



UFRR

UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

ELINEUMA HENRIQUE DOS SANTOS

MODELAGEM ESPACIAL DO CARBONO EM FLORESTAS MONODOMINANTES DE
Peltogyne gracilipes NO NORTE DE RORAIMA

Boa Vista, RR

2019

ELINEUMA HENRIQUE DOS SANTOS

**MODELAGEM ESPACIAL DO CARBONO EM FLORESTAS MONODOMINANTES
DE *Peltogyne gracilipes* NO NORTE DE RORAIMA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Recursos Naturais - PRONAT da Universidade Federal de Roraima, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas

Orientador: Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa
Coorientador: Dr. Paulo Eduardo Barni

Boa Vista, RR

2019

Dados Internacionais de Catalogação na publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Roraima

S237m Santos, Elineuma Henrique dos.

Modelagem espacial do carbono em florestas monodominantes de *Peltogyne gracilipes* no norte de Roraima / Elineuma Henrique dos Santos. – Boa Vista, 2019.

85 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa.

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Eduardo Barni.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Roraima, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais - PRONAT.

1 - Modelagem ambiental. 2 - Estoques de carbono. 3 - Espécie monodominante. 4 - Amazônia. I - Título. II - Barbosa, Reinaldo Imbrozio (orientador). III - Barni, Paulo Eduardo (coorientador).

CDU - 504.03(811.4)

Ficha Catalográfica elaborada pela Bibliotecária/Documentalista:
Maria de Fátima Andrade Costa - CRB-11/453-AM

ELINEUMA HENRIQUE DOS SANTOS

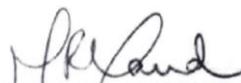
**MODELAGEM ESPACIAL DO CARBONO EM FLORESTAS
MONODOMINANTES DE *Peltogyne gracilipes* NO NORTE DE RORAIMA**

Dissertação apresentada como pré-requisito para conclusão do Curso de Mestrado em Ciências Ambientais (Recursos Naturais) da Universidade Federal de Roraima, defendida em 25 de julho de 2019 e avaliada pela seguinte Banca Examinadora:



Prof. Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa

Orientador - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia



Profa. Dra. Maristela Ramalho Xaud

Membro - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



Prof. Dr. Paulo Emilio Kaminski

Membro - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



Prof. Dr. Tiago Monteiro Condé

Membro - Universidade Estadual de Roraima

A Deus, porque dele e por ele, e para ele, são
todas as coisas; glória, pois, a ele eternamente.

Aos meus pais,
Antônia Diolino e Eliezer dos Santos,
a quem amo e
dedico as conquistas da minha vida.

Ao Natã Ramires,
que foi essencial nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, amor e saúde para conquistar mais um sonho. Até aqui me ajudou o Senhor (Tu és fiel, te amo!).

À minha família pelo carinho e torcida. Especialmente, aos meus pais, Eliezer Henrique dos Santos e Antônia Diolino Santos, pelo amor, princípios, incentivos e apoio ao longo dessa jornada (Vocês foram fundamentais!).

Ao Gileade Natã Ramires Franco, pelo carinho, cuidado e companheirismo de sempre. Isso o representa muito bem ao meu lado nessa caminhada (Você foi essencial!). Obrigada por tudo!

Agradecimentos especiais aos meus prezados orientadores Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa e Dr. Paulo Barni, pelos conhecimentos compartilhados, riquíssimas contribuições ao trabalho e companheirismo nas excursões de campo.

Ao colega Williamar Rodrigues Silva, pela disponibilidade dos dados do Inventário Florestal e colaborações nesse período de mestrado.

Ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais (PRONAT) da Universidade Federal de Roraima (UFRR) pela oportunidade de alcançar mais um nível na minha formação acadêmica.

Ao projeto institucional “Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais de Savanas e Florestas de Roraima” (PPI-INPA 015/122) do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia dos Serviços Ambientais da Amazônia (INCT ServAmb-Processo FAPEAM/CNPq), que subsidiaram financeiramente a realização da pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa durante o período de mestrado.

Ao Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA), Núcleo de Pesquisas de Roraima (NPRR), pelo auxílio logístico no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelo apoio e autorização para realização do estudo na Estação Ecológica de Maracá.

Por fim, a todos que colaboraram direta e indiretamente para a produção desse fruto e estiveram na torcida. **Muito Obrigada!**

RESUMO

Mapas de distribuição de espécies e estoques de carbono baseados na correlação de amostras de campo com condicionantes ambientais são subsídios relevantes para ações de adaptação e mitigação no contexto das mudanças do clima regional e global. O objetivo deste estudo foi modelar os estoques de carbono de florestas monodominantes de *Peltogyne gracilipes* Ducke (Leguminosae) do norte de Roraima tomando como base condicionantes ambientais. Foram utilizados dados de carbono oriundos do inventário florestal realizado em 129 parcelas (0,05 ha = 6,45 ha) na Ilha de Maracá. As variáveis preditoras foram altitude, declividade, distância da drenagem e Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) referentes as parcelas amostrais. Foram adotadas técnicas de Regressão Linear Múltipla (RLM) para espacializar os estoques de carbono e mapear os conglomerados de *P. gracilipes* em Maracá e adjacências (~450.000 ha). Também foi utilizado o Método da Máxima Entropia (MaxEnt) com base nos pontos de ocorrência de *P. gracilipes* (57 parcelas) e nas variáveis ambientais, para avaliar o desempenho do modelo RLM. O modelo de regressão com base no carbono (Mg ha^{-1}) indicou que as variáveis ambientais estão significativamente associadas com a monodominância de *P. gracilipes* ($R^2 = 0,35$; $p < 0,0000$). O método RLM baseado no percentual de carbono foi mais preciso (Exatidão Global = 0,55) do que o MaxEnt (Exatidão Global = 0,41) para modelar as áreas potencialmente com presença da espécie estudada, possibilitando verificar que essas áreas apresentam altitude média ($147,5 \pm 44,3$ m) significativamente menor ($t = 6,78$; $p = 2,71e-11$) em relação as áreas com ausência ($186,1 \pm 58,6$ m). As florestas monodominantes de *P. gracilipes* e seus estoques de carbono estão espacialmente condicionados pelas variáveis topográficas e NDVI. Esses resultados são similares a estudos de campo empreendidos na microescala, indicando que podem ser adotados caminhos metodológicos semelhantes para reduzir as incertezas sobre a espacialização dos estoques de carbono arbóreo na macroescala espacial dessa região da Amazônia brasileira.

Palavras-chave: Modelagem Ambiental. Estoques de Carbono. Espécie Monodominante. Amazônia.

ABSTRACT

Species distribution maps and carbon stocks based on the correlation of field samples with environmental constraints are relevant inputs for adaptation and mitigation actions in the context of regional and global climate change. The aim of this study was to model the carbon stocks of monodominant *Peltogyne gracilipes* Ducke (Leguminosae) forests in northern Roraima based on environmental conditions. Carbon data from the forest inventory of 129 plots (0.05 ha = 6.45 ha) were used in Maracá Island. Predictor variables were altitude, slope, drainage distance and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for the sample plots. Multiple Linear Regression (RLM) techniques were adopted to spatialize carbon stocks and map *P. gracilipes* conglomerates in Maracá and surrounding areas (~ 450,000 ha). The Maximum Entropy Method (MaxEnt) based on *P. gracilipes* occurrence points (57 plots) and environmental variables was also used to evaluate the performance of the RLM model. The carbon-based regression model (Mg ha⁻¹) indicated that environmental variables are significantly associated with *P. gracilipes* monodominance ($R^2 = 0.35$; $p < 0.0000$). The RLM method based on carbon percentage was more accurate (Global Accuracy = 0.55) than MaxEnt (Global Accuracy = 0.41) to model the areas potentially with presence of the studied species, allowing to verify that these areas have average altitude. (147.5 ± 44.3 m) significantly lower ($t = 6.78$; $p = 2.71e-11$) compared to the areas without (186.1 ± 58.6 m). *P. gracilipes* monodominant forests and their carbon stocks are spatially conditioned by topographic and NDVI variables. These results are similar to field studies undertaken at the microscale, indicating that similar methodological approaches can be taken to reduce uncertainties about the spatialization of arboreal carbon stocks in the spatial macroscale of this region of the Brazilian Amazon.

Key words: Environmental Modeling. Carbon Stocks. Monodominant Species. Amazon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das parcelas de base observacional na Ilha de Maracá.....	26
Figura 2 - Passos da Modelagem espacial dos estoques de carbono das florestas monodominantes de <i>P. gracilipes</i>	30
Figura 3 - Modelo Regressão Linear Múltipla.	33
Figura 4 - Passos da espacialização das florestas monodominantes de <i>P. gracilipes</i>	35
Figura 5 - Relação entre altitude e carbono de <i>P. gracilipes</i> amostrados ao longo do gradiente	37
Figura 6 - Relação entre declividade e carbono de <i>P. gracilipes</i> amostrados ao longo do.....	37
Figura 7 - Relação entre distância da drenagem e carbono de <i>P. gracilipes</i> amostrados ao ...	38
Figura 8 - Relação entre NDVI e carbono de <i>P. gracilipes</i> amostrados ao longo do gradiente	38
Figura 9 - Mapa de carbono de <i>P. gracilipes</i> (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.....	40
Figura 10 - Mapa de carbono de Outros (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.....	40
Figura 11 - Mapa de carbono total (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.	42
Figura 12 - Variações de carbono dos grupos florestais (<i>P. gracilipes</i> e Outros) distribuídos por classes de relevo no gradiente topográfico da grade.	44
Figura 13 - Distribuição espacial dos conglomerados de <i>P. gracilipes</i> da Ilha de Maracá e...	46
Figura 14 - Mapa com previsão da área de ocorrência de <i>P. gracilipes</i> pelos modelos RLM	47
Figura 15 - Relação entre altitude e distribuição de <i>P. gracilipes</i> na Ilha de Maracá e.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Correlação espacial entre as variáveis independentes e dependentes.	39
Tabela 2 - Validação do modelo de RLM para estimativa da média do carbono florestal total	43
Tabela 3 - Estoque de carbono total (acima do solo) para a grade, por classe de relevo considerando os modelos preditores RLM (P. gracilipes e Outros).	43
Tabela 4 - Estoque de carbono total (acima do solo) dos grupos P. gracilipes e Outros por classes de relevo para a Ilha de Maracá e adjacências, considerando o mapa de carbono total.....	44

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 A AMAZÔNIA NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS	14
1.2 FLORESTAS MONODOMINANTES	15
1.2.1 Estudos de caso das florestas monodominantes no Brasil	16
1.2.2 Floresta monodominante de <i>Peltogyne gracilipes</i>	17
1.3 CONDICIONANTES TOPOGRÁFICAS COMO FATORES DETERMINANTES DE FLORESTAS MONODOMINANTES DE <i>P. gracilipes</i>	19
1.4 MAPEAMENTO FITOGEOGRÁFICO E MODELAGEM AMBIENTAL	20
1.4.1 Técnicas de Modelagem (Regressão Linear Múltipla e Método de Máxima Entropia)	22
1.4.2 Sensoriamento Remoto e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	22
2 OBJETIVOS	24
2.1 OBJETIVO GERAL.....	24
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 ÁREA DE ESTUDO	25
3.2 USO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO	27
3.3 ESTIMATIVA DOS ESTOQUES DE CARBONO	27
3.3.1 Modelagem espacial dos estoques de carbono das florestas monodominantes de <i>P. gracilipes</i>	29
3.3.2 Variáveis espaciais de entrada	30
3.3.3 Extração dos Betas	32
3.3.4 Execução do Modelo Regressão Linear Múltipla	32
3.3.5 Carbono por classes de relevo	34
3.4 ESPACIALIZAÇÃO DAS FLORESTAS MONODOMINANTES DE <i>P. gracilipes</i>	34

3.5 VALIDAÇÃO	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
4.1 RESULTADOS	37
4.1.1 Condicionantes topográficas que delimitam ambientalmente os conglomerados	37
4.1.2 Estimativa dos estoques de carbono acima do solo	39
4.1.3 Mapeamento dos conglomerados de <i>P. gracilipes</i>	45
5.2 DISCUSSÃO	49
5.2.1 Condicionantes topográficas que delimitam ambientalmente os conglomerados	49
5.2.2 Estimativa dos estoques de carbono acima do solo	50
5.1.3 Mapeamento das florestas monodominantes de <i>P. gracilipes</i>	52
6. CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS	55
APÊNDICE	66
ANEXO	82

1 INTRODUÇÃO

Este estudo avalia as condicionantes topográficas (relevo e altitude) que determinam a distribuição espacial e os estoques de carbono de florestas monodominantes de *Peltogyne gracilipes* Ducke (Fabaceae) no centro-norte de Roraima, norte da Amazônia brasileira.

As florestas tropicais da Amazônia são consideradas como áreas de rica biodiversidade e, por essa razão, a ocorrência de espécies monodominantes é um caso atípico na região (NASCIMENTO; PROCTOR, 1997; TER STEEGE, 2015). Florestas monodominantes são dominadas por uma única espécie, com grande abundância de indivíduos e geralmente representando mais de 50% da área basal (VELDEN et al., 2014). A espécie *P. gracilipes* é um clássico exemplo amazônico, ocorrendo endemicamente no extremo norte da região, quase que exclusivamente em Roraima (MILLIKEN; RATTER, 1998). Como *P. gracilipes* é uma espécie singular que ocorre de forma dominante principalmente em ambientes com grandes restrições hidro-edáficas (solos inundados sazonalmente e pobres em nutrientes), e potencialmente armazena alta biomassa no nível do indivíduo (NASCIMENTO et al., 2014), torna-se importante relacionar sua distribuição espacial com sua capacidade em armazenar carbono no nível do ecossistema. Esse caráter associativo (restrições ambientais vs. estoque de carbono) é de suma importância no cenário das mudanças climáticas globais porque valoriza um serviço ambiental regional e reduz nossas incertezas quanto a distribuição espacial do carbono arbóreo em uma região carente de informações espaciais, podendo providenciar diferentes reflexões ambientais sobre esse tipo florestal.

Devido a monodominância de *P. gracilipes* vir sendo creditada a condições topográficas, hidrológicas e pedológicas específicas, alguns estudos pretéritos foram realizados em Roraima considerando esses fatores apenas na microescala espacial. Essas condicionantes se constituem em fatores ambientais importantes para melhor entender a espacialização dessa espécie monodominante de grande importância ecológica no norte do estado. Diante disso, estudos realizados por técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG) são opções de interesse com o intuito de melhorar nossa compreensão sobre a distribuição dessa espécie na meso e macroescala em Roraima. Esse tipo de abordagem possibilita realizar o mapeamento fitogeográfico e modelar os estoques de carbono para áreas que não foram contempladas por inventários florestais, possuindo como vantagem a possibilidade de extrapolar as características ambientais da microescala para condições de ampla escala de ocorrência. Desta forma, há uma redução nas incertezas devido a nossa melhora na nossa

capacidade de prever os estoques de carbono derivados de diferentes tipos florestais associados a florestas monodominantes do norte da Amazônia brasileira.

1.1 A AMAZÔNIA NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS

Os ecossistemas florestais da Amazônia representam aproximadamente 45% das florestas tropicais do planeta e cerca de 30% dos estoques de carbono (MALHI et al. 2002). Esses sistemas assimilam e estocam carbono na forma de biomassa em suas distintas fitofisionomias (PHILLIPS et al., 1998). A biomassa viva acima do solo é representada por 50% de carbono, sendo estimado através de descritores como diâmetro à altura do peito (DAP), altura do indivíduo e densidade da madeira oriundos de inventários florestais (CHAVE et al., 2014; MALHI; BALDOCCHI; JARVIS, 1999).

Os estoques de carbono são um dos serviços ambientais mais importantes prestados pela manutenção das florestas da Amazônia (FEARNSIDE, 2006). Esses estoques podem ser utilizados como crédito de carbono por desmatamento, o que favorece fluxos monetários que poderiam cooperar para manter a população da região em uma base sustentável (FEARNSIDE, 2003). No entanto, a Amazônia é afetada por desmatamento e incêndios florestais, o que resulta em impactos negativos sobre os benefícios prestados e contribuem diretamente para as mudanças climáticas globais devido à queima de biomassa, que emite gases de efeito estufa (CO₂) (ALENCAR; NEPSTAD; DIAZ, 2006; HARRIS et al., 2012; CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019).

Na Amazônia brasileira, as perdas de florestas associadas ao desmatamento e incêndios florestais colaboraram para as maiores emissões de carbono nos trópicos entre 2000 e 2005, atingindo 340 Tg CO₂ ano⁻¹ (HARRIS et al., 2012). Em 2005, conforme estimativas oficiais, 77% das emissões brasileiras foram associadas à mudança de uso da terra e setor florestal (Brasil, MCT, 2010). Isso é equivalente a aproximadamente 21% das emissões anuais globais por mudança de uso da terra, segundo as estimativas da Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007). Sendo que, a maioria das emissões brasileiras vem ocorrendo no bioma Amazônia: 67,4% em 2005 (Brasil, INPE, 2014).

Aragão et al. (2018) examinaram os impactos da seca na Amazônia brasileira sobre as emissões de carbono associadas a incêndios florestais no período entre 2003 e 2015. Assim sendo, os autores verificaram que as emissões brutas de carbono foram de 989 ± 504 Tg CO₂

ano⁻¹. Dessa forma, os incêndios ocorrendo em diferentes usos da terra e florestas têm um impacto direto sobre as alterações climáticas, aumentando as cargas de C na atmosfera.

