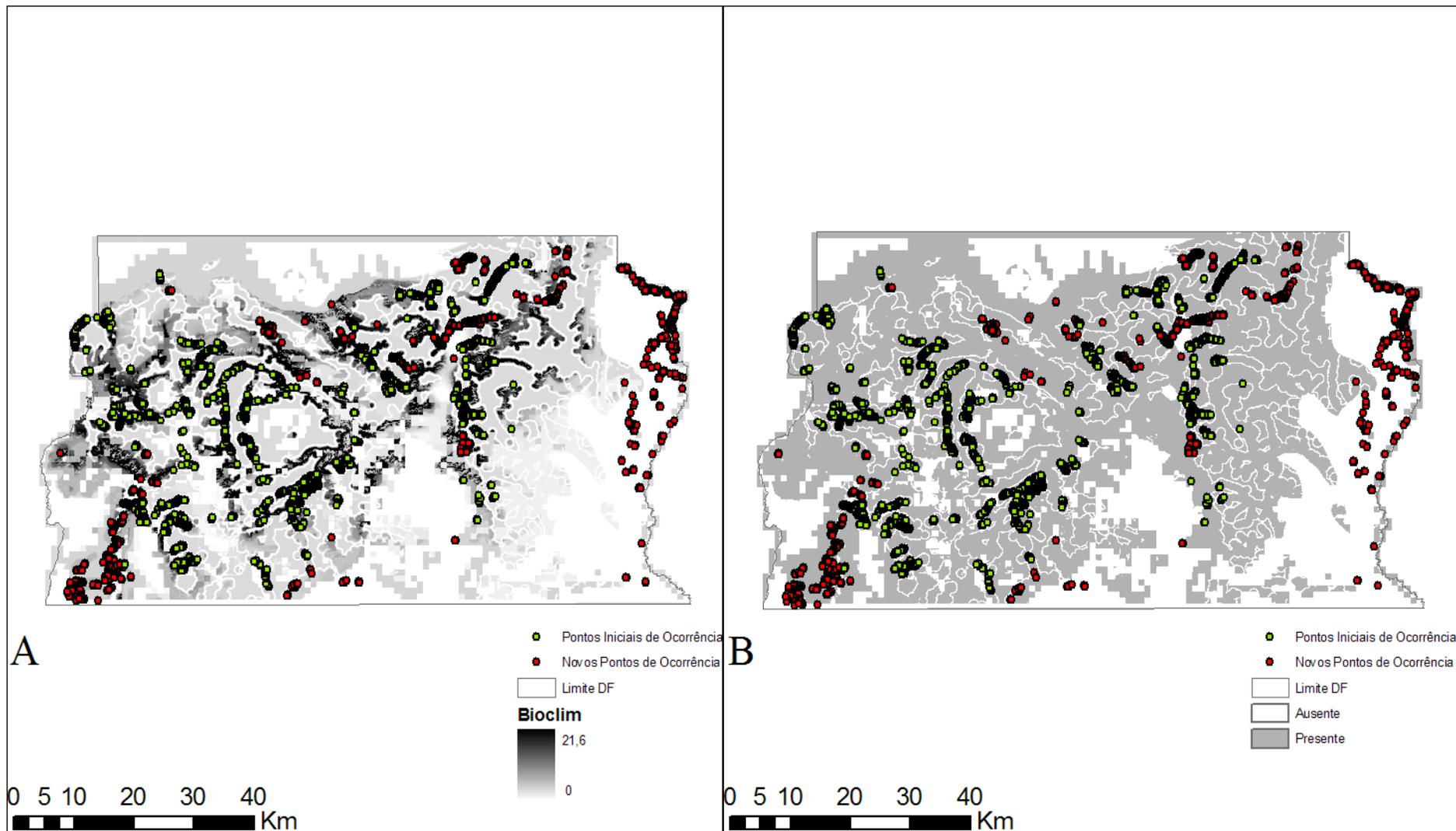
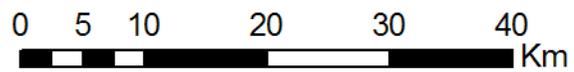
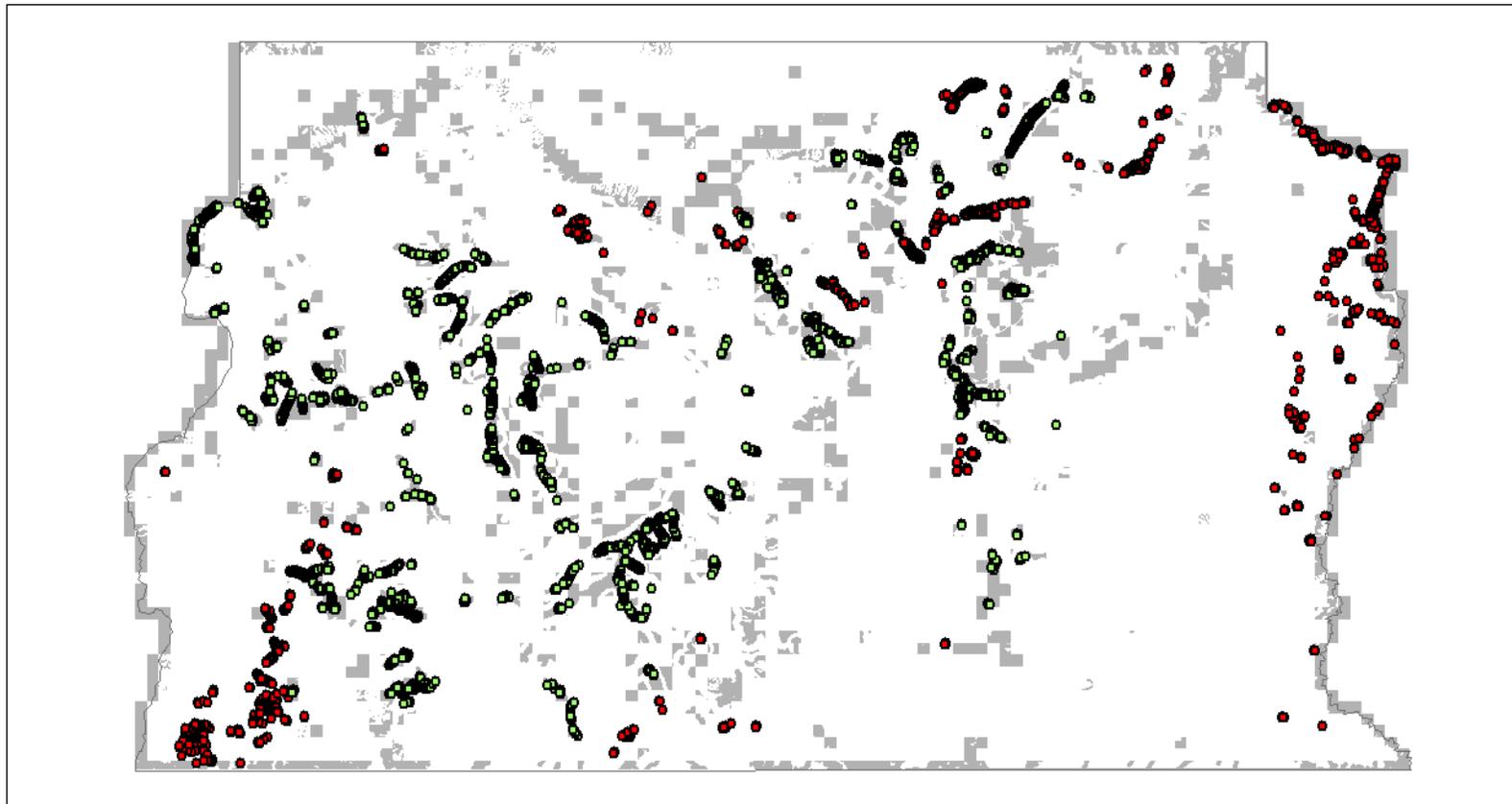


Figura 14. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Bioclim. Modelo real “A” e modelo binário “B”.



- Pontos Iniciais de Ocorrência
- Novos Pontos de Ocorrência
- Limite DF
- Domain**
- Ausente
- Presente

Figura 15. Mapa de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Domain.

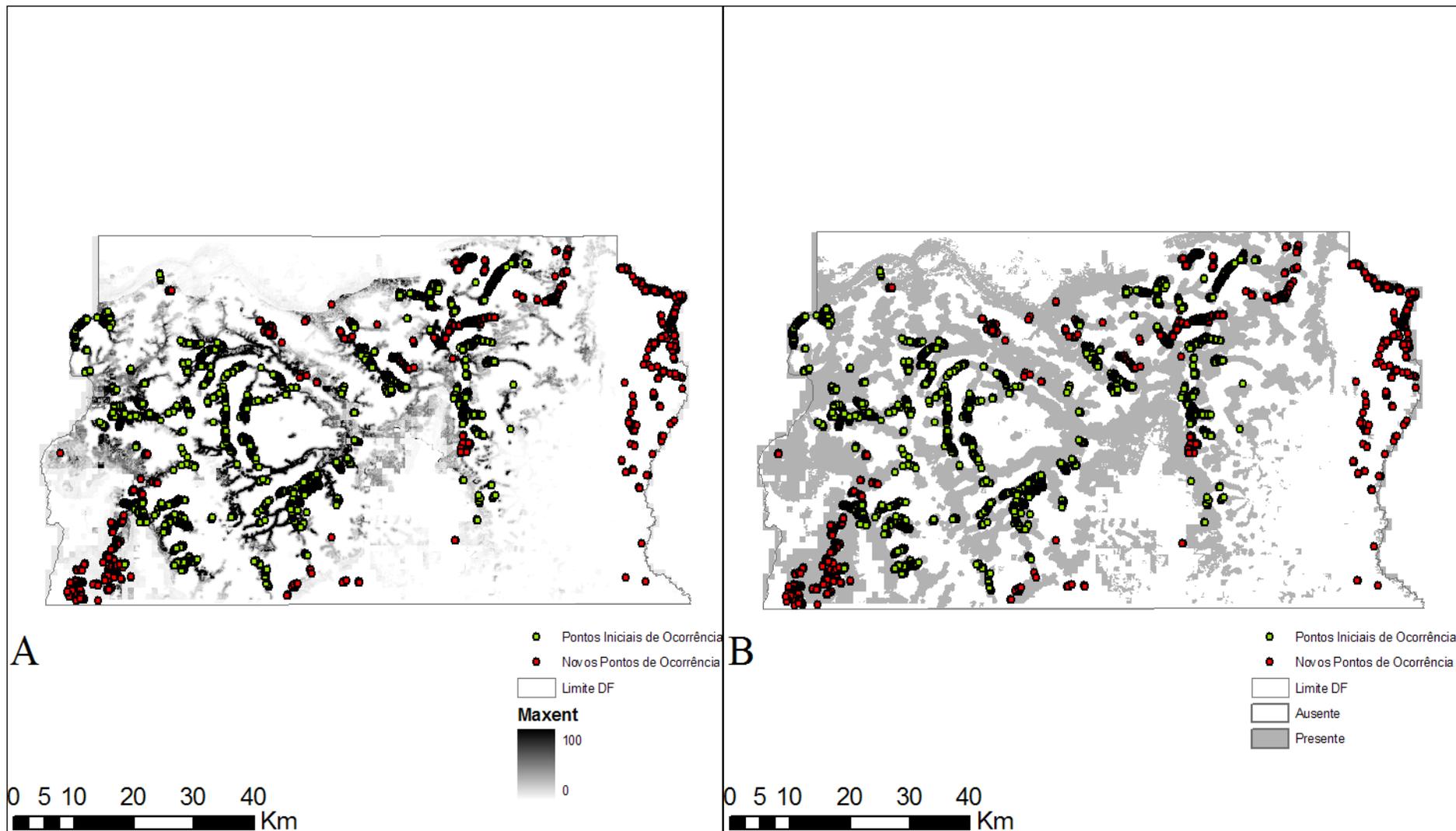


Figura 16. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo algoritmo Maxent. Modelo real “A” e modelo binário “B”.