O bioma Amazônia continha $138.8 \pm 30,5$ Pg (1 Pg = 1 bilhão de toneladas) de biomassa seca total (acima + abaixo do solo) na vegetação original, o que equivale a $67,2 \pm 14,7$ Pg de carbono até 2013 (NOGUEIRA et al., 2015). Esses valores foram reduzidos por desmatamento para $115.6 \pm 25,0$ e $56,0 \pm 12,1$ Pg, respectivamente, o que representa uma perda de 11,2 Pg de carbono, indicando viés de impacto negativo aditivo nas mudanças climáticas globais.

Segundo o Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2018) do Observatório do Clima, que se baseia nos dados oficiais dos Inventários Brasileiros de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa, do MCTIC (Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações), as emissões de carbono associadas à mudança de uso da terra no bioma Amazônia, para os anos de 2014, 2015 e 2016 foram, respectivamente, 0,367, 0,455, 0,578 Pg CO₂ ano⁻¹. Essas emissões de carbono do setor Mudança de Uso da Terra são, em sua maioria, decorrentes de desmatamento.

Em áreas protegidas na Amazônia Legal e no bioma Amazônia, o carbono perdido devido a compensação totalizou, respectivamente, 0,787 (ou 2,3%) e 0,702 (ou 2,1%) Pg de carbono até 2014, assumindo que anteriormente cada área protegida era totalmente coberta por vegetação nativa. Em todas as áreas protegidas analisadas, as maiores reduções de carbono ocorreram nas áreas localizadas em regiões de maior risco ou pressão por desmatamento. Por outro lado, as áreas protegidas são responsáveis pela maior parte do carbono que permaneceu armazenado na vegetação da Amazônia Legal (33,4 Pg C ou 57,0%) e do bioma Amazônia (32,7 Pg C ou 58,5%) em 2014. Nessas áreas o carbono está sob menor risco de ser emitido para a atmosfera do que o carbono armazenado na vegetação localizada fora das áreas protegidas. Dessa forma, o carbono em áreas protegidas possui valor estratégico para conservação ambiental e mitigação das alterações climáticas, embora a eficácia dessas áreas varia (NOGUEIRA et al. 2018). Nesse contexto, é necessário entender a manutenção das florestas como um sumidouro de CO₂ da atmosfera e, com isso, conhecer a contribuição dos diferentes tipos florestais na mitigação do aquecimento global (NOBRE et al., 2007).

1.2 FLORESTAS MONODOMINANTES

Nos trópicos, as florestas monodominantes são raras e ao mesmo tempo relevantes por apresentarem zonas com diversidade arbórea inteiramente diferente dos ecossistemas

tipicamente tropicais. Esse tipo florestal é caracterizado por baixa diversidade e elevada dominância, onde uma única espécie apresenta densidade ou dominância relativa entre 50 e 100% (CONNELL; LOWMAN, 1989). Atualmente são conhecidas 24 espécies arbóreas com caráter monodominante em todo o mundo, destacando-se a família Fabaceae (VELDEN et al., 2014).

No Brasil, essas florestas ocorrem em ambientes com restrições hidro-edáficas, como as áreas alagáveis do Pantanal (NASCIMENTO; CUNHA, 1989), ou os solos plúnticos e de relação Ca:Mg invertida no norte da Amazônia (VILLELA; PROCTOR, 2002). Segundo Velden et al. (2014), a monodominância de espécies está relacionada com ambientes extremos, como inundados, solos salinos ou férteis. Por outro lado, Peh et al. (2011) relataram que a monodominância e fatores edáficos não estão associados em floresta de *Gilbertiodendron dewevrei* na África. Já o estudo de Peh et al. (2012) aponta que não há um único mecanismo ecológico responsável, mas sim vários fatores que determinam a ocorrência de florestas monodominantes.

1.2.1 Estudos de caso das florestas monodominantes no Brasil

No Brasil, alguns estudos de caso já foram realizados sobre florestas monodominantes. Como por exemplo, o Cambarazal com dominância da espécie pioneira *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), que ocorre em ambientes alagados, típicos das planícies do Pantanal de Mato Grosso (ARIERIA; CUNHA, 2006). Esta espécie é tolerante a condições de alagamento prolongado, sendo assim sua monodominância favorecida (ARIERIA; CUNHA, 2012). O primeiro inventário realizado em um cambarazal, foi feito por Nascimento e Cunha (1989), onde usaram transecções de 10 x 50 m distribuídas em três níveis de inundações: alagada (60 cm) na fronteira cambarazal-campo; intermediária (50 cm); e outra mais seca (45 cm), no centro do cambarazal. A espécie *Vochysia divergens* obteve o valor máximo de Valor de Importância (300) na transeção fronteira e mais inundável, indicando sua dominância em áreas alagadas. Schöngart et al. (2011) usaram dados estruturais do cambarazal situado no PELD do Pantanal Norte para estimar o estoque e sequestro de carbono da biomassa acima do solo. Os valores médios do estoque obtidos através da estimativa foram comparados com valores da Floresta Ripária do Rio Miranda/MS, e Florestas da Planície Inundável da Amazônia Central. A partir disso, esses autores verificaram que todas apresentaram valores de estoque de carbono e sequestro maiores do que os do Pantanal. Segundo os autores, essa diferença pode estar

relacionada com a alta densidade da madeira e características estruturais (árvores de maior altura) dessas florestas.

Outro exemplo, são os estudos relacionados com as manchas de floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae), conhecida popularmente como pau-brasil ou pau-rainha. Essas florestas ocorrem somente na zona de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado do Brasil Central, nos estados de Mato Grosso, Tocantins e Pará (MARIMON; FELFILI, 2006). Marimon Junior (2007) observou que a floresta em estudo apresentou menores concentrações de Ca e Mg no solo e elevados níveis de Fe. Nesse cenário, as condições da fertilidade do solo estariam favorecendo a espécie monodominante em detrimento das espécies menos adaptadas a estes ambientes quimicamente mais restritivos. Marimon et al. (2012) em um estudo realizado na floresta monodominante de *B. rubescens* em Nova Xavantina/MG, verificaram que a geração de um banco de mudas persistente pode conferir benefício competitivo para a regeneração da espécie em situações de pré-abertura, o que explica a manutenção do domínio de *B. rubescens*.

1.2.2 Floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes*

Na Amazônia, um estudo de caso interessante é a monodominância de *Peltogyne gracilipes* Ducke (Leguminosae), que ocorre em florestas sazonais decíduais e semidecíduais no interior e entorno da Ilha de Maracá, localizada no centro-norte do Estado de Roraima, sendo uma espécie endêmica regional. A espécie citada pode alcançar cerca de 40 m de altura total e atingir até 400 cm de circunferência de caule, conhecida regionalmente como pau roxo ou roxinho (NASCIMENTO; PROCTOR, 1997; CARVALHO, 2014).

A floresta de *Peltogyne* vem sendo estudada desde 1991, quando nove parcelas permanentes foram estabelecidas tanto em florestas monodominantes quanto em outros dois tipos florestais (com pouca ou sem características de monodominância). Nascimento e Proctor (1997) notaram que a monodominância de *Peltogyne* poderia estar relacionada a fatores abióticos, como o alto teor de magnésio nos solos, principalmente com a elevada razão Mg:Ca, além de liberação de magnésio tóxico de suas folhas. No entanto, esses estudos foram realizados com base em poucas amostras dispostas espacialmente a curtas distâncias (< 50 m entre parcelas), o que pode ter contribuído para que os teores de magnésio tenham apresentado importância equivocada nas análises em virtude do processo de formação geológica de Maracá,

o qual é composto por rochas ígneas de encosta com teor de magnésio elevado (RADAMBRASIL, 1975).

Utilizando como base as nove parcelas iniciais, Nascimento et al. (2007) verificaram que nos censos entre 1991 e 2003, *Peltogyne* representou 55% da biomassa total em floresta monodominante existente no interior da Ilha de Maracá. Nascimento et al. (2014) observaram que, ao longo de 20 anos, o número de indivíduos de *P. gracilipes* aumentou de 77 para 94, e apesar de ter ocorrido uma ligeira perda na área basal em razão da morte de alguns indivíduos grandes, o valor do Índice de Cobertura mostrou um ligeiro aumento (de 71,7 para 73,6). Diante disso, houve manutenção do alto domínio na área basal e número de indivíduos de *P. gracilipes* em florestas monodominantes. Esses estudos sugerem que esta espécie é uma dominante persistente, isto é, sua monodominância não está relacionada a distúrbios como erupção vulcânica, furacão, desmoronamentos, alagamento, fogo frequente, e não se restringe aos estágios iniciais do processo de sucessão ecológica, ao contrário, são capazes de manter esse status por muitas gerações (READ; HALLAM; CHERRIER, 1995; PEH; LEWIS; LLOYD, 2011).

Nas florestas da Ilha de Maracá, *P. gracilipes* parece ser a única espécie com potencial de atingir uma biomassa elevada. Em uma nova abordagem, utilizando agora 30 parcelas permanentes dispersas na grade de pesquisa do PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade), Nascimento et al. (2017) verificaram que esta foi a única espécie que representou mais de 50% da área basal em algumas das parcelas pesquisadas. Suas análises demonstram que essa monodominância é obtida em parcelas com ambientes singulares que apresentam restrições hidro-edáficas, ou seja, menor altitude, solos com alto teor de silte e areia, baixo teor de argila, mal drenados, altas razões de Mg:Ca, altas concentrações de Mg, Fe e Al, além de altos valores de pH. Esses fatores de limitações hidro-edáficas podem contribuir para a monodominância de *P. gracilipes*, uma vez que o Fe^{+2} pode provocar toxidez para as plantas caso se encontre sob altas concentrações no solo. Conforme Villacorta (2017), a presença/ausência, área basal e biomassa de *P. gracilipes* mostraram uma relação significativa com fatores ambientais, em especial altitude e Fe^{+2} , supondo que variáveis edáficas e topográficas são condicionantes importantes para a monodominância de *P. gracilipes*.

1.3 CONDICIONANTES TOPOGRÁFICAS COMO FATORES DETERMINANTES DE FLORESTAS MONODOMINANTES DE *P. gracilipes*

Alguns estudos em escalas variando de 100 m para 100 km, demonstraram que condicionantes edáficas e topográficas afetam a composição das espécies arbóreas (HARMS et al., 2001; JOHN et al., 2007), as taxas de crescimento (CASTILHO et al. 2006; LAURANCE et al., 1999) e taxas de mortalidade das árvores (FERRY et al. 2010; TOLEDO et al. 2011). Ainda nesse sentido, estudos observaram variações em biomassa entre os tipos de floresta amazônica (HOUGHTON et al., 2001; NOGUEIRA et al., 2015), e que essas poderiam estar relacionadas com atributos ambientais, como solos e topografia (CASTILHO et al. 2006).

Scaranello et al. (2012) realizaram um estudo no Parque da Serra do Mar (São Paulo) e verificaram influência evidente da altitude nas estimativas de altura das árvores. Como a variável altura tem forte relação com os valores de biomassa acima do solo obtidos por modelos alométricos, os autores enfatizam que é necessário o desenvolvimento de modelos regionais que considerem a altitude específica do local de estudo para melhorar as estimativas de biomassa.

Velden et al. (2014) indicam que a monodominância de espécies arbóreas necessariamente não apresenta relação com a altitude, observando que o domínio local de *Parashorea chinensis* (Dipterocarpaceae) foi correlacionado de forma positiva com Mn e K, porém não relacionado a variáveis topográficas (elevação e inclinação).

Estudos anteriores em microescala espacial apontaram que a floresta de *Peltogyne* em Maracá está associada a declives mais baixos e pobres em drenagem. (ROBSON; NORTCLIFF, 1991). Contudo, estudos recentes têm indicado que essas relações podem ser mais amplas quando abordada para uma mesoescala de avaliação, continuando a ser uma questão em aberto para Maracá (NASCIMENTO et al, 2017). Segundo Barni, Barbosa e Carvalho (2017), estudos devem ser realizados considerando variáveis como altitude e relevo das áreas dominadas pelo gênero *Peltogyne* na Estação Ecológica de Maracá (Roraima), com o intuito de obter um mapeamento mais acurado dessa espécie monodominante na região de estudo. Portanto, pesquisas mais refinadas de distribuição espacial são requeridas para avaliar se a monodominância de *P. gracilipes* e seus estoques de biomassa estão relacionados com condicionantes topográficas na macroescala e, em caso positivo, se essas condicionantes se traduzem em distinções nos estoques de carbono arbóreo.

1.4 MAPEAMENTO FITOGEOGRÁFICO E MODELAGEM AMBIENTAL

O mapeamento fitogeográfico é realizado com a obtenção de informações da área estudada por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e técnicas de Sensoriamento Remoto (SR). As imagens de SR, por exemplo, ao recobrirem sucessivas vezes a superfície terrestre caracterizam e fornecem informações sobre o espaço e possibilitam o estudo e o monitoramento de fenômenos naturais dinâmicos do meio ambiente (COSTA et al., 2014; FLORENZANO, 2011). Essa tarefa é um dos objetivos das ciências da vegetação, como a biogeografia, ecologia da paisagem e gestão de recursos. Tendo em vista que os resultados do mapeamento apresentam a distribuição e extensão de vários tipos de formações florestais e de espécies características, como mapas, inventários, ou séries temporais de vegetação (como rotações de culturas), que são informações cruciais para processos de tomada de decisão espacial (BARETH; WALDHOFF, 2017).

A modelagem ambiental é realizada com base na criação de modelos matemáticos, que relacionam descritores ambientais a fim de representar o comportamento de processos da natureza. Esses modelos são transformados em modelos computacionais para serem executados em ambiente de SIG, que possibilitam realizar análises complexas mediante a integração, em uma base de dados única, de representações de dados espaciais. A modelagem deve considerar que os processos ocorrentes na natureza são resultados de interações espaço-temporais complexas envolvendo as diversas propriedades ambientais. Assim sendo, no modelo matemático de um processo, as propriedades ambientais são consideradas como variáveis do modelo enquanto suas inter-relações são demonstradas a partir de operações aritméticas ou lógicas. Nesse sentido, os modelos podem ser equações empíricas, e.g., equações de regressão linear, ou até conjuntos de equações diferenciais complexas oriundas dos fundamentos da física. Dessa forma, os modelos ambientais são utilizados com o objetivo de melhorar o conhecimento a respeito de determinado processo, prever valores ou comportamentos em áreas não observadas e validar, ou não, hipóteses sobre processos (FELGUEIRAS, 1999; MOORE et al., 1993).

Nesse contexto, a modelagem de nicho se baseia na modelagem ambiental, correlacionando amostras reais de espécies com condicionantes ambientais em suas áreas de ocorrência para produzir mapas com a distribuição potencial baseados em uma combinação de atributos ambientais adequados para cada espécie. Esses modelos associados a estudos de campo podem colaborar de forma relevante com o aprimoramento do conhecimento a respeito da distribuição de espécies, o qual é fundamental para o planejamento de ações de gestão e

conservação. Porém, vale ressaltar que as amostras de campo devem ser cuidadosamente coletadas para cobrir áreas amplas e evitar estimativas equivocadas. Além disso, é necessário salientar que estes modelos devem ser realizados somente para espécies com características evidentemente distintas, para as quais as identificações de campo são confiáveis a fim de inferir sobre previsões de sua distribuição (MOSCOSO; ALBERNAZ; SALOMÃO, 2013).

As condicionantes ambientais para a modelagem podem ser analisadas a partir de modelos digitais de elevação (DEM, sigla em inglês), que foram obtidos pela Missão de Topografia por Radar do ônibus espacial Americano Endeavour (SRTM, sigla em inglês), sendo um dos mais importantes e disponíveis gratuitamente para a Amazônia (MOULATLET et al., 2014a). Os DEM SRTM corrigidos pelo desmatamento, por exemplo, foram usados para extração de índices de topografia pois o SRTM capta as irregularidades do dossel da floresta, mascarando a verdadeira topografia do terreno nestes locais (MARTINS et al., 2014). Em adição, descritores hidrológicos e topográficos, com base no DEM SRTM corrigido, foram utilizados para descrever produção de biomassa lenhosa (CINTRA et al., 2013), e a distribuição de ervas do sub-bosque (MOULATLET et al., 2014b).

Barni et al. (2016) realizaram um estudo baseado em técnicas de SR e de geoestatística para modelar a distribuição espacial da biomassa em florestas ombrófilas, sazonais, campinaranas e ecótonos do estado de Roraima. A partir disso, produziram um mapa de referência e verificaram melhores estimativas dos estoques de biomassa florestal total original. Isso foi possível em razão de estimarem a biomassa com base em inventários florestais e em mapas que apresentam características ambientais da área de estudo. A modelagem da biomassa na Amazônia a partir de dados em escala regional vem proporcionando diminuição nas incertezas de quantificação dos estoques de carbono e emissão de GEE para toda a região (OMETTO et al., 2014). Tendo em vista que os mapas de referência produzidos fornecem informações para a modelagem climática e previsão de emissões de carbono pelo desmatamento, esses resultados podem contribuir para o desenvolvimento de mecanismos de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD), os quais visam mitigar os efeitos das mudanças climáticas e trazem inúmeros benefícios para a conservação ambiental. É importante destacar que limitações na disponibilidade desses dados pode ser fator limitante para países que tem interesse em participar do programa REDD (GUTIERREZ-VELEZ; PONTIUS JÚNIOR, 2012).

1.4.1 Técnicas de Modelagem (Regressão Linear Múltipla e Método de Máxima Entropia)

Os modelos de Regressão Linear Múltipla (RLM) são ferramentas estatísticas que descrevem a relação linear entre a variável dependente (resposta) e duas ou mais variáveis independentes (explicativas). Esses modelos inferem a variação que ocorre na variável resposta (Y), sob influência de um conjunto de variáveis explicativas (X) associadas ao erro aleatório (ϵ), que se presume ter uma distribuição normal, média zero e variância constante, ou seja, $\epsilon \sim N(0, I\sigma^2)$ (DRAPPER; SMITH, 1998; MCCULLAGH; NELDER, 1983). Nesse sentido, os modelos de regressão linear podem ser utilizados como uma técnica estatística para mapear e realizar previsões dos serviços ecossistêmicos (e.g. estoques de carbono) com base em dados de campo e de sensoriamento remoto (LE CLEC'H et al., 2017), sendo relevante por possibilitar o cálculo de intervalos de confiança nas previsões (LE CLEC'H et al., 2019). No presente estudo, o método de Regressão Linear Múltipla foi aplicado para estimar os estoques de carbono (variável dependente) e as áreas de ocorrência de *P. gracilipes* em função das variáveis independentes.

O Método de Máxima Entropia (MaxEnt) é uma das técnicas de distribuição de espécies mais utilizadas na literatura (RENNER; WARTON, 2013). Esse método consiste na modelagem de nicho inferindo de um conhecimento incompleto a função de distribuição probabilística que inclui todas as restrições conhecidas de certo conjunto de dados. Essas restrições são obtidas com base na sobreposição de variáveis ambientais com os registros de ocorrência da espécie. A partir disso, essa técnica apresenta como resultado mapas de adequabilidade ambiental, que indicam a probabilidade para ocorrência potencial de espécies em determinada área (PHILIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). Essa técnica foi utilizada para testar o desempenho do modelo RLM na predição das áreas de ocorrência de *P. gracilipes*.

1.4.2 Sensoriamento Remoto e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O termo Sensoriamento Remoto (SR) refere-se aos métodos de aquisição, processamento e interpretação de dados de imagens de satélite, as quais são registradas de forma sinóptica da superfície terrestre por uma constelação de satélites (SABINS, 1996; FREITAS; SHIMABUKURO, 2007), sendo um método relevante para o monitoramento espacial de florestas tanto na escala global como local (ACHARD et al., 2002). O monitoramento florestal com SR geralmente visa quantificar a biomassa e mapear a distribuição de espécies através da associação entre as características estruturais e funcionais (e.g. biomassa, produtividade,

fenologia e diversidade) da floresta com as medidas geradas pelos sensores remotos, como por exemplo, os índices de vegetação (FOODY, 2003; MALHI et al., 2002; NAGENDRA, 2001). Esses índices podem representar as variações sazonais que ocorrem na estrutura e fenologia da vegetação (HUETE et al., 2002).

O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) é o índice de vegetação mais usado na literatura, o qual baseia-se no princípio oposto da refletância da vegetação na faixa do visível e do infravermelho próximo, considerando que a clorofila presente nos vegetais absorve e reflete fortemente, respectivamente, nas regiões do visível e infravermelho próximo. Isso indica que áreas com maior densidade vegetal apresentam menor refletância devido a absorção da radiação pelos pigmentos fotossintetizantes, enquanto que áreas com vegetação menos densas exibem maior refletância em razão do espalhamento nas distintas camadas das folhas (RODRIGUES; RODRIGUES, 2012; BORATTO; GOMIDE, 2013). Satélites com canais multiespectrais, como por exemplo o LANDSAT, possuem as duas bandas, que possibilitam cálculos de NDVI: uma na faixa do vermelho (RED) compreendendo entre 610 e 680nm, e outra na faixa do infravermelho próximo (NIR), de 750 a 890 nm; sendo o índice gerado pela álgebra dessas bandas e suas correlações espectrais, evidenciando alvos da vegetação (RODRIGUES; RODRIGUES, 2012). Nesse sentido, o NDVI pode ser um indicador para monitoramento e quantificação da biomassa florestal por unidade de área (PACHECO; FREIRE; BORGES, 2006), e mapeamento de espécies que dominam o dossel em florestas tropicais (NAGENDRA, 2001), tendo em vista que esse índice pode representar as características estruturais e fenológicas da vegetação (FREITAS; SHIMABUKURO, 2007).

Perante o exposto, a hipótese deste estudo é que o gradiente topográfico (relevo e altitude) determina a distribuição espacial de florestas monodominantes de *P. gracilipes* no norte-nordeste de Roraima, ocorrendo de forma monodominante em habitats com maiores restrições hidro-edáficas (áreas de baixa fertilidade, baixa altitude, relevo plano e sazonalmente alagado), e ocorrendo em menores e distintas densidades quanto maior a distância das áreas de maior restrição. Desta forma, áreas monodominadas por *P. gracilipes* seriam sensíveis a detecção por técnicas de sensoriamento, onde variações na estrutura florestal estariam associadas a distinções no gradiente topográfico, resultando em diferentes estoques de carbono.

2 OBJETIVOS

Para responder as questões deste estudo, foram elaborados os seguintes objetivos.

2.1 OBJETIVO GERAL

Modelar os estoques de carbono de florestas monodominantes de *P. gracilipes* do norte de Roraima tomando como base condicionantes ambientais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar e fixar as principais condicionantes do gradiente topográfico que delimitam ambientalmente os conglomerados monodominantes de *P. gracilipes*;
- Estimar os estoques de carbono arbóreo acima do solo nos conglomerados a partir de distinções nas condicionantes ao longo do gradiente topográfico;
- Mapear a distribuição espacial de *P. gracilipes* nos conglomerados através de utilização dos softwares ArcGis e Dinamica-EGO.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Para realização desse estudo foi elaborada a seguinte metodologia:

3.1 ÁREA DE ESTUDO

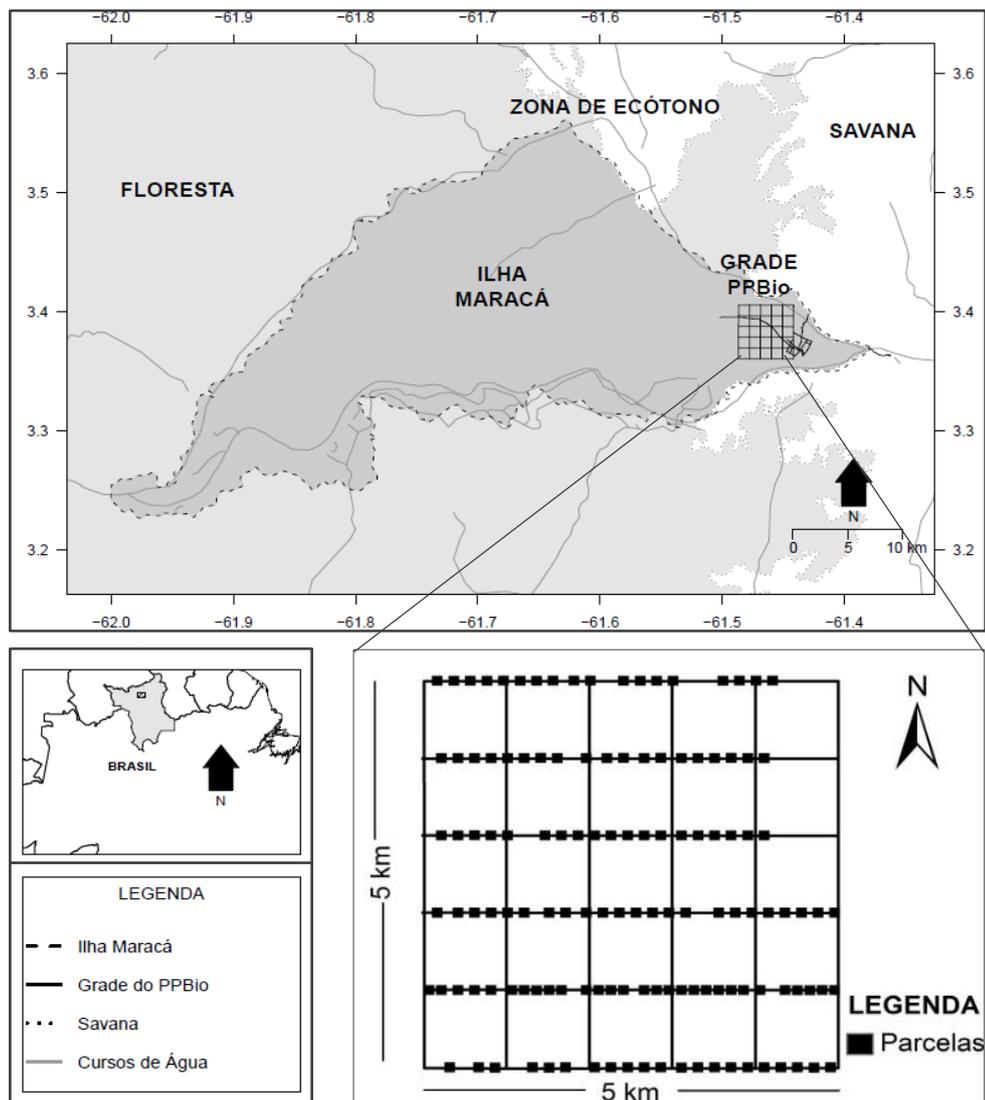
Este estudo foi realizado na Estação Ecológica (ESEC) de Maracá e no seu entorno, englobando uma área de ~ 450.000 ha (77% dessa área é floresta, o restante é particionado entre áreas de savana, desmatamento (até 2007) e hidrografia), no norte do Estado de Roraima. Foram utilizadas 129 parcelas permanentes (50 m x 10 m cada uma = 6,45 ha de área amostral) como bases observacionais situadas no setor leste da Estação, dispersas ao longo das trilhas de caminhada da grade de pesquisa do Programa de Pesquisa em Biodiversidade-PPBio (25 km²), compreendendo uma área amostral total de 6,45 ha, conforme descrito em Villacorta (2017) (Figura 1). A ESEC Maracá é uma unidade de conservação (proteção integral) federal situada entre os municípios de Alto Alegre e Amajari (3°15' - 3°35' N e 61°22' - 61°58' W), distante cerca de 150 km de Boa Vista, capital de Roraima (CARVALHO, 2014). A ESEC apresenta uma área de ~ 100.000 ha, com 60 km de comprimento e 15-25 km de largura, sendo constituída pela Ilha de Maracá e ilhotas adjacentes da porção central do Rio Uraricoera (NASCIMENTO; PROCTOR, 1997; VILLELA; PROCTOR, 2002).

O clima de Maracá é caracterizado por uma zona de transição entre os tipos “Am” (tipo monção; no norte) e “Aw” (tipo savana; no nordeste) segundo a classificação de Köppen (BARBOSA, 1997; BARBOSA; CAMPOS 2011). Nessa região ocorre sazonalidade climática anual entre períodos úmidos e secos. O período chuvoso acontece do mês de abril até setembro (140-420 mm mensal), e o período seco de outubro até março (40-130 mm mensal), com temperatura média anual de 26°C (COUTO-SANTOS; LUIZÃO; CARNEIRO-FILHO, 2014).

A geomorfologia de Maracá exhibe um histórico de formação desde o período Pré-Cambriano (Escudo das Guianas), apresentando relevos planos, ondulados e íngremes (VILLELA; PROCTOR, 1996). Os solos variam de caráter eutrófico para distrófico, com textura arenosa ou argilosa em razão das suas características topográficas, hidrológicas e material de origem. As características dos solos são definidas a partir do tipo de rocha mãe, geralmente coberta por aludes de profundidades distintas. Nas encostas com presença marcante de granito predominam as rochas ricas em bases, já nas colinas predomina o quartzito. Diante disso, os tipos de solos dominantes são classificados em: Neossolos flúvicos distróficos na porção sul, Latossolo vermelho-amarelo na porção norte, Argissolo vermelho-amarelo

distrófico na porção norte-central e Argissolos vermelho-amarelo nas demais porções da Ilha (ROBISON; NORTCLIFF, 1991).

Figura 1 - Localização da área de estudo e a disposição das 129 parcelas permanentes utilizadas como bases observacionais na grade de pesquisa do PPBio-Maracá. O anexo ao mapa com as parcelas foi elaborado por Villacorta (2017).



A Ilha de Maracá é caracterizada por formações de ecótono que envolvem florestas ombrófilas e estacionais (deciduais e semideciduais). As florestas ombrófilas são compostas por espécies arbóreas e palmeiras em ambientes sem influência sazonal por inundação (terra firme), com altitudes sempre acima de 65 m e relevo geralmente plano, cortado por pequenos igarapés florestados (CARVALHO et al., 2018). As florestas estacionais apresentam especialmente dois ecossistemas: deciduais e semideciduais. As estacionais semideciduais são formadas por indivíduos de aproximadamente 35 m de altura, funcionando como emergentes e

dominando o dossel superior, não são (ou raramente são) afetadas por influência de inundação periódica, e o desfolhamento sazonal atribui aspecto semidecidual considerando 20-50% de abundância de indivíduos caducifólios. As estacionais deciduais apresentam mais de 50% dos indivíduos caducifólios (IBGE, 2012). No caso de Maracá, as florestas estacionais deciduais geralmente são afetadas por inundações periódicas caracterizadas por áreas de baixadas ou depressões arenosas cortadas por pequenos cursos de água. Esses habitats são geralmente dominados pela espécie *P. gracilipes* que indica possuir alta tolerância a ambientes com maiores restrições hidro-edáficas (solos pobres associados a anoxia temporal). Tanto as florestas deciduais quanto as semideciduais possuem diferentes níveis de dominância de *P. gracilipes* e, por isso, serão tratadas nesse estudo como florestas estacionais distintas por determinantes topográficas (VILLACORTA, 2017; CARVALHO et al., 2018).

3.2 USO DO GRADIENTE TOPOGRÁFICO

As principais condicionantes do gradiente topográfico adotadas nesse estudo foram relevo e altitude, consideradas como causas que delimitam ambientalmente os conglomerados monodominantes de *P. gracilipes*. Para avaliar a relação entre essas condicionantes ambientais e a ocorrência (carbono) dessa espécie foram realizados testes de correlação e regressão simples. Após verificar relação entre as variáveis, os conglomerados foram espacializados com a ajuda de mapas de altitude e declividade (TOPODATA:INPE, 2008) no *software* ArcGIS 10.0 (licenciado pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRR), que serviram como algumas das variáveis de entrada para a modelagem.