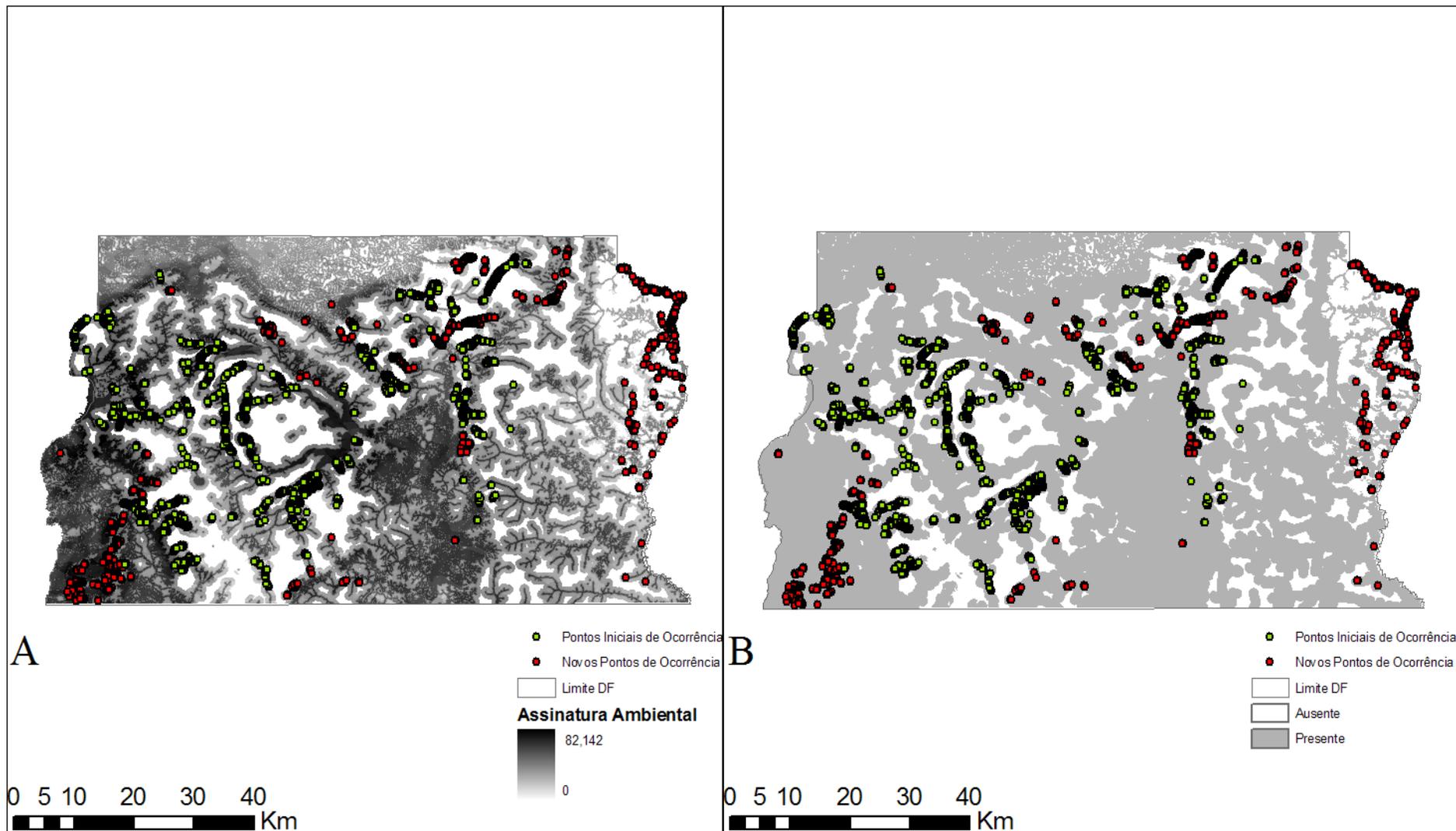


Figura 17. Mapas de distribuição potencial de Buriti gerado pelo método da Assinatura Ambiental. Modelo real “A” e modelo binário “B”.

Apesar de existirem muitos artigos comparando diversos modelos de distribuição potencial para várias espécies, como por exemplo, um artigo detalhado da Elith et al. (2006), não foi encontrado um que sobrepos os modelos para compará-los. Esta falta de comparação justifica-se pelo gradiente dado pelos modelos e suas diferentes formas de adequabilidade. A saída dada por este estudo foi calcular o índice de KAPPA e PABAK para avaliar o nível de congruência espacial entre os mapas dos modelos (Tabela 12), além de testes de omissão, comissão e acurácia entre eles (Tabela 13).

Tabela 12. Comparação entre os modelos gerados e seus resultados KAPPA e PABAK.

Comparação entre Modelos	KAPPA	PABAK
Domain vs. Bioclim	0,10	-0,08
Domain vs. Maxent	0,20	0,28
Domain vs. SIG	0,00	-0,40
Bioclim vs. Maxent	0,51	0,49
Bioclim vs. SIG	-0,05	0,11
Maxent vs. SIG	0,29	0,24

Tabela 13. Omissão, comissão e acurácia entre os modelos gerados.

Comparação entre Modelos	Omissão	Comissão	Acurácia
Domain vs. Bioclim	52,12%	1,76%	46,12%
Domain vs. Maxent	32,95%	3,20%	63,84%
Domain vs. SIG	66,87%	2,94%	30,18%
Bioclim vs. Maxent	2,41%	23,02%	74,57%
Bioclim vs. SIG	29,13%	15,56%	55,31%
Maxent vs. SIG	36,21%	2,03%	61,76%

Para completar a comparação entre os modelos, foram construídos os dendrogramas do índice PABAK (figura 18) e da acurácia (figura 19) da tabela 11 pelo método “complete” do pacote nativo “cluster” v.1.12.3 do programa R, que usa a maior dissimilaridade entre um ponto do primeiro grupo e um ponto do segundo grupo, conhecido como método do vizinho mais distante.

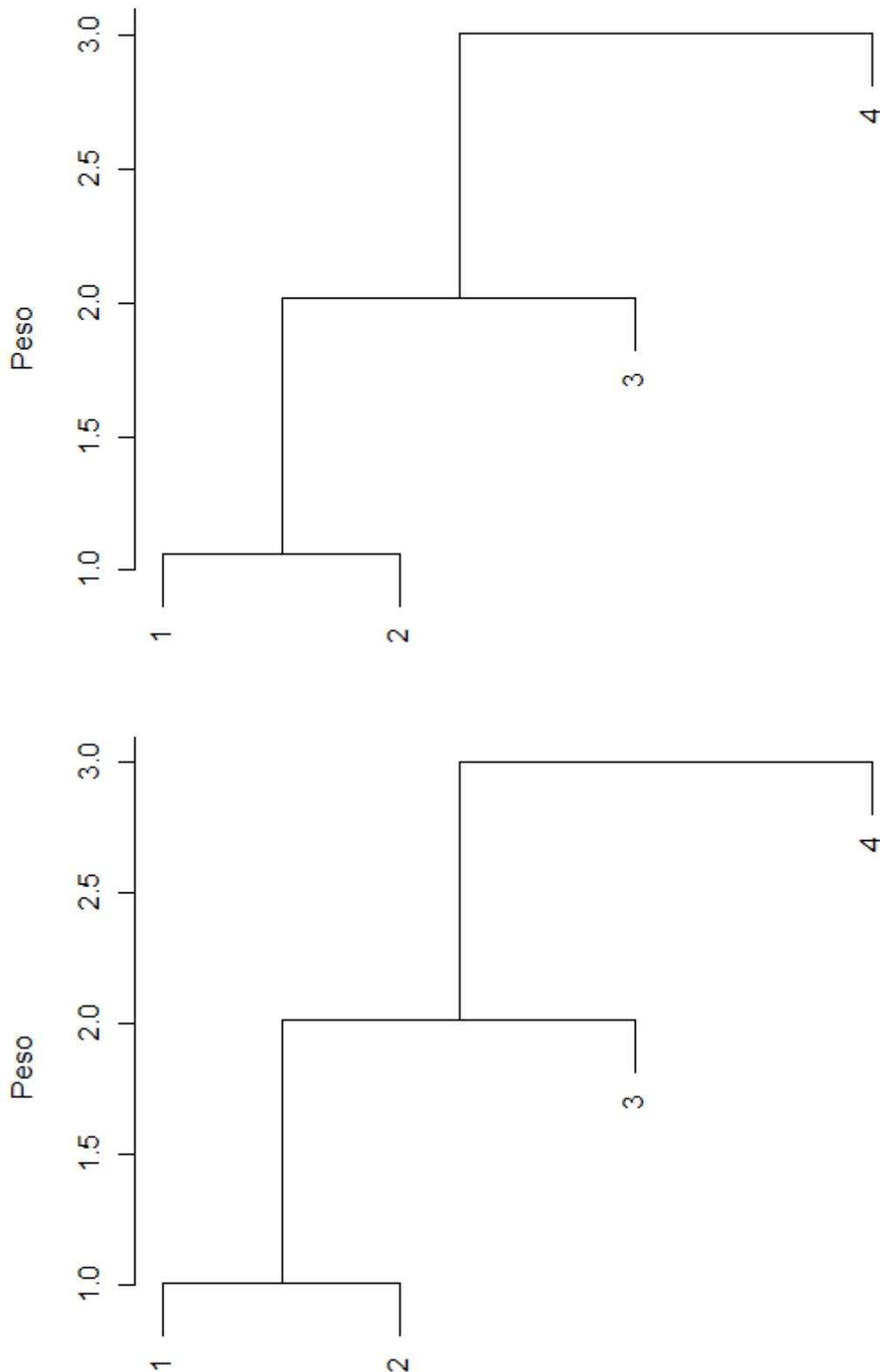


Figura 18. Dendrograma pelo método “complete” para PABAK, sendo os valores relativos a (1) Domain, (2) Maxent, (3) Bioclim e (4) Assinatura Ambiental. Acima, valores relativos ao Teste 1 e, abaixo, valores relativos ao Teste 2.