3.3 ESTIMATIVA DOS ESTOQUES DE CARBONO

Os estoques de carbono (acima do solo) que representam as florestas monodominantes foram estimados com base em dados do inventário florestal realizado em 129 parcelas permanentes dispersas nas trilhas de caminamento da grade de pesquisa do PPBio, leste da Ilha de Maracá (Villacorta, 2017). Essas parcelas comportam mais de 2.900 indivíduos arbóreos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito) ≥ 10 cm dispersos em uma formação florestal ecotonal que compreende tipos florestais estacionais e ombrófilos distintos por características topográficas (altitude e relevo) e de drenagem (CARVALHO et al., 2018; BARBOSA et al., 2019). A estimativa do carbono foi com base no cálculo da biomassa arbórea acima do solo

utilizando o modelo alométrico geral de Chave et al. (2014), que foi aplicado em cada árvore individualmente do banco de dados (Equação 2):

$$\mathbf{AGB_{est} = (0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

$\mathbf{AGB_{est}}$ = Estimativa da biomassa arbórea acima do solo (kg)

ρ = Densidade da madeira (g cm^{-3})

D = Diâmetro à altura do peito (DAP; cm)

H = Altura estimada (m)

A estimativa de biomassa das palmeiras foi realizada no nível de gênero por meio dos modelos alométricos de Goodman et al. (2013):

Gênero *Euterpe*

$$\mathbf{AGB = -108,81 + 13,589 \times Hstem} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

\mathbf{AGB} = Estimativa da biomassa acima do solo (kg)

\mathbf{Hstem} = Altura do estipe (m)

Gênero *Oenocarpus*

$$\mathbf{\ln(AGB) = 4,5496 + 0,1387 \times Hstem} \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

\mathbf{AGB} = Estimativa da biomassa acima do solo (kg)

\mathbf{Hstem} = Altura do estipe (m)

Gênero *Mauritia*

$$\mathbf{\ln(AGB) = 2,4647 + 1,3777 \times \ln(Hstem)} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

\mathbf{AGB} = Estimativa da biomassa acima do solo (kg)

\mathbf{Hstem} = Altura do estipe (m)

Gênero *Attalea*

$$\ln(\text{AGB}) = 3,2579 + 1,1249 \times \ln (\text{Hstem} + 1) \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde:

AGB = Estimativa da biomassa acima do solo (kg)

Hstem = Altura do estipe (m)

Gênero *Astrocaryum*

$$\text{AGB} = 21.302 \times \text{Hstem} \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde:

AGB = Estimativa da biomassa acima do solo (kg)

Hstem = Altura do estipe (m)

Após obter os resultados de biomassa, estes foram submetidos a aplicação da equação 8 para estimar os estoques de carbono, a qual indica que o carbono representa 50% da biomassa (SOARES; NETO; SOUZA, 2011):

$$\text{Carbono (Mg)} = \text{Biomassa (Mg)} \times 0,5 \quad (\text{Eq. 8})$$

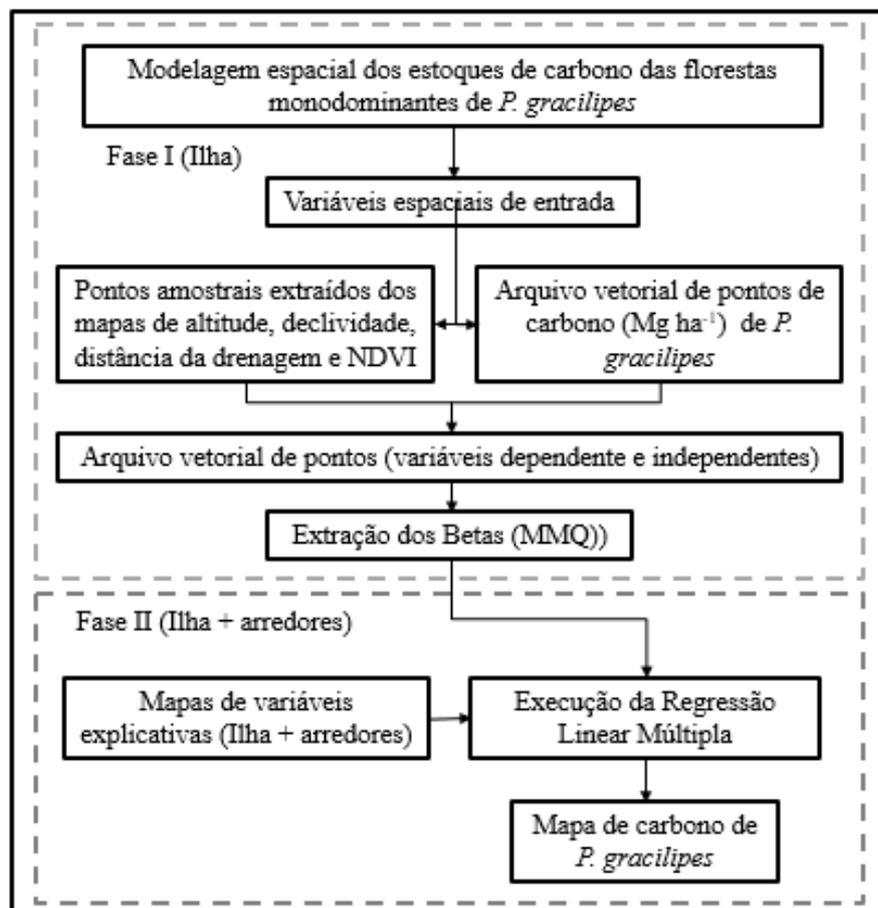
Os valores de carbono encontrados no nível de indivíduo foram somados em duas classes (*P. gracilipes* e Outros) por parcelas (129 parcelas), para serem usados como variável resposta na modelagem.

3.3.1 Modelagem espacial dos estoques de carbono das florestas monodominantes de *P. gracilipes*

A modelagem espacial de carbono de *P. gracilipes* no norte de Roraima, foi realizada em duas fases: Fase I. Extração dos coeficientes (*betas*) da Regressão Espacial Múltipla – REM ou Regressão Linear Múltipla (RLM) abrangendo apenas a Ilha de Maracá e, Fase II. Execução do modelo RLM abrangendo a Ilha e seus arredores. Essas Fases foram executadas a partir de dois conjuntos de variáveis explicativas (mapas) da mesma natureza, um contendo a ilha (Fase I) e o outro abrangendo toda a área de estudo (Fase II). Os mapas foram construídos com o uso do *software* ArcGIS 10.0 e DINÂMICA-EGO 4.0.11. Na Fase I, o conjunto de mapas relacionados com o carbono de *P. gracilipes* na Ilha foi utilizado para extrair os valores das

variáveis independentes nos pontos amostrais georreferenciados (129 parcelas), os quais foram usados para calcular os betas da RLM pelo Método dos Mínimos Quadrados (MMQ). Na Fase II, o conjunto de dados contendo tanto a área da Ilha quanto os seus entornos compuseram o modelo de RLM. Esse modelo foi executado na calculadora raster do ArcGIS para aplicar os valores dos betas obtidos pelo MMQ na Fase I. Com a execução do modelo, as características observadas na Ilha foram extrapoladas para os seus arredores, obtendo-se o mapa de carbono de *P. gracillipes* para toda área de estudo. Os passos desse processo são apresentados na figura 2 e detalhados a seguir.

Figura 2 - Passos da Modelagem espacial dos estoques de carbono das florestas monodominantes de *P. gracilipes*.



3.3.2 Variáveis espaciais de entrada

Os dados espaciais de entrada foram mapas de variáveis topográficas, selecionadas como potenciais condicionantes da ocorrência de *P. gracilipes* na área de estudo. Além disso, outras variáveis ambientais foram adotadas de forma suplementar no modelo:

- 1) Altitude (m); (BRASIL-INPE: TOPODATA, 2008)
- 2) Aspecto (direções das vertentes – N, S, L, O); (Derivado de dados TOPODATA)
- 3) Classes de declividade (relevo plano, suave, ondulado e montanhoso); (Derivado de dados TOPODATA)
- 4) Declividade (°); (Derivado de dados TOPODATA)
- 5) Distância da drenagem (m); (Derivado de dados TOPODATA)
- 6) Normalized Difference Vegetation Index - NDVI (-1; 1). (bandas 3 e 4 de Imagens Landsat TM5 das órbitas 232 (pontos 57 (20/03/2007) e 58 (04/03/2007)) e 233 (pontos 57 e 58 (11/03/2007))
- 7) Bandas 3, 4 e 5 de Imagens Landsat TM5 das órbitas 232 (pontos 57 (20/03/2007) e 58 (04/03/2007)) e 233 (pontos 57 e 58 (11/03/2007))
- 8) Normalized Difference Vegetation Index - NDVI (-1; 1). (bandas 4 e 8 de Imagens Sentinel, T20NPJ (16/09/2017)
- 9) Bandas 2, 3 e 4 de Imagens Sentinel, T20NPJ (16/09/2017)

O NDVI foi calculado usando a fórmula de Rouse et al. (1974), que representa a razão normalizada entre a diferença e soma das refletividades das bandas do infravermelho próximo e do vermelho (Equação 9):

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R}) \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (-1; 1);

NIR = Refletância no comprimento de onda correspondente ao Infravermelho Próximo (banda 4 do Landsat 5 TM e banda 8 do Sentinel);

R = Refletância no comprimento de onda correspondente ao Vermelho (banda 3 do Landsat 5 TM e banda 4 do Sentinel).

O mapa vetorial da ESEC Maracá (ICMBIO 2018) foi utilizado como máscara para o recorte da área da Ilha. Todos os mapas foram produzidos no formato raster com 30 m de resolução espacial e projetados para UTM / Zona 20 N, WGS 84.

As variáveis ambientais foram submetidas ao teste de correlação de Pearson para testar a independência entre cada par de variáveis preditoras e suas relações com a variável resposta. Altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI (derivado das imagens Landsat) foram as variáveis que apresentaram as melhores correlações com a variável dependente, sendo utilizadas como preditoras na modelagem espacial.

3.3.3 Extração dos Betas

As variáveis preditoras (altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI) correlacionadas com a variável resposta (carbono de *P. gracilipes*) foram utilizadas para extrair amostras (valores dos pixels) de cada variável independente (mapa) nas 129 micro-parcelas alocadas na grade do PPBio, georreferenciadas por um arquivo vetorial de pontos. Após esse procedimento, a tabela de atributos continha todos os valores das variáveis independentes e dependente nos pontos de ocorrência de *P. gracilipes*. Esse arquivo foi utilizado para obtenção dos coeficientes (*betas*) da RLM a partir do Método dos Mínimos Quadrados (MMQ) entre as variáveis dependente e independentes (pontos amostrais), os quais foram usados na execução do modelo (Equação 10). Estes procedimentos foram realizados a partir de ferramentas do *software* ArcGis 10.0.

$$Y = \beta_0 - \beta_1 \times [A] + \beta_2 \times [D] - \beta_3 \times [Dist.] - \beta_4 \times [N] + \varepsilon \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde:

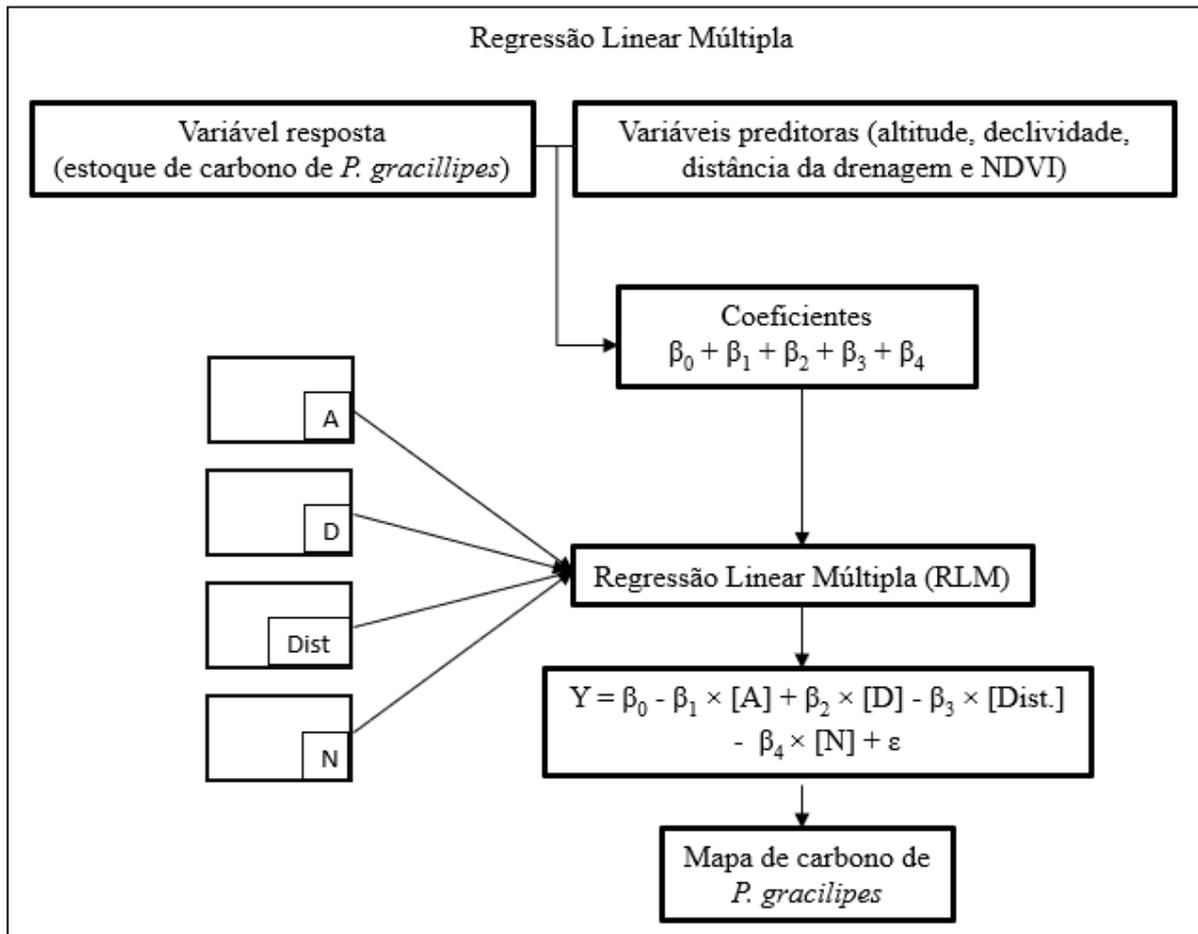
Y = Estimativa do carbono acima do solo (kg). Mapas das variáveis independentes: A = Altitude; D = Declividade; Dist. = Distância da drenagem; N = NDVI. β (betas) = coeficientes de inclinação do modelo e representa o quanto a variação da variável X influencia na variação da variável resposta Y. ε (símbolo épsilon) = erro associado a regressão, ou seja, a parte não explicada pelas variáveis independentes do modelo de regressão (CARVALHO et al., 2004).

3.3.4 Execução do Modelo Regressão Linear Múltipla

O modelo Regressão Linear Múltipla foi executado na calculadora raster do ArcGIS, usando os coeficientes das variáveis observadas nas 129 micro-parcelas obtidos no passo anterior (Equação 11). Esses coeficientes (estimadores) estimaram os valores da variável resposta (carbono de *P. gracilipes*) através dos mapas das variáveis preditoras constantes no modelo, que abrangem toda a área de estudo (Ilha + seus arredores). Com isso, as evidências das ocorrências de *P. gracilipes* coletadas na grade foram impressas no mapa contendo a Ilha de Maracá e seus entornos. Isto é, foi realizado uma extrapolação do estoque de carbono de *P. gracilipes* para toda área de estudo, onde apresenta as mesmas características ambientais verificadas na grade, obtendo-se o mapa de carbono de *P. gracilipes*. Os passos para execução do modelo são representados na figura 3.

$$Y = 352,6054 - 0,2401 \times A + 4,3056 \times D - 0,0482 \times \text{Dist.} - 556,4719 \times N + \varepsilon \quad (\text{Eq. 11})$$

Figura 3 - Modelo Regressão Linear Múltipla.



O mapa de carbono das outras espécies (incluindo palmeiras) foi gerado seguindo os passos estabelecidos acima. A partir disso os mapas de carbono de *P. gracillipes* e Outros foram cruzados em operação de álgebra de mapas, para obter o mapa de carbono total da área de estudo (Equação 12).

$$\text{Carbono total} = \text{carbono de } P. \textit{ gracillipes} + \text{carbono de Outros} \quad (\text{Eq. 12})$$

Todos os mapas produzidos foram cruzados com o mapa do PRODES (BRASIL-INPE, 2017) no formato raster e resolução espacial de 30 m, para excluir as áreas de desmatamento até 2007, hidrografia e áreas de não-floresta (savana).

3.3.5 Carbono por classes de relevo

O mapa de carbono produzido pelo método RLM foi utilizado para extrair os valores de carbono (Mg ha^{-1}) nos pontos das 129 parcelas da grade, onde possui classificação bem definida em campo das áreas de baixio, encosta e topo, para representar a distribuição espacial dos estoques de carbono de *P. gracilipes* a partir de distinções no gradiente topográfico. Tendo em vista que as classes de relevo definidas com base apenas na declividade utilizando técnicas de mapeamento não geraram bons resultados para a classificação topográfica de toda área de estudo. Os dados de carbono foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk. Após, para determinar se as médias de carbono por unidade de área (Mg ha^{-1}) das classes *P. gracilipes* e Outros se diferenciavam dentro dos níveis de altitude e relevo (baixio, encosta e topo), foram aplicados testes não paramétricos (Kruskal-Wallis; $\alpha=0,05$) entre os valores de carbono das 129 parcelas. Todos os testes foram realizados utilizando-se o *software* livre R 3.5.2 (R CORE TEAM, 2018).

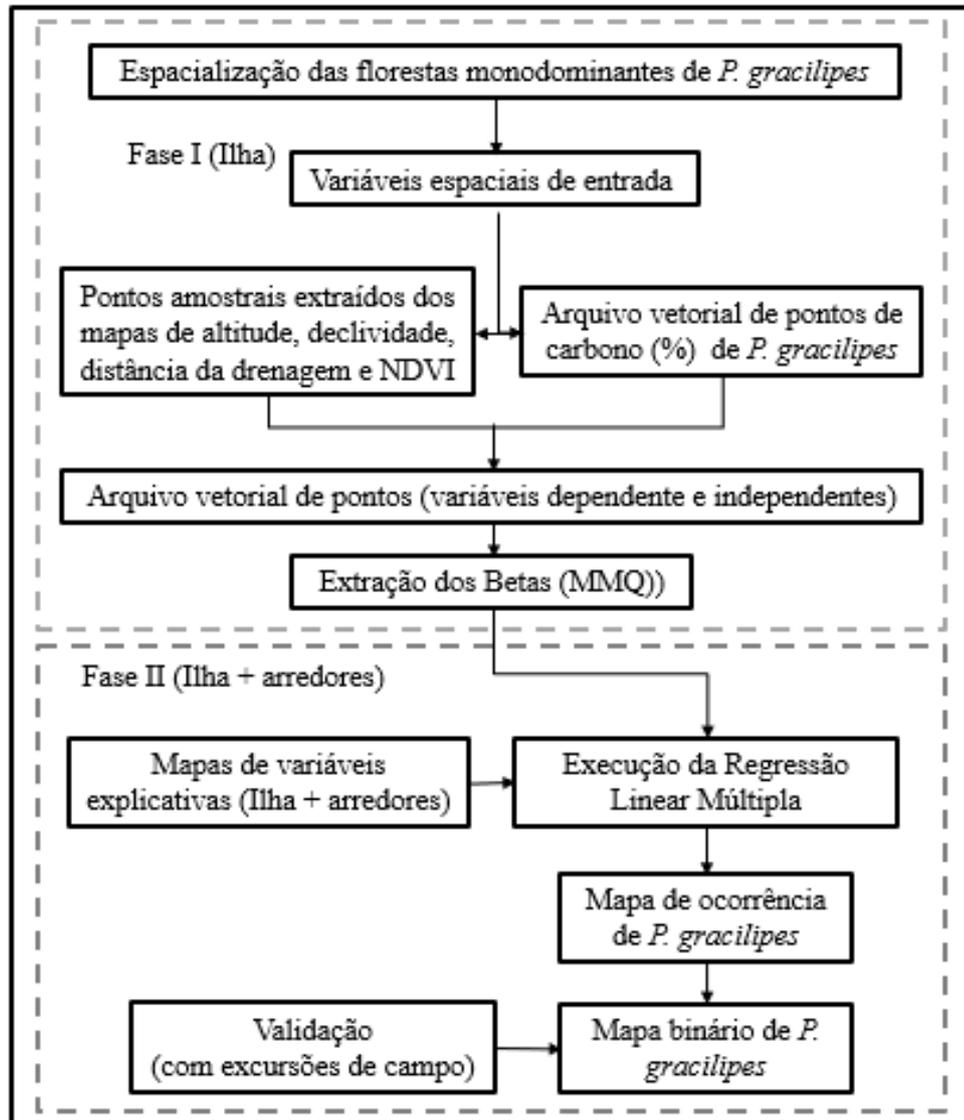
3.4 ESPACIALIZAÇÃO DAS FLORESTAS MONODOMINANTES DE *P. gracilipes*

A distribuição espacial das florestas monodominantes de *P. gracilipes* foi realizada através dos passos descritos na seção anterior (Figura 4). Nessa análise foi tomado como variável resposta o percentual de carbono de *P. gracilipes* em relação ao carbono total de cada parcela, e as variáveis preditoras foram altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI, para obter o mapa de ocorrência de *P. gracilipes*. Esse mapa serviu para classificar as áreas onde ocorrem as florestas ombrófilas (0 – 20% de carbono de *P. gracilipes*), florestas semidecíduais (20 – 50%) e florestas monodominantes de *P. gracilipes* (>50%). Em seguida foi transformado em mapa binário (ausência-0 e presença-1) com limiar de presença >20% de carbono, o qual foi utilizado para validação do modelo.

Outro mapa de distribuição de espécie foi construído com base apenas nos registros de presença de *P. gracilipes* na grade (57 parcelas, latitude e longitude) e as variáveis ambientais abordadas acima (altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI). Para isso foi usado o algoritmo MaxEnt por meio da função SDM (Species Distribution Model) disponível no pacote BioDinamica do software Dinamica-EGO 4.0.11, que usa a extensão do MaxEnt versão 3.4.0. O mapa gerado apresenta a estimativa da probabilidade de ocorrência da espécie, dependendo das condições ambientais (PHILIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). Esse mapa foi convertido em mapa binário com limite de presença de 10% (GOMES et al.,

2018), para testar o desempenho do modelo RLM com um dos modelos de distribuição de espécies mais utilizados na literatura (MaxEnt).

Figura 4 - Passos da espacialização das florestas monodominantes de *P. gracilipes*.



3.5 VALIDAÇÃO

A validação do mapa de carbono total (Mg ha^{-1}) consistiu em comparar os valores estimados pelo modelo (RLM) com o mapa de biomassa (modelo Krigagem com Deriva Externa - KDE) de Barni et al. (2016). Para isso foram extraídos 254 valores aleatórios de cada mapa em toda área de estudo. Em seguida os valores de biomassa (Mg ha^{-1}) foram convertidos em carbono (Mg ha^{-1}) utilizando a equação 8. A partir disso foi aplicado teste de médias (teste

t) entre os valores preditos pelo modelo e os valores de carbono obtidos do mapa de biomassa (BARNI et al., 2016), presumindo que não diferem estatisticamente dentro do nível de confiança de 95% ($\alpha=0,05$) ou 99% ($\alpha=0,01$) para o modelo ser considerado válido.

Os mapas binários gerados pelos modelos RLM e MaxEnt foram usados para validação e escolha do melhor modelo na predição das áreas de ocorrência da espécie em estudo. Os pontos de ocorrência de *P. gracilipes* estimados pelos modelos foram comparados com os pontos de campo (119 pontos). Esses pontos foram coletados com GPS, indicando as áreas de presença e ausência de *P. gracilipes*. Para isso, foram realizadas excursões de campo nos setores leste e central da Ilha de Maracá (12 a 14/03/2018 e 27 a 28/02/2019), e nas regiões do Trairão (17/12/2018) e Paredão (28/01/2019), todas áreas com potencial de ocorrência da espécie. Com os pontos reais e preditos por cada modelo em mãos, foram produzidas matrizes de erro e, através delas, calculado o índice de Exatidão Global, que é a razão entre o somatório de pontos acertadamente classificados pelo modelo e o total de pontos de referência (COHENCA; CARVALHO, 2015). Além disso, foi calculado o coeficiente Kappa Global, que mede o nível de concordância entre a classificação do modelo e a verdade de campo (LEÃO et al., 2007), representando a porcentagem de acerto excluindo o acerto ao acaso (ROSENFELD; FITZPATRICK-LINS, 1986). A estatística Kappa é uma medida largamente usada na literatura para verificar a acurácia de classificação (LEE; GRUNES; POTTIER, 2001; COHENCA; CARVALHO, 2015), pelo fato de ser uma análise multivariada discreta eficaz (CONGALTON; GREEN, 2009), calculada através da equação 13 (COHEN, 1960).

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}} \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

K = Estimativa do coeficiente Kappa; x_{ii} = valor na linha i e coluna i; x_{i+} = soma da linha i; x_{+i} = soma da coluna i da matriz de confusão; n = número total de amostras; c = número total de classes.

O mapa com maior Exatidão e Kappa Global foi considerado o melhor na predição da distribuição espacial de *P. gracilipes* e serviu para verificar se existe diferença significativa entre as médias de altitude das áreas com presença e ausência dessa espécie. Para isso foi realizado um teste t (Student; $\alpha = 0,05$).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados e discussões sobre a espacialização das florestas monodominantes de *P. gracilipes* com base em condicionantes ambientais, observados na Ilha de Maracá e seus arredores, norte de Roraima.

4.1 RESULTADOS

4.1.1 Condicionantes topográficas que delimitam ambientalmente os conglomerados

As variáveis ambientais altitude e declividade apresentaram, respectivamente, relação negativa ($R^2=0,15$; $p < 0,0000$) e positiva, muito fraca, ($R^2=0,04$; $p = 0,0179$) com o carbono de *P. gracilipes* ($Mg\ ha^{-1}$) amostrado nas 129 parcelas permanentes (Figuras 5 e 6). Do mesmo modo, a variável independente distância da drenagem mostrou efeito significativo, mas fraco e com baixo poder de previsibilidade ($R^2=0,07$; $p = 0,0019$), dentro de um relacionamento de direção negativa (Figura 7). Essas condicionantes explicam parte significativa das variações de carbono de *P. gracilipes* ao longo do gradiente topográfico, indicando que há maior monodominância nos ambientes de menor altitude, declividade média e próximos da drenagem. O NDVI foi tomado como variável suplementar às condicionantes topográficas, porém apresentou a relação (negativa) de maior poder explicativo ($R^2=0,33$; $p < 0,0000$) com a variável resposta (carbono de *P. gracilipes*). Essa relação indica que quanto maior o NDVI menor a quantidade de carbono de *P. gracilipes*, remetendo que as áreas monodominadas pela espécie caducifólia estudada apresentam menores índices de vegetação (Figura 8).

Figura 5 - Relação entre altitude e carbono de *P. gracilipes* amostrados ao longo do gradiente topográfico no leste da ESEC Maracá.

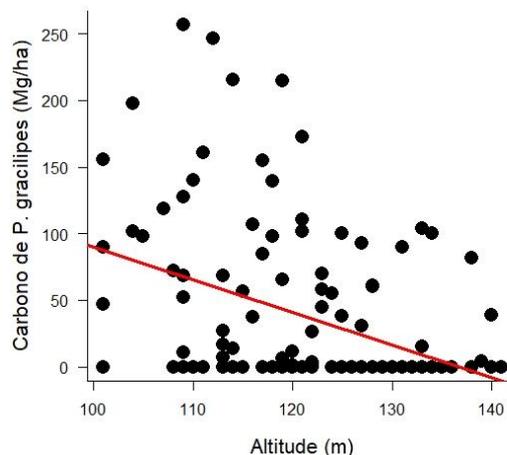


Figura 6 - Relação entre declividade e carbono de *P. gracilipes* amostrados ao longo do gradiente topográfico no leste da ESEC Maracá.

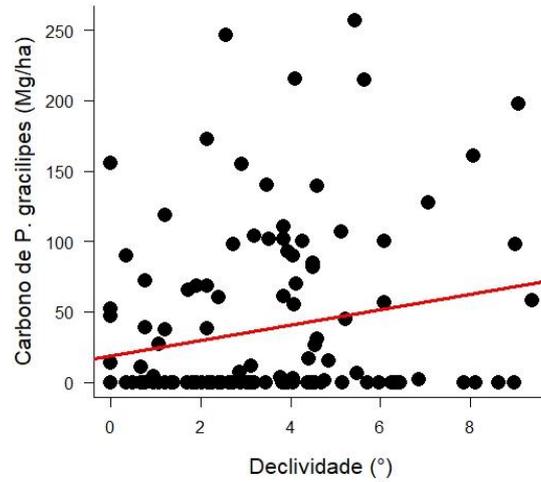


Figura 7 - Relação entre distância da drenagem e carbono de *P. gracilipes* amostrados ao longo do gradiente topográfico no leste da ESEC Maracá.

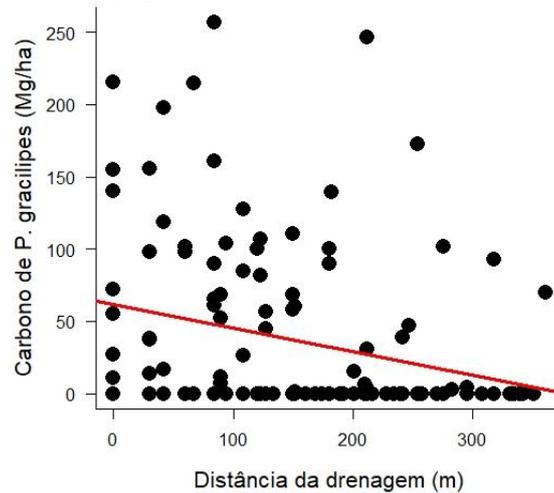
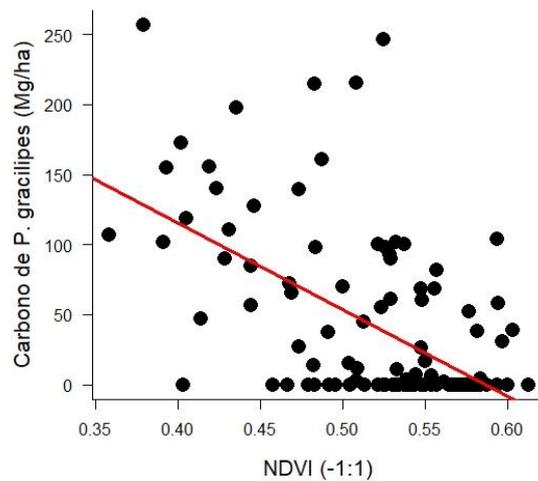


Figura 8 - Relação entre NDVI e carbono de *P. gracilipes* amostrados ao longo do gradiente topográfico no leste da ESEC Maracá.



As variáveis distância da drenagem e NDVI apresentaram correlação espacial com a altitude (>0,5). No entanto, essas variáveis preditoras (altitude, distância da drenagem e NDVI) foram mantidas no modelo pela importância quanto às hipóteses do estudo e por estarem melhor relacionadas com os estoques de carbono de *P. gracilipes* (Tabela 1). A partir disso, as variáveis altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI foram consideradas como delimitadoras ambientais na modelagem espacial das florestas monodominantes de *P. gracilipes* em toda área de estudo.

Tabela 1 - Correlação espacial entre as variáveis independentes e carbono de *P. gracilipes* (variável dependente).

	Altitude	Declividade	Distância da drenagem	NDVI	Carbono <i>P. gracilipes</i> (Mg ha ⁻¹)	Carbono <i>P. gracilipes</i> (%)
Altitude	1					
Declividade	-0,11	1				
Distância da drenagem	0,56	-0,12	1			
NDVI	0,56	-0,06	0,34	1		
C - <i>P. gracilipes</i> (Mg ha⁻¹)	-0,39	0,21	-0,29	-0,58	1	
C - <i>P. gracilipes</i> (%)	-0,41	0,18	-0,37	-0,59	0,89	1

4.1.2 Estimativa dos estoques de carbono acima do solo

O mapa de carbono de *P. gracilipes* e o mapa de Outros apresentaram R² ajustados de 0,35 e 0,13, respectivamente, e p-valor <0,0000 (Figuras 9 e 10). Esse resultado indica que 35% da variação no carbono de *P. gracilipes* é explicada pelos preditores. Enquanto as variáveis auxiliares indicaram poder explicativo de apenas 13% na predição do carbono das outras espécies presentes na área de estudo. O mapa de carbono de *P. gracilipes* e Outros compuseram o mapa de carbono total (Figura 11), que foi utilizado para validação dos modelos de RLM. A partir disso, verificou-se que o carbono médio (acima do solo) por unidade de área estimado para toda área de estudo (Ilha de Maracá e adjacências) se diferenciou estatisticamente (teste t) da média dos pontos extraídos (254 pontos) do mapa de Barni et al. (2016) no nível de 95%, mas não houve diferença considerando 99% (Tabela 2), o que validou os modelos RLM (*P. gracilipes* e Outros) apenas no nível de 99% de confiança.

Figura 9 - Mapa de carbono de *P. gracilipes* (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.

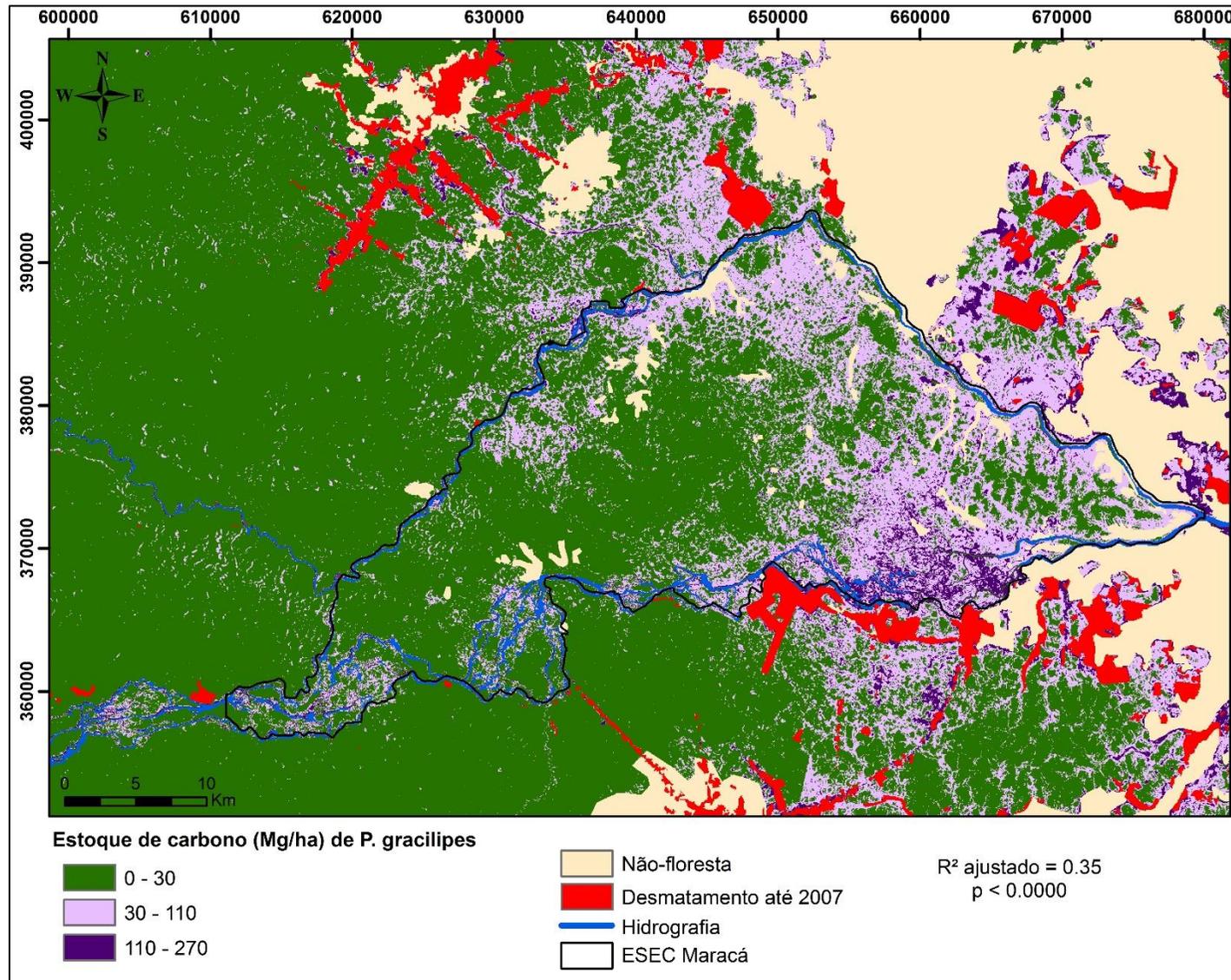


Figura 10 - Mapa de carbono de Outros (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.