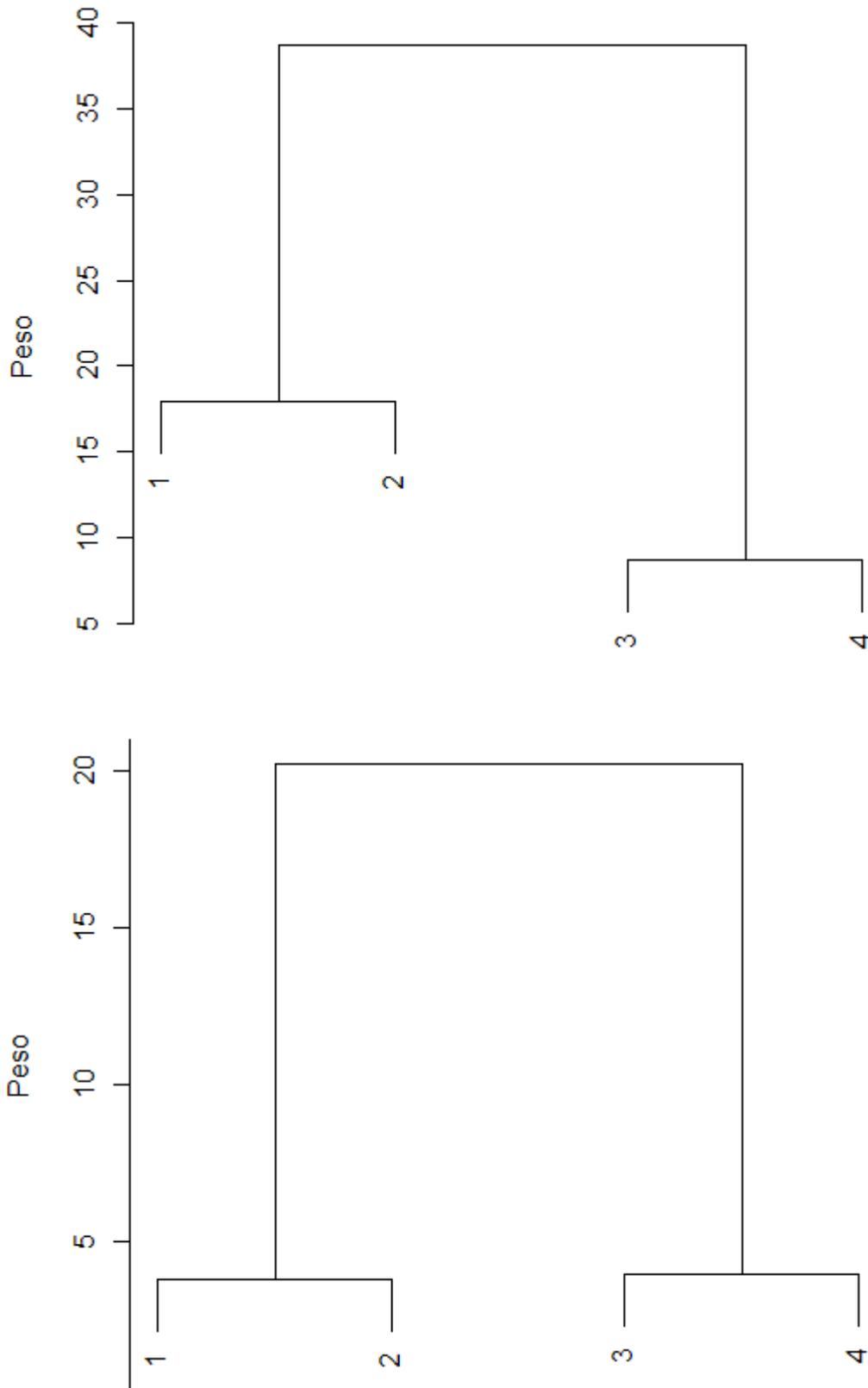


Figura 19. Dendrograma pelo método “complete” para acurácia, sendo os valores relativos a (1) Domain, (2) Maxent, (3) Bioclim e (4) Assinatura Ambiental. Acima, valores relativos ao Teste 1 e, abaixo, valores relativos ao Teste 2.

Com essas comparações, observa-se que os mapas binários dos modelos tiveram diferenças entre eles, mas mostrando alguma similaridade. Observa-se nos

dendrogramas de PABAK da figura 18, uma maior similaridade dos modelos Domain e Maxent, ao lado de Bioclim e tendo o modelo de Assinatura Ambiental o mais diferente. Nos dendrogramas de acurácia da figura 19, temos dois grupos principais, o primeiro com os modelos Domain e Maxent e o segundo com os modelos Bioclim e Assinatura Ambiental. Contudo, Em todos os dendrogramas, os modelos Domain e Assinatura Ambiental se mantiveram opostos, demonstrando serem os mais desiguais entre eles, concordando com o menor PABAK e acurácia nas comparações entre pares de mapas e até nas extensões binárias, onde Domain teve visivelmente a menor área de extensão, enquanto Assinatura Ambiental obteve a maior área de extensão.

Por escolher uma área de estudo relativamente pequena em comparação com outros estudos que trabalharam com áreas de países e até mesmo continentais (Loiselle et al., 2008; Steiner et al., 2008; Saatchi et al., 2008; Peterson et al., 2007; Phillips et al., 2006), pode-se ter uma visão mais detalhada dos mapas de distribuição potencial do Buriti e sua relação com o ambiente.

Os modelos em geral mostraram áreas de baixa adequabilidade ambiental, onde seria possível existirem Buritis e que na realidade não há ou não foram encontrados, seja por intervenção humana, por restrições geográficas ou simplesmente por uma falha do modelo.

Em relação a Assinatura Ambiental, a avaliação multicriterial, primeiramente por classificar as variáveis em probabilidades e, segundo por dar pesos no Método da Média Ponderada, permitiu a distribuição potencial do Buriti. A utilização do método, contudo, é fortemente influenciada pelo conhecimento do fenômeno a ser mapeado, assim como das características da paisagem. Esse conhecimento determina a robustez da solução para o processo de tomada de decisão (Silveira et al. 2008).

O método da Média Ponderada é flexível, fácil de ser implementado e possibilita a interação de conhecimentos e características da paisagem no processo de tomada de decisão; e para a utilização dessa abordagem e método deve-se ter um conhecimento da paisagem estudada, para que se definam com coerência os pesos de compensação e de ordenação e se faça uma melhor avaliação das alternativas propostas (Silveira et al. 2008).

Os pesos de ordenação possibilitaram inserir as características intrínsecas de cada fator, ou seja, ponderar de maneira a considerar o comportamento desses fatores e sua importância em relação aos demais (ordenamento) e não somente sua importância absoluta.

Em termos de distribuição do Buriti, para as atuais condições da região, observa-se um desequilíbrio na distribuição potencial, tendo em todos os modelos uma concentração em áreas próximas aos corpos hídricos, demonstrando assim a afinidade do Buriti aos corpos hídricos.

Com todas as comparações utilizadas, verifica-se que poderiam ser primeiramente descartados os modelos Domain e Bioclim, por terem sua resolução do modelo muito baixa em comparação com os dados de entrada, valores de omissão muito altos em comparação aos modelos Maxent e Assinatura Ambiental no primeiro teste e os mais altos no segundo e maiores variações na AUC, tendo os valores mais baixos no segundo teste. Além disso, o modelo Bioclim demonstrou ser um pouco instável nas curvas ROC, apesar da verdadeira importância destas curvas nos modelos de distribuição de espécies estarem na sua parte superior, onde consiste nos maiores verdadeiros positivos.

O modelo Maxent demonstrou-se muito restrito por não abranger as novas áreas de ocorrência do Buriti descobertas com novas pesquisas de campo, apesar de ter AUCs e ROCs melhores que o modelo de Assinatura Ambiental.

Pelo princípio da parcimônia citado por Prado et al. (2003), em que é preferível o modelo que obtenha a maior taxa de acerto com a menor área possível, deve-se pensar então em encontrar um ponto ótimo de acertos em relação a área de ocorrência prevista pelos modelos. Para isso deve-se lembrar que acrescentar novas áreas à distribuição, para acomodar pontos de ocorrência, aumenta os riscos de inclusão de localidades nas quais a espécie não ocorre e que reduzir a área abrangida pelo modelo carrega o risco oposto, além de que a inclusão de muitas localidades de ausência na área prevista pelos modelos pode representar localidades em que a espécie poderia ocorrer, mas foi extinta ou por outro motivo discutido pelos erros de comissão ela não foi encontrada. Por este princípio, teríamos como melhor modelo o Maxent, que manteve entre os modelos estudados uma taxa mais equilibrada entre a omissão e comissão.

A escolha do melhor modelo foi então realizada pela menor taxa de omissão entre Maxent e Assinatura Ambiental, ou seja, o modelo Assinatura Ambiental foi o mais aceito. Esta decisão foi baseada, entre os diversos fatores explicitados pelos erros de comissão, por esses dois modelos terem se saído melhores entre os testes e, como uma das funções desses modelos é a de descobrir novos indivíduos, a Assinatura Ambiental foi o melhor modelo nesse quesito, corroborando com Anderson e Lew (2003), onde soluções de baixa omissão representariam as corretas, onde os melhores

modelos são consistentemente encontrados em baixos níveis de omissão e de moderados a altos níveis de comissão.

Assim, como a primeira hipótese deste trabalho nos diz que a validação dos mapas de cada modelo de distribuição do Buriti pode ser considerada uma hipótese ecológica espacialmente explícita restrita a área e aos fatores ambientais utilizados, refuta-se então o modelo Bioclim e Domain, por terem sido as piores hipóteses de distribuição, ou seja, os piores modelos de distribuição potencial, com muitos erros acumulados já expostos.

Portanto, atinge-se o primeiro objetivo deste trabalho, sendo indicar áreas geográficas que apresentem condições propícias para o desenvolvimento de *M. flexuosa* através de modelagem, tendo Maxent como melhor modelo, determinando os fatores importantes para sua ocorrência, bem como seus limites de tolerância, modelando assim a distribuição potencial de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) segundo os diferentes ambientes de modelagem para o Distrito Federal.

Observou-se que algumas metodologias de validação dos modelos possuíam muitas limitações, principalmente relacionadas ao modo de avaliação estritamente binário de presença ou ausência, apesar de serem amplamente utilizadas, e seu uso em conjunto apenas mostrou algumas incongruências entre elas, não facilitando assim a escolha do melhor modelo, podendo ser necessário um novo método de avaliação além dos já comumente utilizados.

Possivelmente uma nova forma de avaliação deva surgir avaliando o comportamento de cada modelo, observando como cada ponto de treinamento foi utilizado por cada modelo e como foi a reação dos pontos de teste. Apenas como marco exploratório, nas figuras 20 a 23, observa-se os histogramas produzidos pelo programa R, função “hist()”, que utiliza por padrão a regra de Sturges para o cálculo da quantidade de intervalos de classe a serem utilizados na construção do histograma. Cada histograma possui em vermelho os dados de treinamento e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.

Observa-se nos histogramas das figuras 20 a 23 através dos pontos de treinamento, diferentes comportamentos de modelagem, como também diferentes respostas aos pontos de teste, dando alguns detalhes de onde houve comissão e omissão nos modelos. Assim, o Bioclim pode não ter captado bem a importância das variáveis para o modelo, classificando a maioria dos pontos em valores baixos de adequabilidade. Maxent não demonstrou discernimento ao não demonstrar um processo claro ou algum

padrão, mostrando frequências um pouco homogêneas entre elas. Domain foi ao extremo ao levar em conta apenas áreas de total adequabilidade devido ao limite da presença mínima e, a Assinatura Ambiental obteve algo como uma distribuição normal para as frequências, algo que poderia se esperar em campo para as variáveis, com a maioria das frequências em valores medianos e os extremos com valores baixos.

A avaliação dos histogramas e posteriormente da espacialização dos verdadeiros erros de comissão e omissão podem dar um passo seguinte não somente na avaliação dos modelos, mas também nos seus ajustamentos.