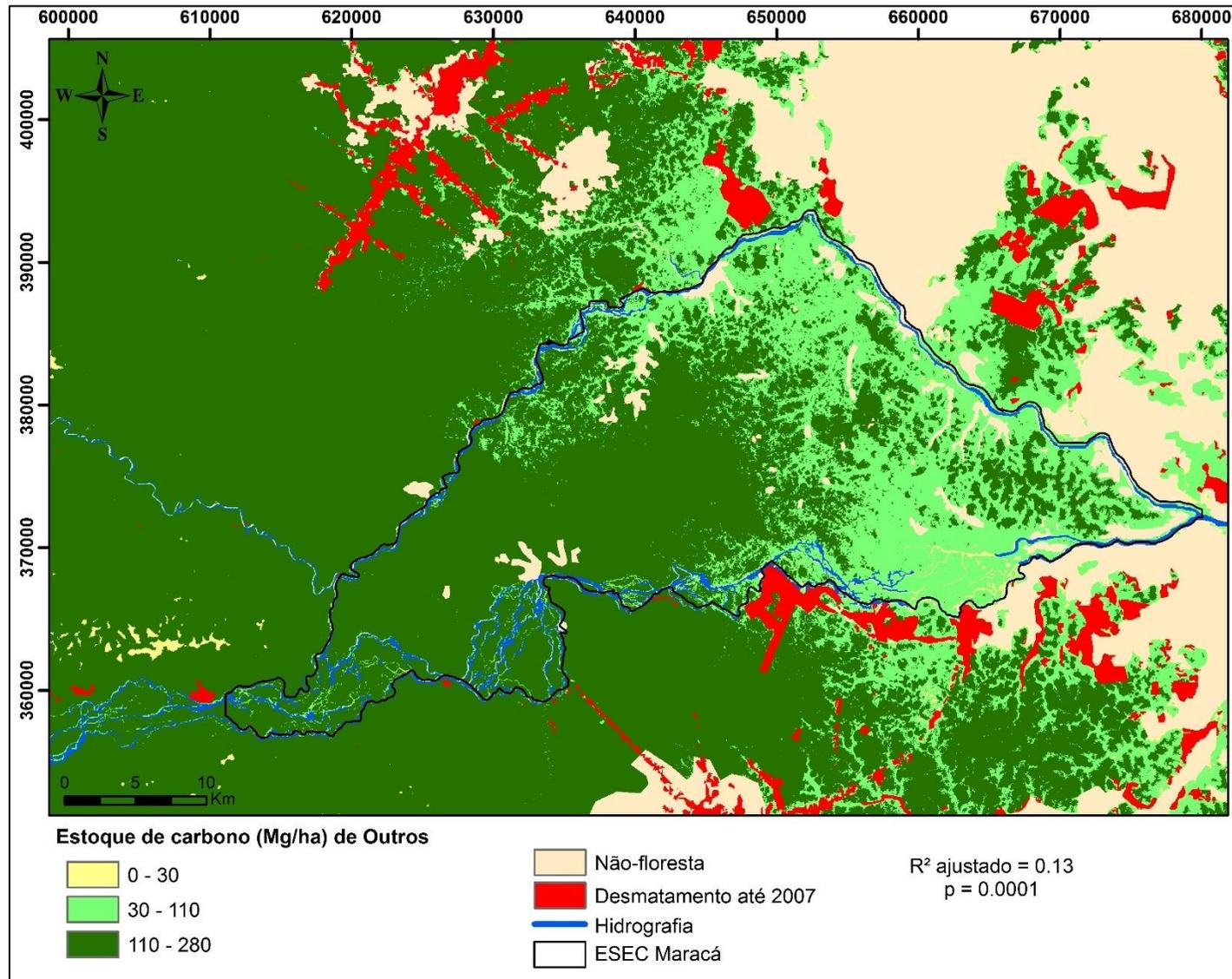


Figura 11 - Mapa de carbono total (Mg ha^{-1}) da Ilha de Maracá e adjacências.

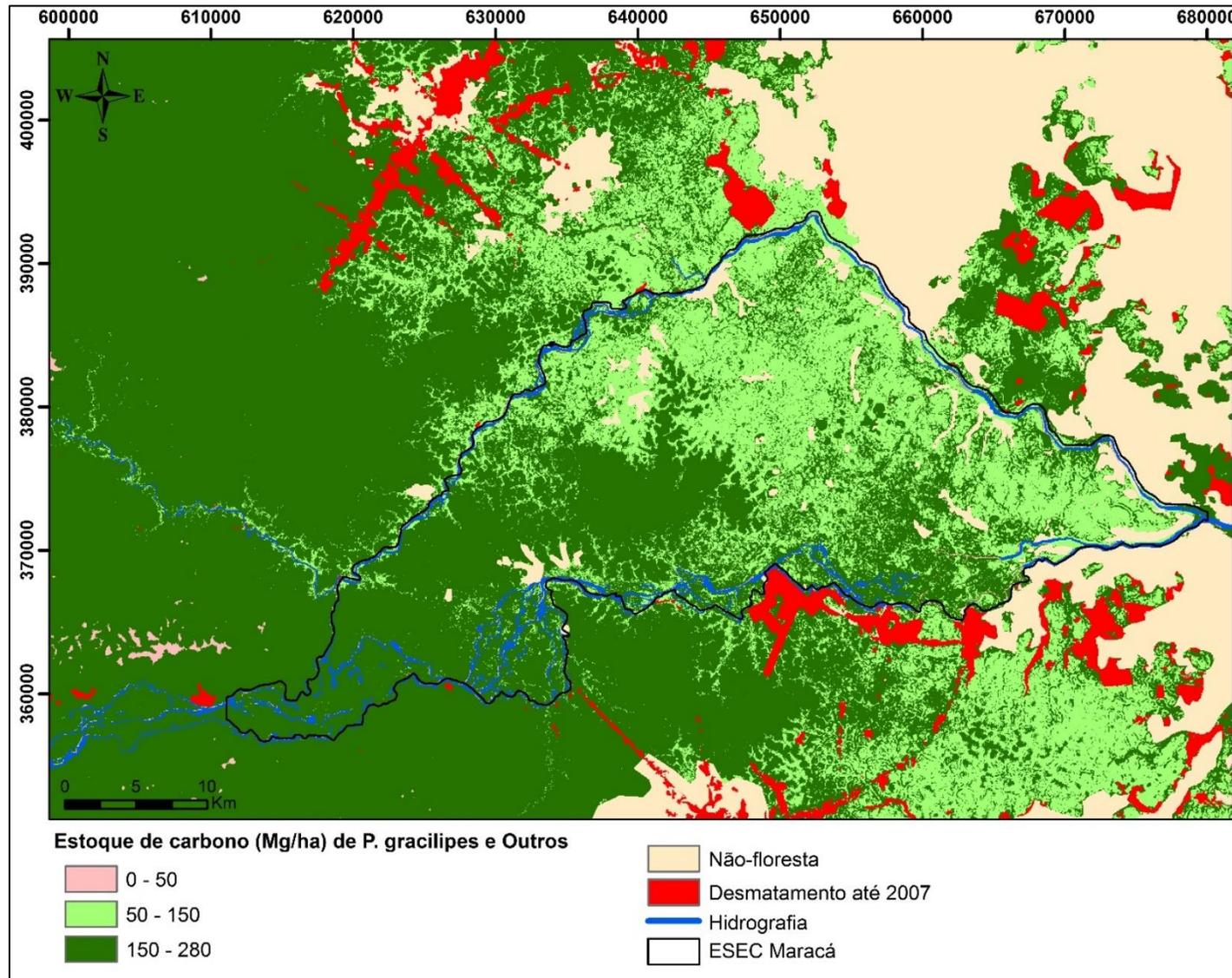


Tabela 2 - Validação do modelo de RLM para estimativa da média do carbono florestal total da Ilha de Maracá e adjacências, com base em 254 pontos amostrais.

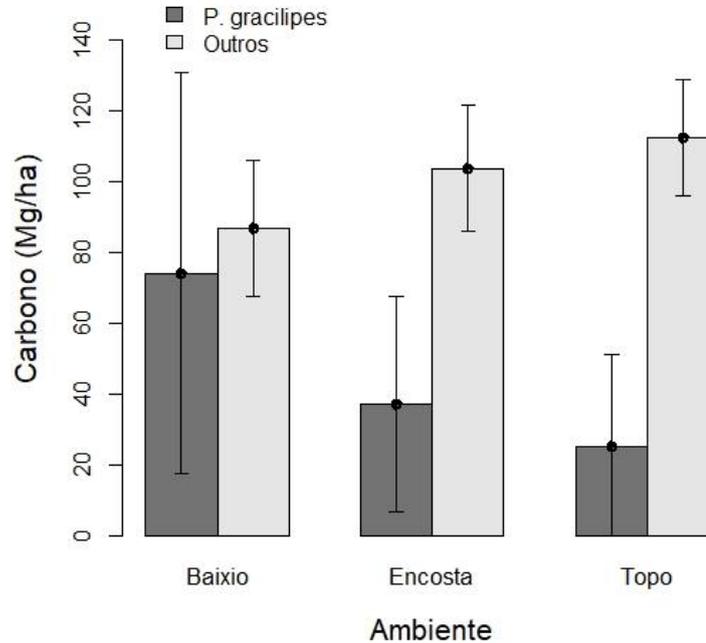
Modelos	Carbono médio (Mg ha ⁻¹)	p-valor
KDE (BARNI et al., 2016)	169,98±15,88	-
RLM (Mapa de carbono total = <i>P. gracilipes</i> + Outros)	174,57±32,65	0,04462

O estoque de carbono total para a área da grade estimado pelos modelos de RLM (*P. gracilipes* + Outros) foi de 928,1 Mg. O mapa de *P. gracilipes* reportou em 252,0 Mg de carbono (27% do total), sendo 118,6 Mg (13%) presentes nas áreas de baixio, 35,2 Mg (4%) nas encostas e 98,2 Mg (10%) nos topos. O mapa de Outros estimou um estoque de 676,1 Mg de carbono (73%), distribuídos em 138,9 Mg (15%) nas baixadas, 98,7 Mg (11%) nas encostas e 438,5 Mg (47%) nos topos (Tabela 3). O carbono médio do grupo *P. gracilipes* nos ambientes de baixio (74,1 ± 56,8 Mg ha⁻¹) foi significativamente maior no nível de 95% de confiança (Kruskal Wallis: p<0,0000) do que a média reportada para as encostas (37,1 ± 30,5 Mg ha⁻¹) e topos (25,2 ± 26,1 Mg ha⁻¹). Tendência oposta foi observada no grupo Outros, onde as áreas de baixada (86,81 ± 19,1 Mg ha⁻¹) apresentaram valor médio de carbono estatisticamente (p<0,0000) menor ao estimado para as encostas (103,84 ± 17,8 Mg ha⁻¹) e topos (112,44 ± 16,4 Mg ha⁻¹). Esses resultados são apresentados na figura 12, confirmando a variação do carbono médio por unidade de área (Mg ha⁻¹) entre as classes de relevo. Todas essas análises foram realizadas na grade, onde possui classificação de relevo bem caracterizada em campo.

Tabela 3 - Estoque de carbono total (acima do solo) para a grade, por classe de relevo considerando os modelos preditores RLM (*P. gracilipes* e Outros).

Ambiente	Área (ha)	Estoque carbono (Mg)	Média (Mg ha ⁻¹)	<i>P. gracilipes</i>		Outros	
				Estoque carbono (Mg)	%	Estoque carbono (Mg)	%
Baixio	1,60	257,5	160,9	118,6	13	138,9	15
Encosta	0,95	133,9	140,9	35,2	4	98,7	11
Topo	3,90	536,7	137,6	98,2	10	438,5	47
Total	6,45	928,1	143,8	252,0	27	676,1	73

Figura 12 - Variações de carbono (predito pelo modelo) dos grupos florestais (*P. gracilipes* e Outros) distribuídos por classes de relevo no gradiente topográfico da grade. As barras verticais apresentam os valores de média; as barras horizontais indicam os valores (\pm) de desvio padrão.



O mapa de carbono total estimou o estoque de $60,9 \times 10^6$ Mg para toda área de estudo (Ilha de Maracá e adjacências) e média de $175,3$ (Mg ha^{-1}). Os percentuais de carbono de *P. gracilipes* e Outros por classes de relevo encontrados na grade foram aplicados ao carbono total da área de estudo, para estimar os estoques em cada ambiente. Dessa forma, as áreas de baixo apresentaram o estoque de $7,9 \times 10^6$ Mg de carbono de *P. gracilipes* e $9,1 \times 10^6$ Mg de carbono de Outros. Para as encostas foram estimados estoques de $2,4$ e $6,7 \times 10^6$ Mg de carbono, respectivamente, de *P. gracilipes* e Outros. Nos ambientes de topo foi observado o estoque de $6,1 \times 10^6$ Mg do grupo *P. gracilipes* e $28,7 \times 10^6$ Mg das outras espécies (Tabela 4).

Tabela 4 - Estoque de carbono total (acima do solo) dos grupos *P. gracilipes* e Outros por classes de relevo para a Ilha de Maracá e adjacências, considerando o mapa de carbono total.

Ambiente	Área (ha)	Estoque carbono ($\times 10^6$ Mg)	Média (Mg ha^{-1})	<i>P. gracilipes</i>		Outros	
				Estoque carbono ($\times 10^6$ Mg)	%	Estoque carbono ($\times 10^6$ Mg)	%
Baixo	97.411	17,0	-	7,9	13	9,1	15
Encosta	52.185	9,1	-	2,4	4	6,7	11
Topo	198.301	34,8	-	6,1	10	28,7	47
Total	347.897	60,9	175,3	16,4	27	44,5	73

4.1.3 Mapeamento dos conglomerados de *P. gracilipes*

O modelo de RLM com base no percentual de carbono de *P. gracilipes* (variável resposta) apresentou R^2 ajustado de 0,37 e $p < 0,0000$. Esse modelo gerou o mapa de ocorrência de *P. gracilipes* para a Ilha de Maracá e adjacências, indicando os ambientes que há monodominância da espécie (>50% de carbono de *P. gracilipes*), as áreas de floresta semidecidual (20-50%) e ombrófila (0-20%), onde essa espécie é rara ou ausente (Figura 13).

Os mapas binários gerados pelos métodos RLM e MaxEnt apresentam as áreas potenciais de distribuição de *P. gracilipes* na Ilha de Maracá e adjacências, com base nas condições ambientais da área de estudo (Figura 14). A comparação dos pontos de ocorrência de campo com os pontos preditos por cada modelo gerou Exatidão Global de 0,55 e 0,41 e Kappa Global de 0,22 e -0,06 para RLM e MaxEnt, respectivamente. Isso remete que o modelo RLM foi 14% melhor para modelar a distribuição espacial de *P. gracilipes* na área estudada do que a modelagem pelo MaxEnt. Além disso, os valores de Kappa Global indicam que o método RLM classificou as áreas de ocorrência de *P. gracilipes* concordantemente em 22% com os pontos de campo, enquanto o MaxEnt não apresentou concordância. Com o mapa derivado do melhor modelo (RLM) verificou-se que as áreas com ausência de *P. gracilipes* apresentam altitude média ($186,1 \pm 58,6$ m) significativamente maior ($t = 6,78$; $p < 0,0000$) em relação aos ambientes com presença ($147,5 \pm 44,3$ m) dessa espécie (Figura 15).

Figura 13 - Distribuição espacial dos conglomerados de *P. gracilipes* na Ilha de Maracá e adjacências pelo método de RLM.

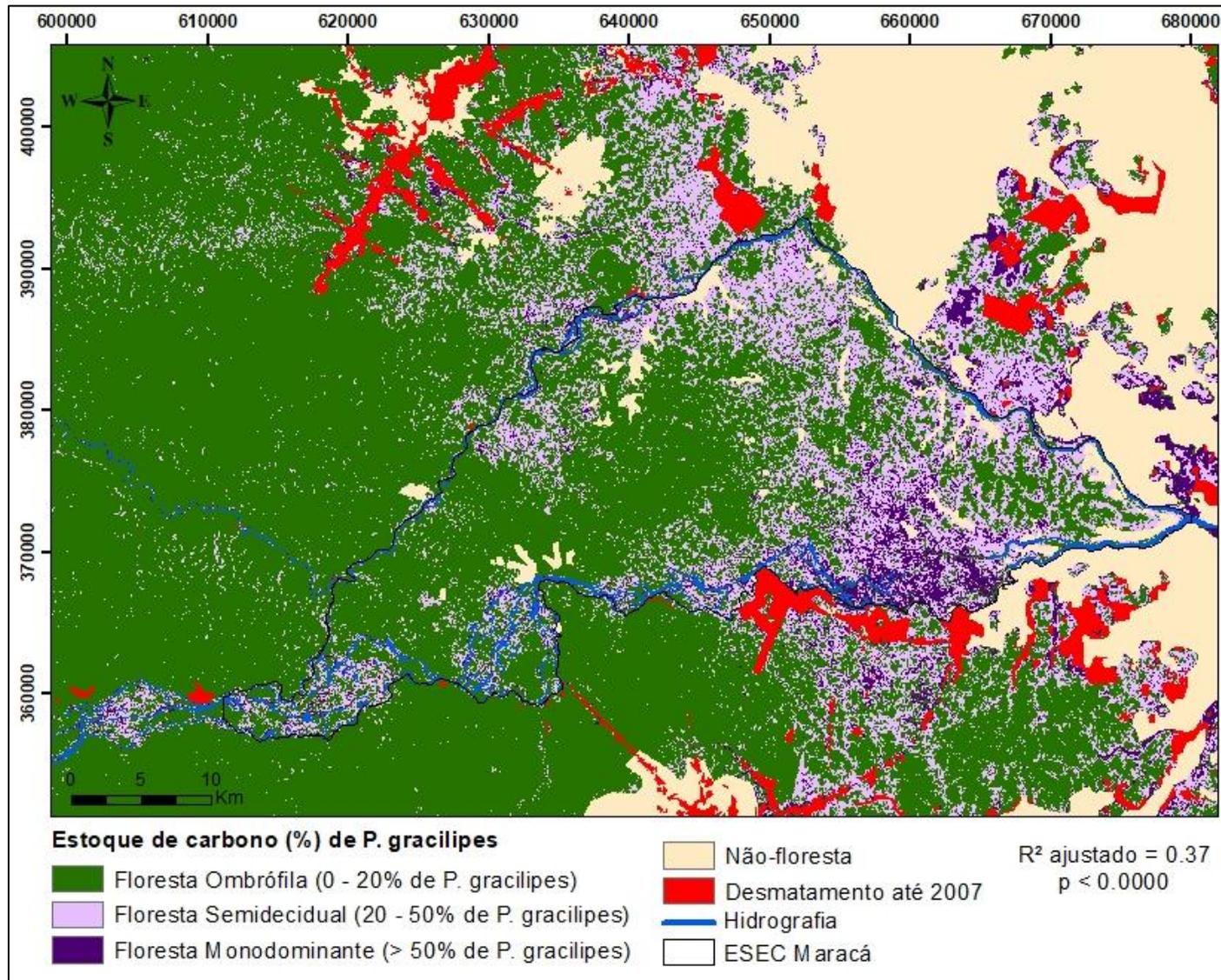


Figura 14 - Mapa com previsão da área de ocorrência de *P. gracilipes* pelos modelos RLM (verde) e MaxEnt (cinza).

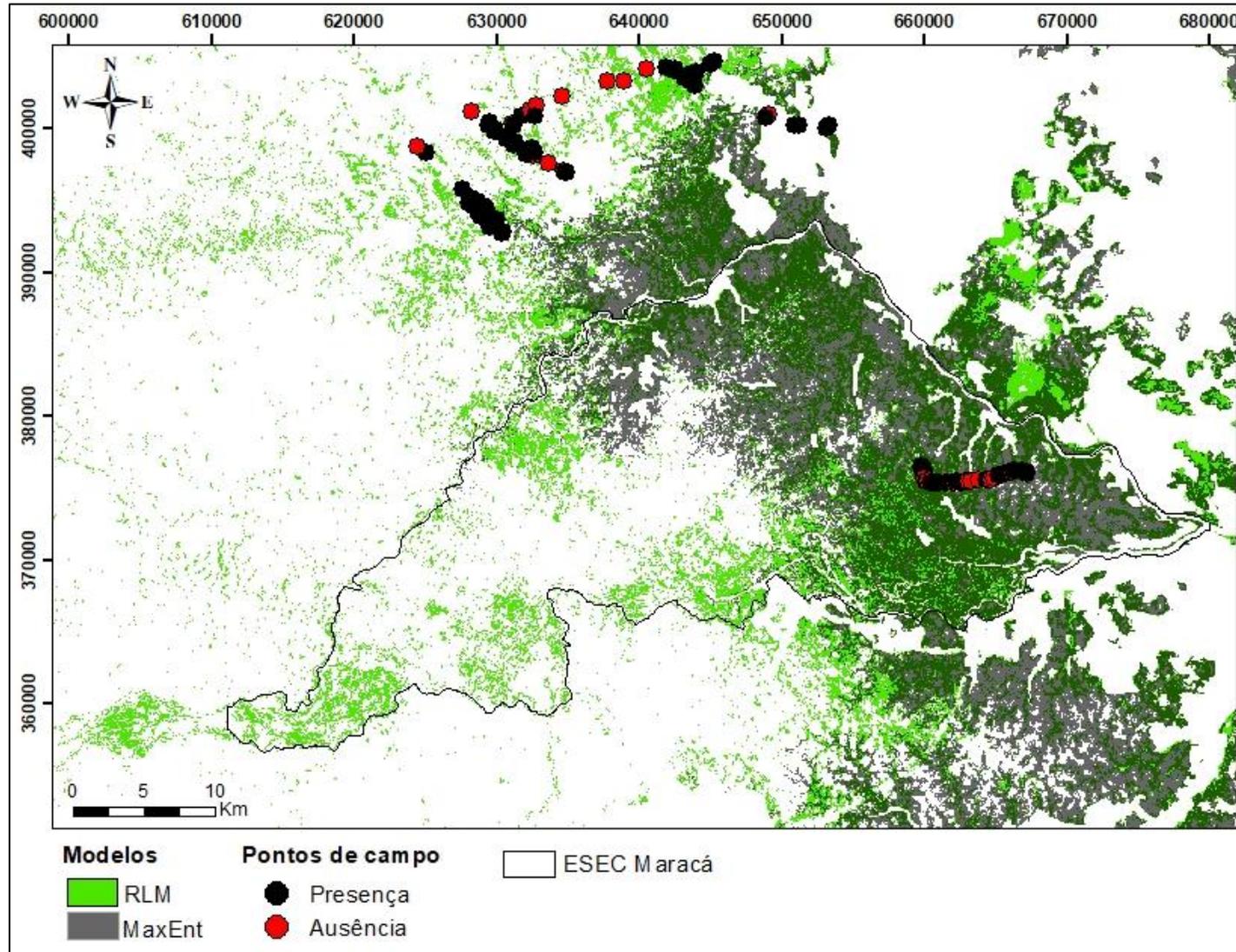
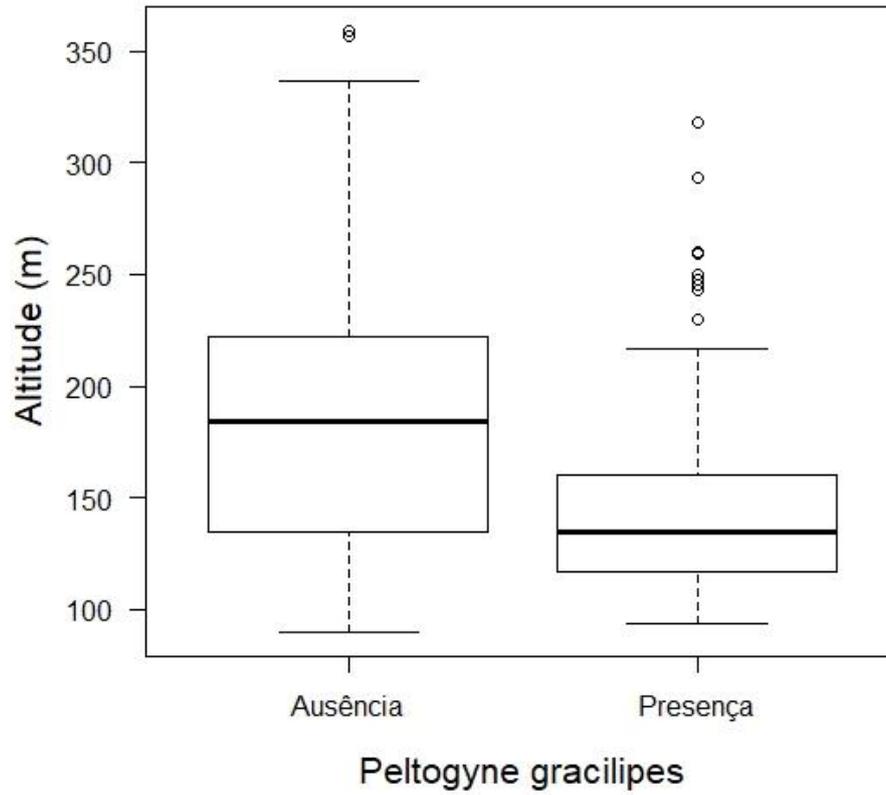


Figura 15 - Relação entre altitude (metros acima do nível do mar) e distribuição de *P. gracilipes* na Ilha de Maracá e adjacências. O box-plot apresenta o valor da mediana (linha central), o primeiro e o terceiro quartis; as barras horizontais indicam os valores máximo e mínimo na presença e ausência da espécie.



5.2 DISCUSSÃO

A discussão se refere aos resultados encontrados sobre a relação da distribuição espacial das florestas monodominantes de *P. gracilipes* com as condicionantes ambientais, na Ilha de Maracá e adjacências.

5.2.1 Condicionantes topográficas que delimitam ambientalmente os conglomerados

Os resultados encontrados neste estudo indicam que a variação nos estoques de carbono de *P. gracilipes* (Mg ha^{-1}) está significativamente relacionada com as condicionantes ambientais ao longo do gradiente topográfico da grade, sendo que altitude se apresentou mais fortemente associada com a variável resposta. Essa relação causa - efeito (altitude - *P. gracilipes*) havia sido indicada como significativa por Nascimento et al. (2017) e Villacorta (2017) na mesma grade de estudo (meso e microescala), onde os conglomerados de *P. gracilipes* distribuem-se preferencialmente em áreas de baixa altitude. O efeito explicativo da altitude na variação da biomassa também foi reportado por Castilho et al. (2006) na Reserva Florestal Adolpho Ducke (Amazônia central), que indicaram essa variável topográfica, representada através de imagens de satélite, como um importante caminho para melhorar as previsões de estoques de carbono na Amazônia.

Além das condicionantes topográficas, o NDVI mostrou relação significativa (negativa) com o carbono de *P. gracilipes* (Mg ha^{-1}), porém indicando maior poder explicativo. Esse resultado é semelhante ao reportado por Matos e Kirchner (2008) para a floresta ombrófila densa de terra firme da bacia do rio Puraquequara, a leste de Manaus (área central da Amazônia), onde observaram que o NDVI apresentou correlação negativa com a biomassa modelada para essa área estudada. Por outro lado, Yadav e Nandy (2015) verificaram relação positiva e baixa entre biomassa e NDVI em uma floresta dominada por *Shorea robusta* (Dipterocarpaceae) na Uttarakhand (Índia), inferindo que essa associação pode ser em razão da biomassa elevada na área de estudo. Isso pode ser atribuído ao fato de que o NDVI geralmente atinge saturação conforme a biomassa aumenta em florestas tropicais (SADER et al., 1989, FREITAS; MELLO; CRUZ, 2005). Outros trabalhos indicam que a previsão de biomassa com base em dados de sensoriamento remoto óptico possui melhor desempenho em ambientes com baixos valores de massa seca (ANAYA; CHUVIECO; PALACIOS-ORUETA, 2009;

KUSHWAHA; NANDY; GUPTA, 2014; MANNA et al., 2014). No entanto, *P. gracilipes* parece ser a única espécie potencialmente capaz de alcançar nível elevado de biomassa em áreas de baixa altitude, apresentando mais de 50% da área basal em parcelas estudadas (NASCIMENTO et al., 2017). Ademais, essa espécie possui caráter decíduo, emergente no dossel e de grande porte (até 400 cm de CAP e 40 m de altura), perdendo todas as folhas no pico do período seco da região (janeiro-fevereiro). Nessa estação *P. gracilipes* pode aumentar as modificações anuais no regime hidrológico do solo devido ao clima sazonal, provocando maior mortalidade de outras espécies mais vulneráveis às secas, o que pode impulsionar sua monodominância como uma espécie leguminosa tolerante a deficiência hídrica (NASCIMENTO et al., 2007; CARVALHO, 2014; GEI et al., 2018). Isso pode ter favorecido a associação entre carbono de *P. gracilipes* e NDVI na área de estudo, considerando que o índice de vegetação foi extraído de imagens adquiridas na estação seca, o que possibilitou detectar as variações do dossel e identificar a mudança estacional fenológica das florestas dominadas pela espécie estudada. Segundo Silva et al. (2017) dados de NDVI podem representar a variação da fenologia vegetal durante o ano. Portanto, esses resultados indicam que NDVI tem maior efeito associativo com estoques de carbono quando a espécie em questão possui atributos dendrológicos e fenológicos marcantes, podendo ser usado como preditor na modelagem espacial dessas espécies.

5.2.2 Estimativa dos estoques de carbono acima do solo

De modo geral, o modelo RLM foi significativamente explicativo quanto a variação de carbono de *P. gracilipes* (Mg ha^{-1}), indicando que essa espécie geralmente monodomina os ambientes de baixa altitude, onde verificou-se maior média de carbono por unidade de área. Segundo Villacorta (2017) essas áreas de baixio são caracterizadas por solos com déficit de drenagem e elevados teores de (Fe^{+2}), sugerindo a formação de um habitat possivelmente tóxico a outras espécies, o que pode favorecer o desenvolvimento de *P. gracilipes* devido sua tolerância às restrições hidro-edáficas. Nesse sentido, a monodominância dessa espécie também foi associada a atributos físico-químicos do solo em estudos anteriores (MARIMON; FELFILI; HARIDASAN, 2001; NASCIMENTO; VILLELA, 2010; VILLACORTA, 2017). Essas características do solo representadas como dado espacial poderiam ser implementadas no modelo e melhorar sua

precisão, tendo em vista a relação da ocorrência de *P. gracilipes* com indicadores do solo e que 65% da variação nos estoques de carbono não foi explicado pelas condicionantes ambientais abordadas nesse estudo (altitude, declividade, distância da drenagem e NDVI). No entanto, alguns preditores específicos dos estoques de carbono da vegetação (e.g., referentes ao solo), dificilmente podem ser inferidos por meio de dados de sensoriamento remoto, o que limita a modelagem espacial (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010; LE CLECH et al., 2019). Por outro lado, Silva et al. (2017) produziram mapas de solos abordando os atributos argila, areia, silte e soma de bases por meio da interpolação de dados de campo com a técnica Krigagem ordinária, podendo representar o gradiente de textura e fertilidade do solo na área estudada. Entretanto, técnicas de interpolação requerem dados representativos de toda área de interesse (YADAV; NANDY, 2015), o que impossibilitou sua aplicação no presente estudo devido as parcelas de base observacional estarem distribuídas apenas no leste da Ilha de Maracá. Contudo, o mapa de carbono de *P. gracilipes* gerado pelo modelo RLM deve ser visto como um avanço na redução das incertezas quanto a distribuição espacial dos estoques de carbono dessa espécie, mesmo considerando que as variáveis topográficas e NDVI apresentaram 35% de poder explicativo.

O mapa de carbono total (Mg ha^{-1}) gerado pelos modelos RLM (*P. gracilipes* + Outros) é convergente com os valores de carbono (Mg ha^{-1}) extraídos do mapa de biomassa elaborado por Barni et al. (2016), que apresentou melhor desempenho estatístico e acuracidade (R^2 ajustado 0,81; p-valor < 0,0000). A precisão do mapa citado pode ser atribuída ao fato de que esses autores dispunham de dados de biomassa distribuídos em toda área de estudo associados ao tipo de vegetação e precipitação (variáveis preditoras) e utilizaram uma técnica mais robusta de modelagem, que consistiu na interpolação de dados através da Krigagem com Deriva Externa e obtenção do mapa final de biomassa (Mg ha^{-1}) com aplicação de Regressão Linear Múltipla. No entanto, deve-se ressaltar que a modelagem do atual estudo apresentou maior refinamento em relação ao mapa de Barni et al. (2016), com resolução espacial de 900 m^2 contra 1 km^2 daquele estudo. Além disso, os dados de carbono foram inventariados em uma grade regular, o que resultou em uma razão entre a área amostrada (3.479 km^2 de floresta) e o total de pontos (129) de 27 km^2 por ponto amostral. Essa razão foi inferior a reportada por Barni et al. (2016) para todo estado de Roraima (1365 km^2). Além disso, as florestas monodominantes não foram especificadas na espacialização da biomassa do estado de Roraima em estudos anteriores (e.g., NOGUEIRA et al., 2008; BARBOSA; KEIZER;

PINTO, 2010; FEARNSIDE; BARBOSA; PEREIRA, 2013; BARNI et al., 2016). Nesse contexto, os resultados obtidos no presente estudo reportam a confiabilidade e a relevância dos mapas de carbono abordando o tipo florestal monodominante de *P. gracilipes*, considerando que essa fitofisionomia representou 27% do carbono total estimado para toda área de estudo. Assim sendo, os mapas de estoques de carbono podem subsidiar políticas e tomadas de decisão quanto a conservação da biodiversidade, ações de mitigação das emissões de gases de efeito estufa e adaptação às mudanças do clima na escala local e regional (CASTANHO et al., 2013; POSNER; MCKENZIE; RICKETTS, 2016; URBAZAEV et al., 2018).