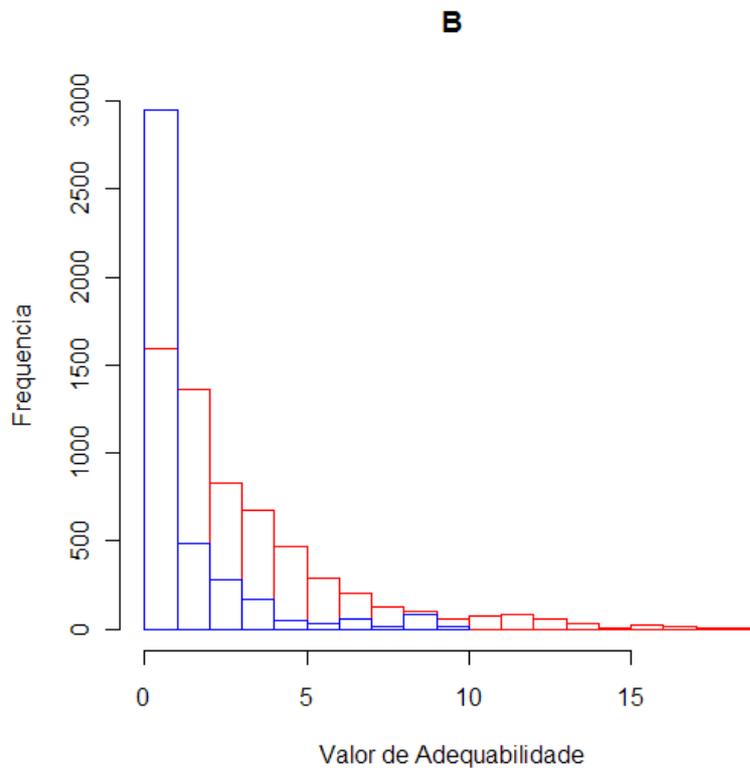
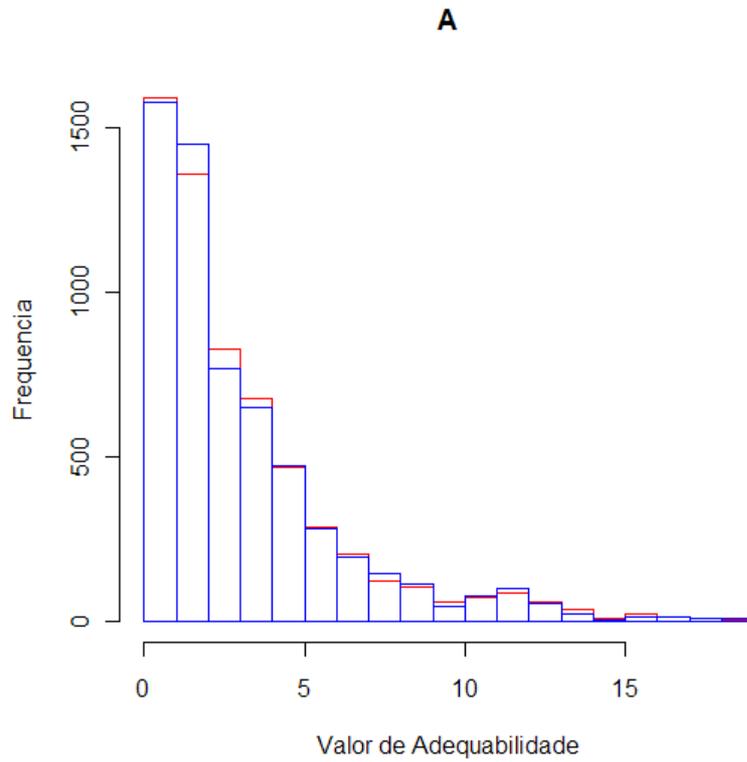


Figura 20. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Bioclim em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.

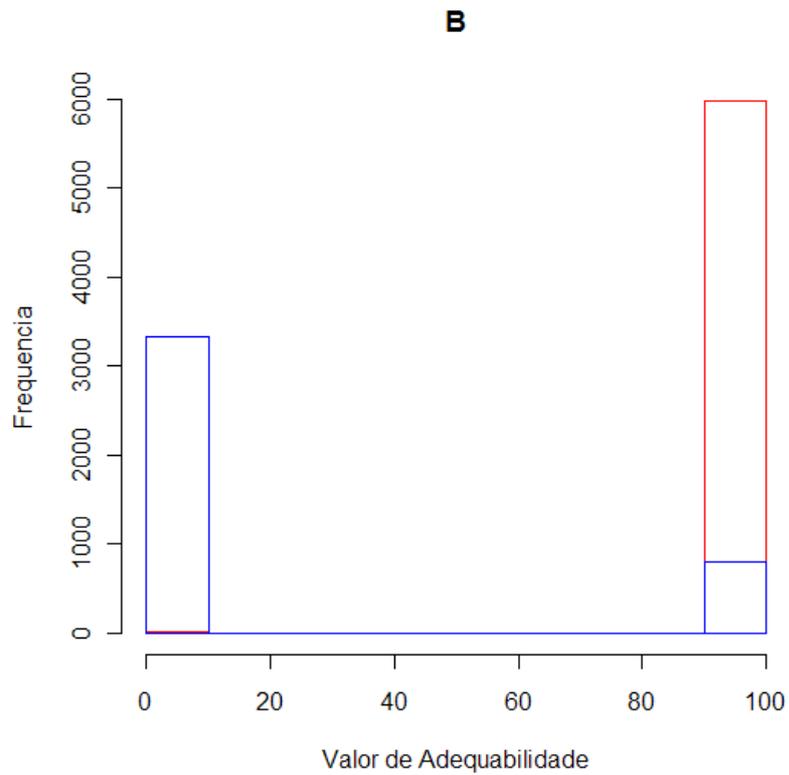
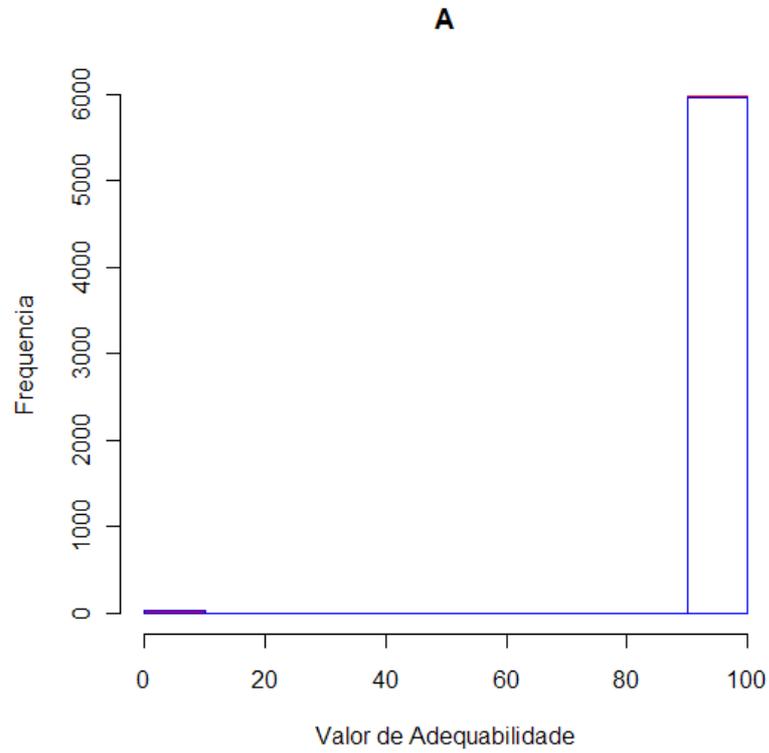


Figura 21. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Domain em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.

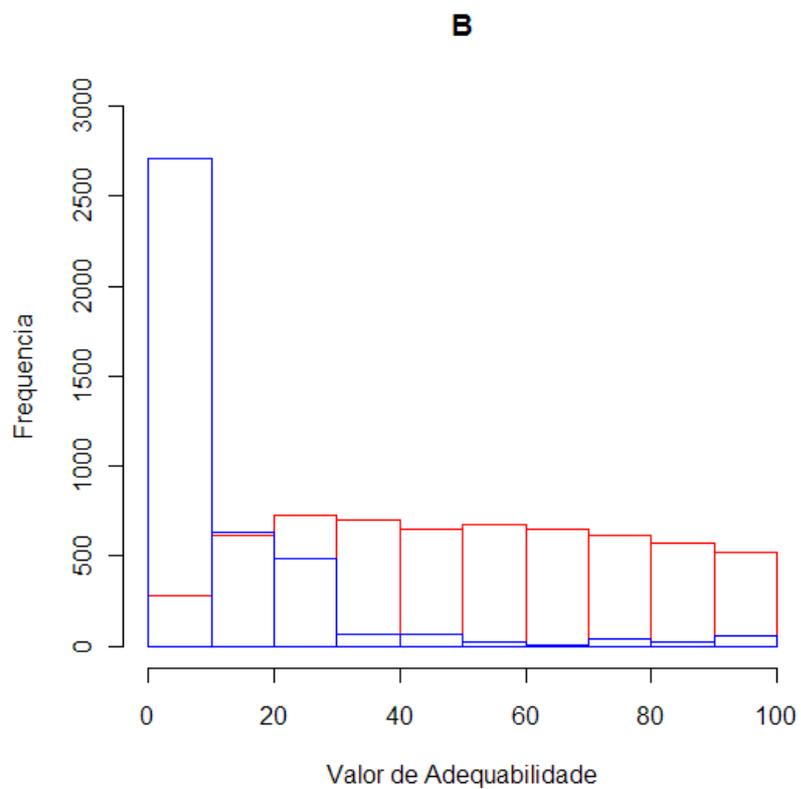
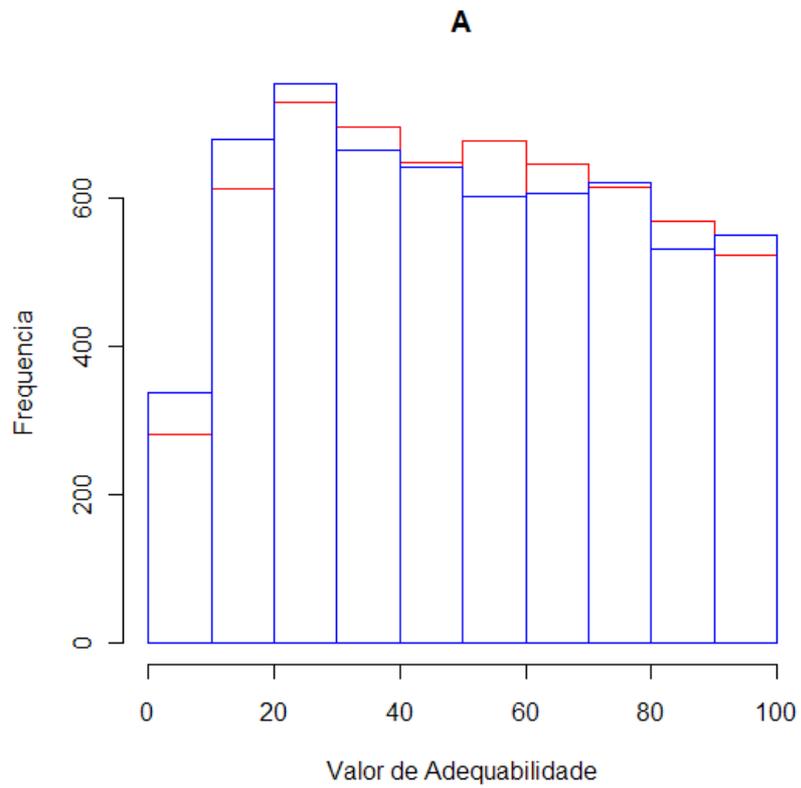


Figura 22. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Maxent em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.

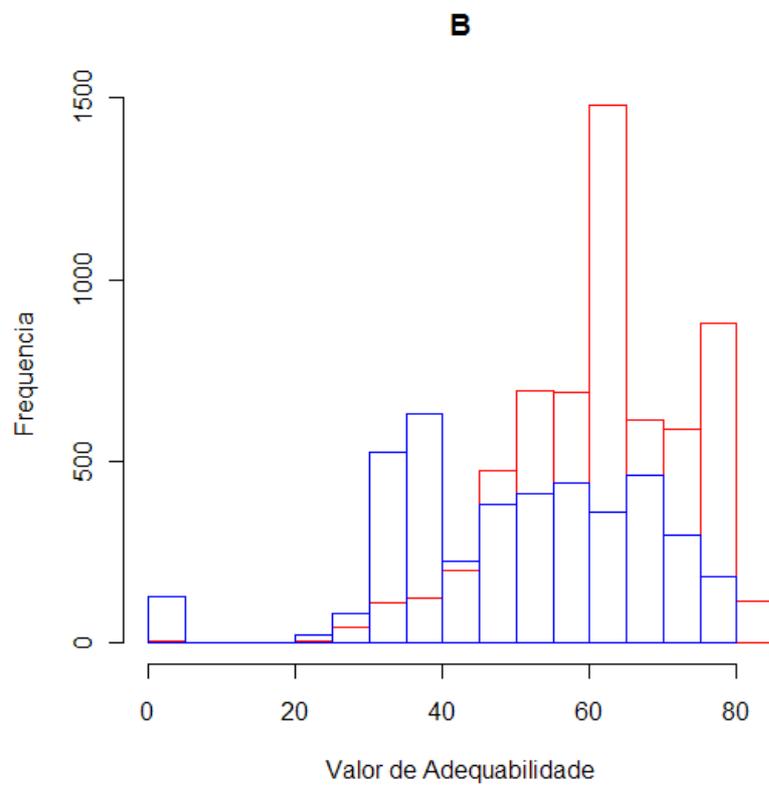
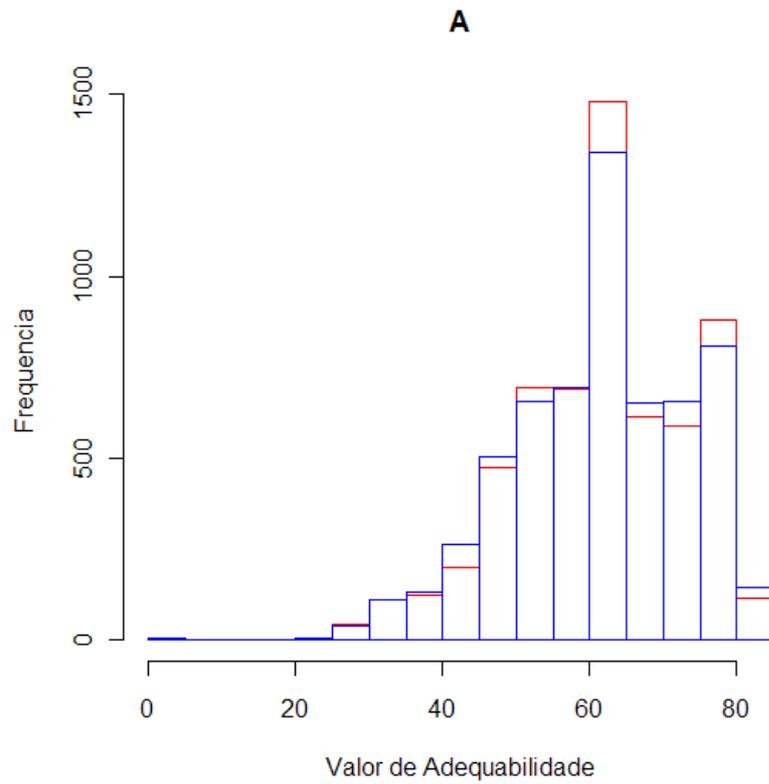


Figura 23. Histogramas de frequência dos valores de adequabilidade dos pontos de treinamento do modelo Assinatura Ambiental em vermelho e em azul os dados de teste 1 na parte A e os dados de teste 2 na parte B.

A figura 24 mostra as Veredas espacializadas de acordo com a metodologia, indicando a finalização do segundo objetivo, que é espacializar a localização das Veredas do Distrito Federal. Com os novos pontos de ocorrência do Buriti, pode-se adicionar mais 13 Veredas ao conjunto inicial de Veredas espacializadas. Se considerarmos Veredas apenas como áreas alagadas com corpos hídricos e Buritis, verifica-se que a totalidade das áreas alagadas seriam consideradas Veredas, completando assim o terceiro objetivo deste trabalho, que é verificar a ausência de características de Veredas nas áreas de solos hidromórficos.

A segunda e última hipótese, em que se na sua definição as Veredas comportam Buritis, todos os locais alagados que possivelmente suportam Buritis poderiam ser consideradas Veredas, poderia ser aceita somente se as áreas alagadas comportassem sempre outros corpos hídricos que não fossem somente nascentes, o que foi o caso do Distrito Federal de acordo com a metodologia apresentada.

A espacialização de Veredas demonstrou-se interessante para o ponto de vista da conservação de áreas alagadas e seus ecossistemas ao mostrar uma definição deficiente para as Veredas por parte da legislação brasileira, que desconsidera áreas alagadas com Buritis de mesma importância que as Veredas propriamente ditas apenas por não conterem nascentes. Outro ponto que deve ser levantado seria como reconhecer uma Vereda que teve seus Buritis cortados, trazendo o ponto que a vegetação típica de uma Vereda também deve ser definida, entre outros fatores, como a escala a ser utilizada.

Maillard e Alencar-Silva (2007) e Alencar-Silva e Maillard (2007) também modelaram as Veredas por imagens de satélite RADARSAT-1 e ASTER sem considerar as nascentes. Apesar de apresentar resultados estatisticamente fracos (50% a 62% de proporção de cada transecto obtido em campo em correspondência com as segmentações das imagens de satélite), a segmentação das imagens RADARSAT-1 teve uma correspondência fiel à interpretação visual. Imagens adquiridas no final do período úmido, quando o solo está encharcado, apresentaram um potencial superior ao das imagens do período seco. As imagens ASTER, quando usadas em conjunto com zonas tampão em volta da rede hidrográfica, permitiram uma classificação semi-detalhada e com alto grau de confiança (mais de 80%) dessas formações, separando as principais fitofisionomias (gramíneas, arbustivo/arbórea e possivelmente arbustivo), assim como as áreas onde as areias predominaram.

Nas figuras 25 a 28, temos Veredas espacializadas de acordo com a metodologia e comparadas com os modelos gerados, para comparar visualmente a sincronia entre os

modelos e as Veredas, sendo o quarto e último objetivo deste trabalho. Observa-se que a maioria dos modelos de distribuição potencial do Buriti ignorou algumas Veredas, tendo somente o modelo de Assinatura Ambiental o único que captou a totalidade de Veredas espacializadas.

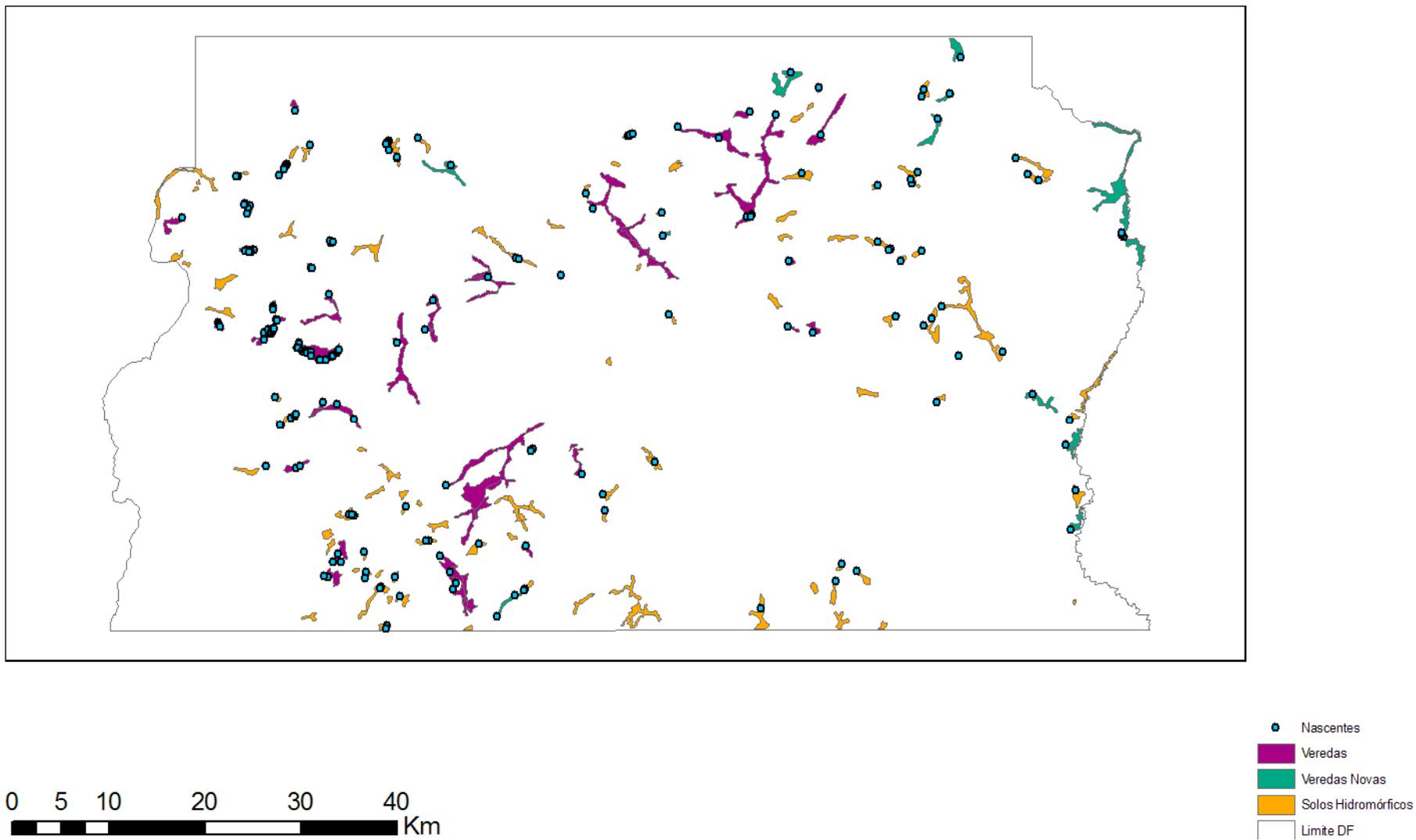


Figura 24. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas pela adição de novos pontos de ocorrência de Buriti.

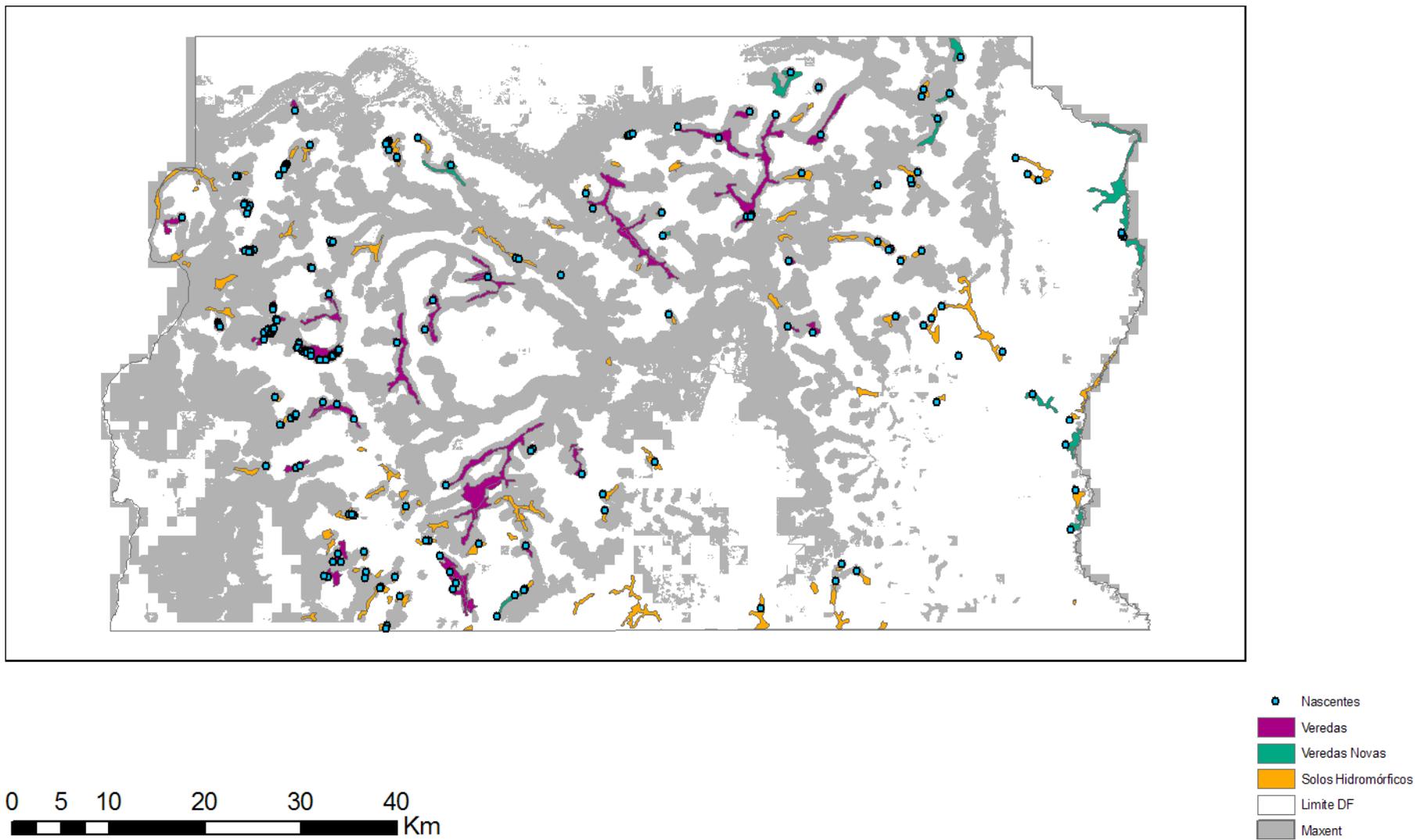


Figura 25. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Maxent.

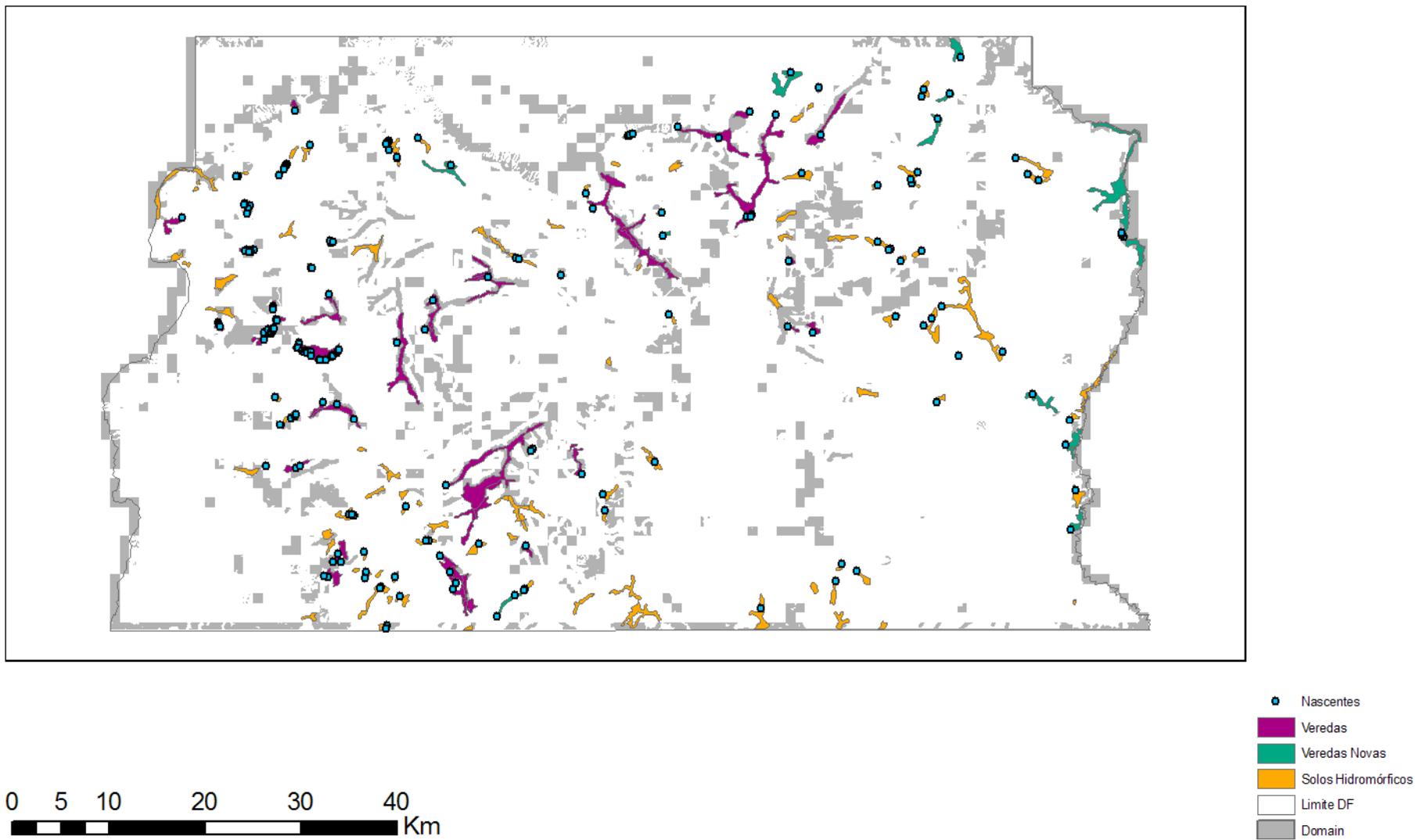


Figura 26. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo Domain.

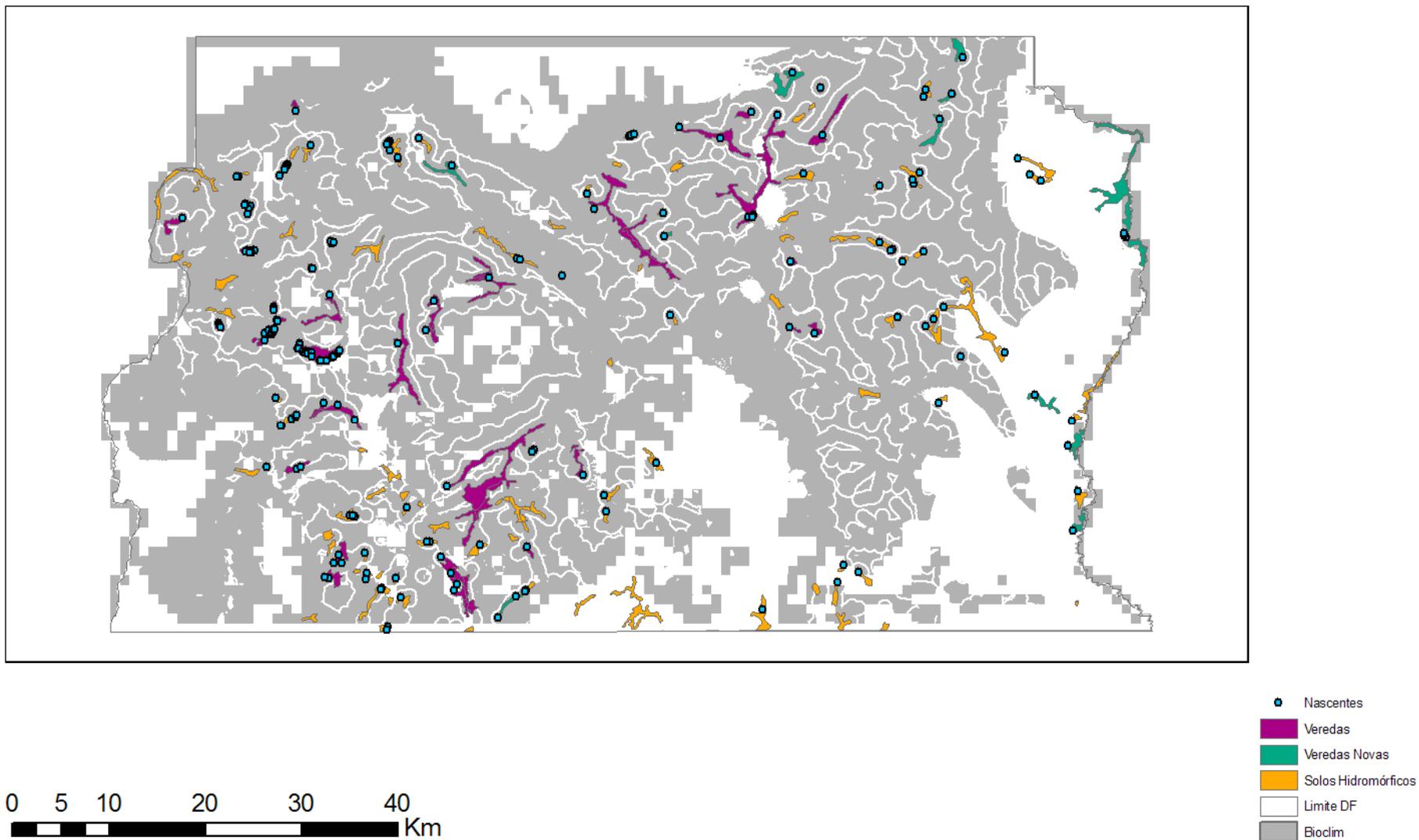


Figura 27. Veredas espacializadas no Distrito Federal, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Bioclim.

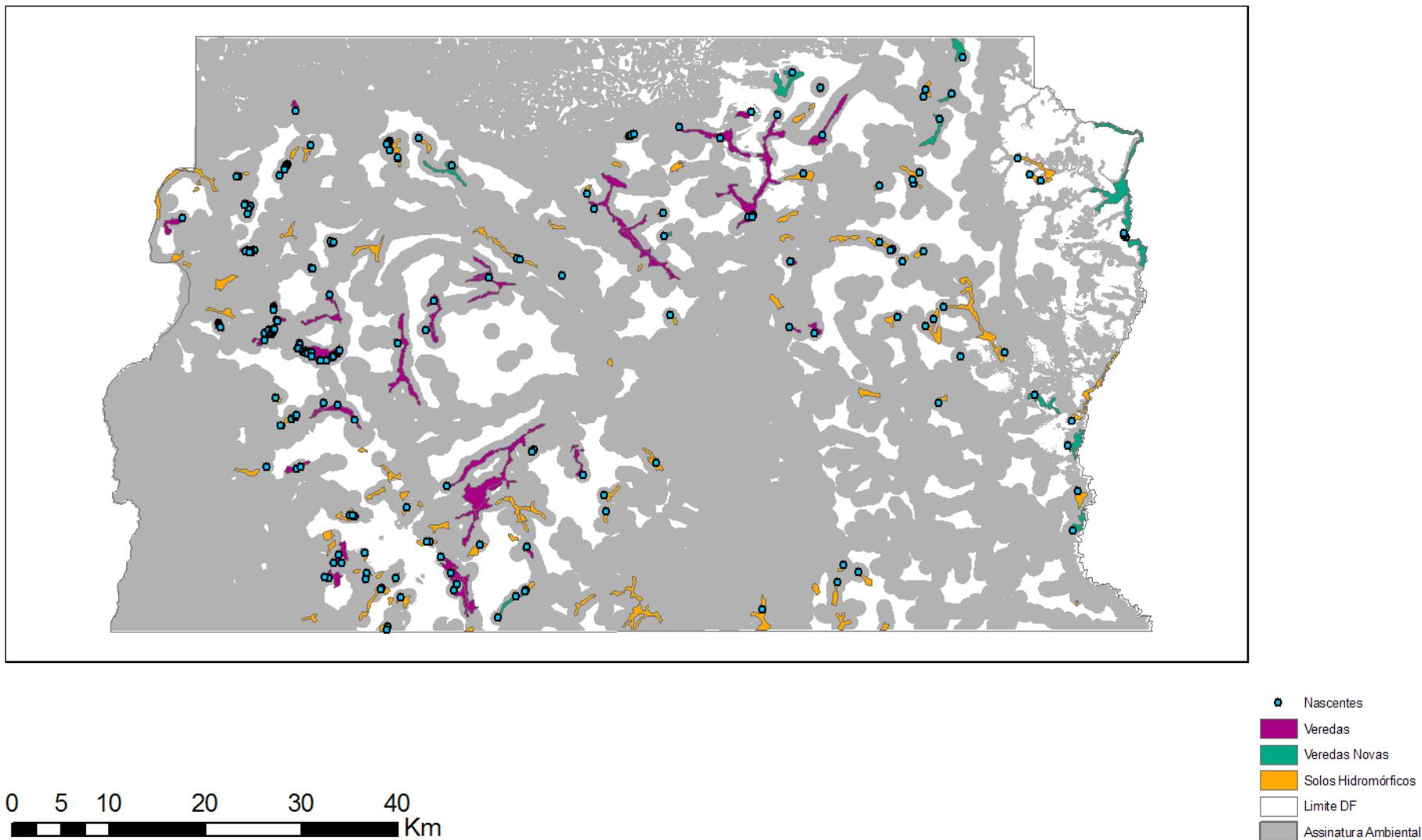


Figura 28. Veredas especializadas no DF, além de solos hidromórficos, nascentes e novas Veredas em comparação com o modelo binário de Assinatura Ambiental.

4. Considerações Finais

Com os testes realizados, chega-se a conclusão que o modelo de Assinatura Ambiental apresentado ainda deve sofrer modificações para alcançar os resultados de Maxent, apesar de ter conseguido resultados melhores que os modelos Bioclim e Domain.

As Veredas mereceriam um estudo mais aprofundado em relação à vegetação específica e à escala a ser utilizada para uma melhor espacialização, podendo a legislação acompanhar as definições mais usuais da comunidade científica para uma melhor conservação deste ambiente.

Como trabalho futuro teríamos a utilização de outros métodos estatísticos para um estudo mais aprofundado para o estudo da verdadeira relação entre as variáveis estudadas, avaliando suas correlações, e incluí-la no modelo de Assinatura Ambiental, podendo assim evitar a dependência espacial ou autocorrelação das variáveis (Allouche et al., 2008; Millera et al., 2007; Latimer et al., 2006), que podem ter amplas repercussões na gestão e na conservação de muitas espécies ameaçadas ao se apresentar conclusões erradas sobre os reais fatores que regem a dinâmica populacional (González-Megias et al., 2005).

5. Referências Bibliográficas

AB'SABER, A. N. A organização natural das paisagens inter e subtropicais brasileiras. Em: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 3, 1962, São Paulo. Anais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1971. p1-11.

ACHÁ-PANOSO, L. Levantamento detalhado dos solos da área sob a influência do Reservatório de Três Marias, MG. Embrapa/Epamig. Boletim Técnico, v. 57, p. 22-29. 1978.

ALENCAR-SILVA, T.; MAILLARD, P. Delimitação e Caracterização do Ambiente de Vereda I. O potencial das imagens RADARSAT-1. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 4751-4758. 2007.

ALHO, C. J. R.; MARTINS, E. S. De grão em grão o Cerrado perde espaço: Cerrado - impactos do processo de ocupação. Brasília: WWF. 66p. 1995.

ALLOUCHE, O. et al. Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, p. 599–609. 2008.

ALMEIDA, S. P de; SILVA, J. A da. Piqui e Buriti: Importância alimentar para a população dos Cerrados. Planaltina, DF: EMBRAPA-CPAC, 38 p. 1994.

ANDERSON, R. P. Real vs artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, v. 30, p. 591-605. 2003.

ANDERSON, R. P.; LEW, A. D. Townsend Peterson. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, v. 162, p. 211–232. 2003.

ARAÚJO, G. M. et al. Composição florística de Veredas no Município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira Botânica*, v.25, n.4, p.475-493, 2002.

ARAÚJO, M.B.; PEARSON, R.G. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, v. 28, n. 5, p. 693-695. 2005.

AUSTIN, M. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, v. 200, p. 1–19. 2007.

BAGNO, M. A. As Aves da Estação Ecológica de Águas Emendadas. In: MARINHO-FILHO, J. S.; Rodrigues, F. H. G.; GUIMARÃES, M. M. (eds.). *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: história natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central*. Brasília: GDF/IEMA/SEMATEC e IBAMA, p. 22-33. 1998.

BAPTISTA G. M. M. Caracterização climatológica do Distrito Federal. Em: IEMA/SEMATEC/UnB, *Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal*. Brasília, v. 1, p. 187-208. 1998.

BENAVIDES, R. et al. Geostatistical modelling of air temperature in a mountainous region of Northern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 146, p. 173–188. 2007.

BIANCHI, C. A. C. *Biologia reprodutiva da arara canindé (Ara ararauna, psittacidae) no parque nacional da emas, GO*. Brasília, 1998. 69 f. Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, 1998.

BISHOP, A. A et al. A Comparison of an Ecological Model and GIS Spatial Analysis to Describe Niche Partitioning Amongst Carrion Beetles in Nebraska. *Transactions in GIS*, v. 6, n. 4, p. 457–470. 2002.

BOAVENTURA, R. S. Anais do 2º encontro latino-americano: relação ser humano-ambiente, Chapter *Preservação da Veredas - síntese*, p. 109–122. 1988.

BOAVENTURA, R. S. *Contribuição aos estudos sobre evolução das Veredas*. Em: ENCONTRO NACIONAL DE GEÓGRAFOS, 3. Fortaleza: AGB/UFC, 1978.

BOAVENTURA, R. S. Preservação das Veredas; síntese. Em: Encontro Latino Americano: Relação Ser Humano/Ambiente. Anais, p. 109 - 119. 1988.

BYRT T.; BISHOP J.; CARLIN, J. B. Bias, prevalence and kappa. *Journal of Clinical Epidemiology*, v. 46, p. 423-429. 1993.

BRASIL. Resoluções CONAMA de 1984 a 1991. SEMAM/IBAMA. Brasília, DF. 4ª ed. 245 p. 1992.

CARVALHO, P. G. S. As Veredas e sua importância no domínio dos cerrados. *Informe Agropecuário*, v. 168, p. 47-54. 1991.

CASTRO, J. P. C. As Veredas e a sua proteção jurídica. *Análise e Conjuntura*, v. 10, p. 321-331. 1980.

CHEN, K. P.; BLONG, R.; JACOBSON, C. MCE-RISK: Integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environmental Modelling & Software*, v.16, n.4, p.387-397, 2001.

CODEPLAN. Atlas do Distrito Federal. Brasília. Secretaria de Educação e Cultura/CODEPLAN, v. 1. 78p. 1984.

DAVIS, A.J. et al. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature*, v. 391, p. 783–786. 1998.

DE LA FUENTE, A. L. C.; CATALÁ, S. Relationship between Antennal Sensilla Pattern and Habitat in Six Species of Triatominae. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 97, n. 8, p. 1121-1125. 2002.

DIAS, B. F. S. Cerrados: uma caracterização. Em: Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. Brasília, Funatura, p. 11-25. 1996.

DURÃES, J. A. et al. Absorption and photoluminescence of Buriti oil/polystyrene and Buriti oil/poly(methyl methacrylate) blends. *European Polymer Journal*, v. 42, p. 3324–3332. 2006.

EASTMAN, J. R. Decision support: strategy analysis. *Idrisi 32: Guide to GIS and image processing*. Worcester: Clark Labs, Clark University, v.2, 22p. 2001.

EITEN, G. Classificação da vegetação do Brasil. CNPq, Brasília. 305 p. 1983.

EITEN, G. Vegetação. Em: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas* (M.N. Pinto, org.). Editora da Universidade de Brasília, Brasília, p. 17-73. 1994.

ELITH J.; LEATHWICK, J. Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 265–275. 2007.

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

ERSDAC (Earth Remote Sensing Data Analysis Center): ASTER - Global Digital Elevation Model (GDEM). Disponível em: <<http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp/>>. Acesso em 01 agosto 2009.

ESRI, ArcGIS 9.3.1 - Geographical Information System. Environment System Research Institute, Inc., Redlands, CA. 2009.

FARBER, O.; KADMON, R. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling*, v. 160, p.115-130. 2003.

FELGUEIRAS, C. A. Modelagem ambiental com tratamento de incertezas em sistemas de informação geográfica: o paradigma geoestatístico por indicação. 2001. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

FERREIRA, E. J. L. F. Manual das palmeiras do Acre, Brasil. Disponível em: <http://www.nybg.org/bsci/acre/www1/manual_palmeiras.html>. Acesso em: 23 abril 2008.

FERREIRA, I. M. Aspectos conceituais de Veredas. Em: SIMPÓSIO DE ENSINO, PESQUISA, EXTENSÃO E CULTURA. Catalão: SIMPÓSIO DE ENSINO, PESQUISA, EXTENSÃO E CULTURA, n. 3, 2007. CD-ROM.

FERRIER, S.; WATSON, G. An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity. Canberra, Australia: NSW National Parks and Wildlife Service. 184p. 1997. Disponível em: <<http://www.deh.gov.au/biodiversity/publications/technical/surrogates>>. Acesso em: 6 março 2009.

FERRIER, S. et al. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. 1. Species-level modeling. Biodiversity Conservation, v. 11, p. 2275–2307. 2002.

FIELDING, A. H., BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence: absence models. Environmental Conservation, v.24, n.1, p. 38-49. 1997.

FIELDING, A. H. What are the appropriate characteristics of an accuracy measure? Em: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Editores), Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Island Press, Washington, DC, p. 271–280. 2002.

FONSECA, V. S.; SILVA, I. M. Etnobotânica: base para conservação. Workshop Brasileiro de Etnobotânica, 136 p. 1998.

FRANCISCO FILHO, L. L. Distribuição Espacial da Violência Em Campinas: Uma Análise por Geoprocessamento. 2004. 233 f. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

FREEMAN, E. A.; MOISEN, G. G. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological Modelling*, v. 217, p. 48–58. 2008.

GONZÁLEZ-MEGIAS, A; GÓMEZ, J. M.; SÁNCHEZ-PINERO, F. Consequences of spatial autocorrelation for the analysis of metapopulation dynamics. *Ecology*, v. 86(12), p. 3264–3271. 2005.

GOOVAERST, P. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 228, p. 113-129, 2000.

GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER, I. Dispersal and distribution in the cerrado vegetation of Brazil. *Sonderbd. Naturwiss. Ver Hamburg* 7: 315-352. 1983.

GUIMARÃES, A. J. M. Características do solo e da comunidade vegetal em área natural e antropizada de uma Vereda na região de Uberlândia-MG. 2001. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

GUIMARÃES, D. P; LANDAU, E. C.; COSTA, T. C. C. Documentos 75. Relevo digital dos municípios brasileiros. Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, MG. 25p. 2008.

GUISAN, A. & THEURILLAT, J.-P. Equilibrium modeling of alpine plant distribution: how far can we go? *Phytocoenologia*, v. 30, p. 353–384. 2000.

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

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

GURGEL-GONÇALVES, R. et al. Arthropods Associated with the Crown of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) Palm Trees in Three Different Environments from Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, v. 35(3), p.302-312. 2006.

GURGEL-GONCALVES, R.; CUBA, C. A. C. Estrutura de populações de *Rhodnius neglectus* Lent e *Psammolestes tertius* Lent & Jurberg (Hemiptera, Reduviidae) em ninhos de pássaros (Furnariidae) presentes na palmeira *Mauritia flexuosa* no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 24, n. 1, p. 157-163. 2007.

HAWKSWORTH, D. L. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance and conservation. *Mycological Research*, v. 95, p.641-655. 1991.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. Field guide to the palms of the Americas. Princeton Univ. Press, Princeton, p. 1-64. 1995.

HENRY, O.; FEER, F.; SABATIER D. Diet of the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica* v. 32, n. 2, p. 364–368. 2000.

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

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symp. Quant. Biol.* V. 22, p. 415–427. 1957.

IBGE. Árvores do Brasil Central: espécies da região geoeconômica de Brasília. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, V.1. 417 p. 2002.

JARDIM, M. A. G. et al. Diversidade e Estrutura de Palmeiras em Floresta de Várzea do Estuário Amazônico. *Amazônia: Ci. & Desenv.*, Belém, v. 2, n. 4, jan./jun. 2007.

JIANG, H.; EASTMAN, J.R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, v.14, n.2, p.173-184, 2000.

KILTIE, R. A. Stomach Contents of Rain Forest Peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica*, v. 13, n. 3, p. 234-236. 1981.

LATIMER, A. M. et al. Building Statistical Models to Analyze Species Distributions. *Ecological Applications*, v. 16, n. 1, p. 33–50. 2006.

LIMA, S. C. & QUEIROZ NETO, J. P. As Veredas e a evolução do relevo. *Sociedade & Natureza*, v. 15, p. 481-488. 1996.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, p. 145–151. 2008.

LOISELLE, B. A. et al. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, v. 35, p. 105–116. 2008.

LORENZI, H. et al. *Palmeiras no Brasil - nativas e exóticas*. Nova Odessa: Plantaraum, p. 112. 1996.

LORINI, M. L.; PERSSON, V. G; XAVIER DA SILVA, J. Geoprocessamento Aplicado à Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção: O Projeto Mico-Leão-da-Cara-Preta. *Anais da 1ª Semana Estadual de Geoprocessamento*. Rio de Janeiro, p. 147-159. 1996.

MACHADO, R. B. et al. Áreas de risco no entorno de unidades de conservação: estudo de caso da estação ecológica de águas emendadas, Planaltina, DF. In: Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F.; Guimaraes, M. (eds.). *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: História natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil central*. Brasília: GDF/IEEMA/SEMATEC e IBAMA, p. 64-78. 1998.

MACHADO, R.B. et al. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. Brasília: Conservação Internacional, 2004. 26 p.

MACHADO, F. S. Estrutura Populacional e Aspectos Etnobotânicos de *Mauritia Flexuosa* L. F. (Buriti, Areaceae) na Amazônia Sul Ocidental, Acre. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG

MCPHERSON, J.M., JETZ, W., ROGERS, D.J. The effects of species range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artifact. *Journal of Applied Ecology*, v. 41, p. 811–823. 2004.

MAGALHÃES, G. M. Sobre os cerrados de Minas Gerais. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 38, p. 59-69. 1966.

MAHDIAN, M. H. et al. Appraisal of the Geostatistical Methods to estimate Monthly and Annual Temperature. *Journal of Applied Sciences* 9 (1), p. 128-134. 2009.

MAILLARD, P.; ALENCAR-SILVA, T. Delimitação e Caracterização do Ambiente de Vereda:II. O potencial das imagens óticas ASTER. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 1733-1740. 2007.

MALCZEWSKI, J. GIS and multicriteria decision analysis. New York: John Wiley, 362p. 1999.

MANEL, S., WILLIAMS, H.C., ORMEROD, S.J. Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, v.38, p. 921–931. 2001.

MARIMON, B.S.; FELFILI, J.M.; LIMA, E.S.; RODRIGUES, A.J. Distribuições de circunferências e alturas em três porções da Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore*, v. 25 p. 1-9. 2001.

MELO, D. R. As Veredas nos planaltos do noroeste mineiro: caracterizações pedológicas e os aspectos morfológicos e evolutivos. Dissertação (mestrado) - UNESP, Rio Claro. 1992.

MENDONÇA, R. C. et al. Flora vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12356 espécies. Em: Cerrado: ecologia e flora (S. M. Sano; S. P. Almeida; J. F. Ribeiro, eds.). Brasília: Embrapa Cerrados, v. 2, p. 423 - 1279. 2008.

MILLERA, J.; FRANKLINB, J.; ASPINALL, R.. Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. *Ecological Modelling*, v. 202, p. 225–242. 2007.

MORTARA, M. O. Modelagem da distribuição potencial do palmitheiro (*Euterpe edulis Martius*) em região montanhosa a partir de variáveis topográficas. São José dos Campos: INPE, 157p. 2000.

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Accounting for regional niche variation in habitat suitability models. *Oikos*, v. 116, p. 99-110. 2007.

MYERS , N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858. 2000.

NIKOLOVA, N., VASSILEV, S. Mapping precipitation variability using different interpolation methods. Em: Conference on Water Observation System for Decision Support. (BALWOIS) Macedonia, Ohrid, 11p. 2006.

ODUM, E.P.; BARRET, G.W. Fundamentos de ecologia. Thomson Learning Edições Ltda, São Paulo, 612 p. 2007.

OFFWELL WOODLAND & WILDLIFE TRUST. Simpson's Diversity Index. Disponível em: <<http://www.countrysideinfo.co.uk/simpsons.htm>>. Acesso em 10 outubro 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. Em: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO-FILHO, H. F. (eds.) Matas Ciliares: Bases Multidisciplinares para Estudo, Conservação e Restauração. EDUSP, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, cap. 5, pp. 73-89. 2000.

PARRA, J.L.; GRAHAM, C.C.; FREILE, J.F. Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. *Ecography*, v. 27, p. 350-360. 2004.

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

PEARMAN P. B. et al. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology And Evolution*, v. 23, n. 3, p. 149-158. 2008.

PEREIRA, S. J. et al. Celulose de Buriti (*Mauritia vinifera* Martius). *Scientia Forestalis*, v. 63, p. 202–213. 2003.

PETERSON, T.; PAPES, M.; EATON, M. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, v. 30, p. 550-560. 2007.

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

PRADA, M. Guilda de frugívoros associada com o Buriti (*Mauritia flexuosa*: Palmae) numa Vereda no Brasil Central. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 1994.

PRADO, P. I. et al. Avaliação de modelos de distribuição geográfica e sua aplicação para prever a ocorrência de espécies de mamíferos no Corredor Central da Mata Atlântica. Em: Paulo Inácio Prado; Elena Charlotte Landau; Raquel Teixeira de Moura; Luiz Paulo Pinto; Gustavo Fonseca; Keith Norman Alger. (Org.). Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP, 16p. 2003.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. *Ecol. Lett.* v. 3, p. 349–361. 2000.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. 2009.

RAMIREZ, N. & BRITO, Y. Reproductive of a tropical palm swamp community in the Venezuelan llanos. *American Journal of Botany*, v. 77 p. 1260-1271. 1990.

RAMOS, M. V. V. Caracterização dos solos, da estrutura fitossociológica e do estado nutricional da vegetação de Veredas em diferentes superfícies geomorfológicas no Triângulo Mineiro. 2004. 128 f. Tese (doutorado) - Universidade de Brasília.

RAMOS, M. V. V. et al. Veredas do Triângulo Mineiro: Solos, Água e Uso. *Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 30, n. 2, p. 283-293, mar./abr., 2006.

REATTO, A. et al. Documentos 120; Mapa pedológico digital – SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. 31p. 2004.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Em: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, p. 89-166. 1998.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Em: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. cap. 6, p. 151-212.

RULL, V. Biogeographical and evolutionary considerations of *Mauritia* (Arecaceae), based on palynological evidence. *Review of Palaeobotany and Palynology*, v. 100, p. 109-122. 1998.

SAATCHI, S et al. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 5, p. 2000-2017. 2007.

SALES, M. H et al.. Improving spatial distribution estimation of forest Biomass with geostatistics: A case study for Rondônia, Brazil. *Ecological Modelling*, v. 205, p. 221–230. 2007.

SANTA CATARINA, A. Um Algoritmo Genético com Representação Explícita de Relacionamentos Espaciais para Modelagem Sócio-Ambiental. INPE, São José dos Campos, 62 p. 2006.

SANO S. M.; ALMEIDA, S. P. de. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA - CPAC, 1998. 556 p.

SANTANA, F. S. et al. A reference business process for ecological niche modelling. *Ecological Informatics*, v. 3, p. 75-86. 2008.

SANTOS, L. M. P. Nutritional and ecological aspects of buriti or aguaje (*Mauritia flexuosa* Linnaeus filius): A carotene-rich palm fruit from Latin America. *Ecology of Food and Nutrition*, v. 44: p. 345–358. 2005.

SANTOS, E. V.; FERREIRA, I. M; MARTINS, R. A. Conhecendo o Subsistema Vereda: Um Ambiente Integrante do Mosaico Fitofisionômico do Bioma Cerrado. Em: XI EREGEO. Campus Jataí, 2009. 11p.

SCHLEMMER, D. Preparação, caracterização e degradação de blendas de poliestireno e amido termoplástico usando glicerol e óleo de Buriti (*Mauritia flexuosa*) como plastificantes. 2007. 80 f. Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, 2007.

SCHMIDT, I. B.; FIGUEIREDO, I. B.; SAMPAIO, M. B. (Orgs.). Capim dourado e Buriti: práticas para garantir a sustentabilidade do artesanato. Brasília: PEQUI - Pesquisa e Conservação do Cerrado, 2007. 32 p.

SICK, H. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro, Edição revista e ampliada por J.F. Pacheco. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 862p. 1997.

SILVA, C. R. Zoneamento Ecológico-Econômico da Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno. Fase I. / Coordenado por Cássio Roberto da Silva. – Rio de Janeiro: CPRM / EMBRAPA / SCO-MI, 324 p. 2003.

SILVA, S. R. et al. Guia de plantas do Cerrado utilizadas na Chapada dos Veadeiros. 1a. ed. Brasília: Prática Gráfica e Editora Ltda., 132 p. 2001.

SILVEIRA, H. L. F.; VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. O. A. Avaliação multicriterial no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente SIG, na bacia do Rio Corumbataí, SP. Rev. Árvore, v. 32, n. 2, p. 259-268. 2008.

SILVERTOWN, J. Plant coexistence and the niche. Trends Ecol. Evol. v. 19, p. 605–611. 2004.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. Nature, v. 163, p. 688. 1949.

SING, T. et al. ROCR: visualizing classifier performance in R. Bioinformatics, v. 21, n. 20, p. 3940-3941. 2005.

SOARES, M. A. F.; HERINGER, E. P.; BARROSO, M. B. Teste de germinação de semente de Buriti *Mauritia vinifera* Mart. Em: CONGRESSO BRASILEIRO DE

STEINER, F. M. et al. Combined modelling of distribution and niche in invasion biology: a case study of two invasive *Tetramorium* ant species. Diversity and Distributions, p. 538–545. 2008.

TERMANSEN, M., MCCLEAN, C. J.; PRESTON, C. D. The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distributions. Ecological Modelling, v. 192, p. 410–424. 2006.

TORRES-MEZA, M. J. et al. GIS-based modeling of the geographic distribution of *Quercus emoryi* Torr. (Fagaceae) in México and identification of significant environmental factors influencing the species' distribution. Ecological Modelling, v. 220, p. 3599–3611. 2009.

TRABUCCO, A.; ZOMER, R.J. Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Geospatial Database. CGIAR Consortium for Spatial Information. Disponível em: <<http://www.csi.cgiar.org/>>. Acesso em 10 outubro 2009.

UNEP (United Nations Environment Programme). World Atlas of Desertification 2ED. UNEP, London. 1997.

UNESCO. Áreas núcleo da Reserva da Biosfera: situações e perspectivas. Maury, C.M. Documento preparatório da Reserva da Biosfera do Cerrado – Fase 1, Brasília, 30p. 1995.

VENEKLAAS, E. J. et al. Gallery forest types and their environmental correlates in a Colombian savanna landscape. ECOGRAPHY 28: 236-252, 2005.

VORMISTO, J.; TOUMISTO, H.; JARI, O. Palm distribution patterns in Amazonian rainforests: What is the role of topographic variation? Journal of Vegetation Science 15: 485-494, 2004.

XAVIER-DA-SILVA, J. Geoprocessamento e Análise Ambiental. Revista Brasileira de Geografia, v. 54, n. 3, p. 47-61. 1992.

XAVIER-DA-SILVA, J. Geoprocessamento para Análise Ambiental. Rio de Janeiro, 228p, 2001.

XAVIER-DA-SILVA, J.; CARVALHO-FILHO, L. M. Sistemas de Informação Geográfica: uma proposta metodológica. Anais da IV Conferência Latino-Americana sobre Sistemas de Informação Geográfica, São Paulo, p. 609-628. 1993.