5.1.3 Mapeamento das florestas monodominantes de *P. gracilipes*

O modelo RLM baseado no percentual de carbono foi o mais parcimonioso para a modelagem espacial (presença e ausência) de *P. gracilipes*, quando comparado com o modelo de distribuição de espécies fundamentado em dados de presença (MaxEnt), que é comumente usado na literatura (GOMES et al., 2018). Além disso, o método de regressão possibilitou caracterizar as fitofisionomias dominantes com base nos estoques de carbono (ombrófilo < 20% de espécies caducifólias; semidecidual de 20-50% e decidual \geq 50% (dominância), como especificadas pelo Sistema de Classificação da Vegetação Brasileira - IBGE, 2012). Tendo em vista que a biomassa corresponde ao material orgânico gerado pela atividade fotossintética, expressa por unidade de área (Mg ha^{-1}) ou métricas similares (FAO, 2010), sendo o melhor descritor dos grupos florestais (NOGUEIRA et al., 2015; BARNI et al., 2016). Por outro lado, o MaxEnt apresentou melhor desempenho do que outros modelos de distribuição de espécies em inúmeras pesquisas (WISZ et al., 2008; GIOVANELLI et al., 2010; MERCKX et al., 2011; AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2013). No entanto, o método de Máxima Entropia baseia-se em registros de presença de espécies, que devido a coletas não aleatórias podem apresentar viés espacial sub-representando e super-representando áreas de alta e baixa abundância, respectivamente (TOBLER et al., 2007). Porém, no atual estudo os dois modelos foram baseados nos dados das 129 parcelas, que foram amostradas independentemente da abundância de *P. gracilipes*, evitando a coleta espacial enviesada. Contudo o MaxEnt mostrou-se 14% menos preciso (41% de acerto contra 55% de acerto da RLM) na predição das áreas com potencial ocorrência de *P. gracilipes* no norte de Roraima.

O mapa de distribuição de *P. gracilipes* oriundo do modelo RLM indicou que essa espécie ocorre ao longo do gradiente altitudinal, porém, preferencialmente em média nos ambientes de baixa altitude na Ilha de Maracá e adjacências. Esses indicativos foram reportados por Villacorta (2017) e Nascimento et al. (2017) no leste da Ilha, onde as parcelas com presença de *P. gracilipes* apresentaram altitude média significativamente inferior às parcelas com ausência dessa espécie. Nesse sentido, há um padrão de ocorrência das florestas monodominantes relacionado com a altitude, que se estende em toda Ilha de Maracá e arredores, evidenciado pelo NDVI na estação seca através de técnicas de sensoriamento remoto. Dessa forma, a altitude e o NDVI foram os melhores preditores na modelagem espacial de distribuição de *P. gracilipes*. Figueiredo et al. (2015) também reportaram que altitude e NDVI foram as variáveis ambientais mais relevantes na predição da distribuição de nove espécies florestais no leste do Acre, sendo que o NDVI contribuiu para evidenciar as áreas de desmatamento, onde não apresentou adequabilidade ambiental para essas espécies, devido à ausência de habitat remanescente (floresta). Fantin-Cruz et al. (2010) encontraram associação entre distribuição de espécie e altitude em uma floresta monodominante de *Vochysia divergens* no Pantanal Mato-grossense, onde essa espécie domina ambientes com intensidade média de inundação e topografia alta. Essas observações corroboram com Berg; Santos (2003) e Laurence et al. (2010), que apontam a topografia como uma das variáveis ambientais que podem desempenhar relevante papel na distribuição e composição de espécies.

Outros autores reportaram que textura e fertilidade do solo podem influenciar a distribuição de espécies vegetais na Amazônia (TER STEEGE et al., 2006; ZUQUIM et al., 2012; MOSER et al., 2014), sendo utilizadas em conjunto com variáveis topográficas e NDVI como preditores na modelagem espacial (SILVA et al., 2017). Por outro lado, a variação na distribuição de espécies arbóreas hiperdominantes da Amazônia foi atribuída a indicadores climáticos, em especial temperatura e precipitação (TER STEEGE et al., 2013; GOMES et al., 2018). Entretanto, a influência do clima é observada em escalas espaciais mais amplas (CORONADO et al., 2009). Nesse contexto, os atributos do solo podem ser abordados em conjunto com outras variáveis por futuros trabalhos para reduzir o percentual de erro ($45\% = 1 - \text{Exatidão Global}$; $63\% = 1 - R^2$) encontrado nesse estudo na espacialização dos conglomerados de *P. gracilipes*. Dessa forma, os resultados do atual estudo devem ser considerados como os primeiros passos que podem direcionar abordagens mais sistemáticas e acuradas de mapeamento para florestas monodominantes no norte da Amazônia brasileira.

6. CONCLUSÃO

A variável explicativa altitude é a principal condicionante do gradiente topográfico que delimita ambientalmente as florestas monodominantes de *P. gracilipes* distribuídas na Ilha de Maracá e adjacências, sendo que o NDVI foi o preditor que apresentou o maior poder explicativo na modelagem dos estoques de carbono. A maior média de carbono de *P. gracilipes* foi verificada nas áreas de baixa altitude. O modelo RLM foi mais eficiente do que o método MaxEnt para modelar as áreas com potencial ocorrência de *P. gracilipes*, baseando-se nos preditores ambientais. No entanto, outras variáveis (principalmente as edáficas) não abordadas nesse estudo aparentemente influenciam sua distribuição espacial, tendo em vista os erros envolvidos na predição. Nesse sentido, indica-se que futuros estudos e análises sejam realizados envolvendo um conjunto maior de indicadores precisos tomando como base o atual trabalho, para produzir mapas com melhor acuracidade. Por outro lado, a análise espacial desses conglomerados gerou os primeiros resultados significativos de macroescala espacial, confirmando indicações anteriormente realizadas na micro e mesoescala, indicando que características ambientais importantes como, por exemplo, altitude, contribuem de forma efetiva para a monodominância da espécie e distribuição dos seus respectivos estoques de carbono. Portanto, esse estudo serve de apoio para reduzir as incertezas relacionadas a espacialização dos estoques de biomassa/carbono apresentados nos relatórios do Inventário Nacional Brasileiro de Emissões de Gases de Efeito Estufa, emitidos temporalmente em função de novas e importantes informações geradas por toda a Amazônia e demais biomas brasileiros. Essa melhora significativa está relacionada à capacidade de predição dos estoques de carbono derivados das florestas monodominantes de *P. gracilipes* distribuídas no norte da Amazônia brasileira.

REFERÊNCIAS

- ACHARD, F. et al. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, [s.l], v. 297, [s.n], p. 999-1002, [s.m], 2002.
- AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J. et al. Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria – Dutch Hoverflies as a Case Study. **PLoS One**, v. 8, n. 5, e63708, may. 2013.
- ALENCAR, A. A; NEPSTAD, D; DIAZ, M. C. V. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: área burned and committed carbon emissions. **Earth Interact.**, [s.l], v. 10, [s.n], p. 139-149, [s.m], 2006.
- ANAYA, J. A.; CHUVIECO, E.; PALACIOS-ORUETA, A. Aboveground biomass assessment in Colombia: a remote sensing approach. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 257, n. 4, p. 1237–1246, [s.m], 2009.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, [s.l], v. 9, n. 1, p. 536-547, [s.m], 2018.
- ARIEIRA, J. C.; CUNHA, C. N. Estrutura populacional do cambará (*Vochysia divergens* Pohl, Vochysiaceae), espécie monodominante em floresta inundável no Pantanal Mato-grossense. **Oecologia Australis**, [s.l], v.16, n. 4, p. 819-831, dez. 2012.
- ARIEIRA, J. C.; CUNHA, C. N. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae) no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l], v. 20, [s.n], p. 268-580, [s.m], 2006.
- BARBOSA, R. I. Distribuição das chuvas em Roraima. In: BARBOSA, R. I. FERREIRA, E. J. G.; CASTELLÓN, E. G. ed. **Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA-AM, 1997. p. 325-335.
- BARBOSA, R.I. et al. Allometric models to estimate tree height in northern Amazonian ecotone forests. **Acta Amazonica**, (no prelo), 2019.
- BARBOSA, R.I.; KEIZER, E.; PINTO, F. Ecossistemas Terrestres de Roraima: Área e Modelagem Espacial da Biomassa. In: BARBOSA, R.I.; MELO, V.F. (Org.). **Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia**. Boa Vista: FEMACT, 2010. p. 347-368.
- BARBOSA, R.I; CAMPOS, C. Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas ('lavrado') of Roraima using Google Earth web tool. **Journal of Geography and Regional Planning**, [s.l], v. 4, p. 122-136, [s.m], 2011.
- BARETH, G; WALDHOFF, G. 2.01: GIS for Mapping Vegetation. **Earth Systems and Environmental Sciences**, [s.l], [s.v], [s.n], p. 1-27, mai. 2017.

BARNI, P. E. et al. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 377, [s.n], p. 170-181, [s.m], 2016.

BARNI, P. E.; BARBOSA, R. I.; CARVALHO, L. C.S. Mapeamento da distribuição espacial do gênero *Peltogyne* (Fabaceae) na ESEC Maracá/RR utilizando algoritmo da máxima verossimilhança. In: SEMANA NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA: A MATEMÁTICA ESTÁ EM TUDO, 12, 2017, Boa Vista. **Anais...** Boa Vista: UERR, 2017. p. 1-3.

BERG, E. V. D.; SANTOS, F. A. M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, [s.m], 2003.

BOOTH, G. D.; NICCOLUCCI, M. J.; SCHUSTER, E. G. Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. Research paper INT-470. United States Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, USA, 1994.

BORATTO, I. M. P.; GOMIDE, R. L. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. In: Anais XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 16, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 7345- 7352.

BRASIL, INPE. Projeto PRODES – Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite (2017). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>>. Acesso em: 02 abr. 2019.

BRASIL, INPE. TOPODATA: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil, 2008. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 21 set. 2018.

BRASIL, **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos (2ª ed.)**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, Brasil, 2012.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. MCT, Brasília, 2010. p. 280.

BRASIL. **Projeto RADAMBRASIL. Folha NA. 20 Boa Vista e parte das Folhas NA. 21. Tumucumaque, NA. 20 Roraima e NA. 21**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, v. 8, 1975.

CARVALHO, L. C. S. **Ecologia e estrutura filogenética de uma floresta monodominante na Amazônia**. 2014. 188p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2014.

CARVALHO, L. C. S. et al. Amazon soil charcoal: Pyrogenic carbon stock depends of ignition source distance and forest type in Roraima, Brazil. **Global Change Biology**, [s.l], v. 24, n. 9, p. 4122-4130, apr. 2018.

CARVALHO, L. G. et al. Modelo de regressão para a previsão de produtividade de cafeeiros no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 2-3, p. 204-211, mar. 2004.

CASTANHO, A. D. A. et al. Improving simulated Amazon forest biomass and productivity by including spatial variation in biophysical parameters. **Biogeosciences**, [s.l], v. 10, [s.n], p. 2255–2272, [s.m], 2013.

CASTILHO, C. V. et al. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 234, n. 1, p. 85-96, 2006.

CHAVE, J, et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [s.l], v. 20, n. 10, p. 3177-3190, oct. 2014.

CINTRA, B. B. L. et al. Soil physical restrictions and hydrology regulate stand age and wood biomass turnover rates of Purus–Madeira interfluvial wetlands in Amazonia. **Biogeosciences**, [s.l], v. 10, [s.n], p. 7759–7774, [s.m], 2013.

COHEN, J. A. Coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, [s.l], v. 20, [s.n], p. 37-46, [s.m], 1960.

COHENCA, D.; CARVALHO, R. Comparação de métodos de classificação OBIA, Máxima Verossimilhança e Distância Mínima em imagem OLI/Landsat-8 em área de alta diversidade de uso do solo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 17, 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 1035-1042.

CONDÉ, T. M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal Selective Logging and Forest Fires in the Northern Brazilian Amazon. **Forests**, [s.l], v. 10, n. 1, p. 61, jan. 2019.

CONGALTON, R.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data - Principles and Practices**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2009. 183 p.

CONNELL, J.; LOWMAN, M. Low-density tropical rain forests: some possible mechanism for their existence. **The American Naturalist**, Chicago, v. 134, n. 1, p. 88-119, jul. 1989.

CORONADO, H. E. N. et al. Multi-scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. **Biogeosciences**, v. 6, [s.n], p. 2719–2731, [s.m], 2009.

COSTA, S. O. S. et al. Mapeamento da vegetação e fitogeografia do Município de Garanhuns-PE. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, [s.l], v. 18, n. 3, p. 1109-1115, dez. 2014.

COUTO-SANTOS, F.R.; LUIZÃO, F.J.; CARNEIRO-FILHO, A. The influence of the conservation status and changes in the rainfall regime on forest-savanna mosaic dynamics in Northern Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica**, [s.l], v. 44, n. 2, p. 197-206, 2014.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1858-1868, 2010.

DRAPPER, N. R.; SMITH, H. Applied regression analysis. New York: J. Wiley, p. 407, 1998.

FANTIN-CRUZ, I.; et al. Unidades fitofisionômicas em mesoescala no Pantanal Norte e suas relações com a geomorfologia. **Biota Neotropica**, [s.l], v.10, n.2, abr. 2010.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Global Forest Resources Assessment 2010, Main Report. **FAO Forestry Paper**, Roma, n. 163, p. 1 – 333, 2010. Disponível em <http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, Manaus, V. 36, n. 3, p. 395-400, [s.m], 2006.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V. B. Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: Fontes e sumidouros. **Revista Agroambiente On-line**, [s.l], v. 7, [s.n], p. 95-111, [s.m], 2013.

FEARNSIDE, P.M. **A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, Manaus, [s.v], [s.n], p. 134, [s.m], 2003.

FELGUEIRAS, C. A. **Modelagem ambiental com tratamento de incertezas em sistemas de informação geográfica: o paradigma geostatístico por indicação**. 1999. 212p. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1999.

FERRY, B. et al. Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest. **Journal of Ecology**, London, v. 98, [s.n], p. 106-116, 2010.

FIGUEIREDO, S. M. M. et al. Predição da distribuição de espécies florestais usando variáveis topográficas e de índice de vegetação no leste do Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, [s.l], v. 45, n. 2, p. 167-174, [s.m], 2015.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 81 p.

FOODY, G. M. Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l], v. 24, n. 20, p. 4035-4046, [s.m], 2003.

FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 218, n. 1-3, p. 353-362, [s.m], 2005.

FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Diagnosticando florestas tropicais através do sensoriamento remoto. In: Anais XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 13, 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 1671-1678.

GEI, M. et al. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, [s.l], v. 2, n. 7, p. 1104-1111, jul. 2018.

GIOVANELLI, J. G. R. R. et al. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. **Ecological Modelling**, v. 221, [s.n], p. 215–224, [s.m], 2010.

GOMES, V. H. F. et al. Species Distribution Modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. **Scientific Reports**, [s.l], v. 8, [s.n], p. 1003, jan. 2018.

GOODMAN, R. C. et al. Amazon palm biomass and allometry. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 310, [s.n], p. 994–1004, oct. 2013.

GUTIERREZ-VELEZ, V. H.; PONTIUS JUNIOR, R. G. Influence of carbon mapping and land change modelling on the prediction of carbon emissions from deforestation. **Environment Conservation**, [s.l], v. 39, [s.n], p. 325-336, [s.m], 2012.

HARMS, K. L. et al. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. **Journal of Ecology**, London, v. 89, [s.n], p. 947-959, [s.m], 2001.

HARRIS, N. L. et al. Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. **Science**, v. 336, [s.n], p. 1573–1576, [s.m], 2012.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the Global Carbon Balance. **Global Change Biology**, Sydney, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2001.

HUETE, A.; et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, [s.l], v. 83, [s.n], p. 195-213, [s.m], 2002.

ICMBIO. **Mapa Temático e Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamentos/>>. Acesso: 27 fev. 2018.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). **Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. 2007. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4_wg2_full_report.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2017.

JOHN, R. et al. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, Washington, v. 104, n. 3, p. 864-869, 2007.

KUSHWAHA, S. P. S.; NANDY, S.; GUPTA, M. Growing stock and woody biomass assessment in Asola-Bhatti Wildlife Sanctuary, Delhi, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l], v. 186, n. 9, p. 5911–5920, [s.m], 2014.

LAURANCE, S. G. W. et al. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: a landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science**, [s.l], v. 21, n. 1, p. 96-106, [s.m], 2010.

LAURANCE, W. F. et al. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 118, [s.n], p. 127-138, 1999.

LE CLEC'H S. et al. From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions for the Case of Deforested Areas Within the Amazon. **Ecosystems**, [s.l], v. 21, n. 2, p. 216-236, [s.m], 2017.

LE CLEC'H S. et al. Uncertainty in ecosystem services maps: the case of carbon stocks in the Brazilian Amazon forest using regression analysis. **One Ecosystem**, v. 4, e28720, jan. 2019.

LEÃO, C. et al. Avaliação de métodos de classificação em imagens TM/Landsat e CCD/CBERS para o mapeamento do uso e cobertura da terra na região costeira do extremo sul da Bahia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 939-946.

LEE, J-S; GRUNES, M. R.; POTTIER, E. Quantitative comparison of classification capability: fully polarimetric versus dual and single-polarization SAR. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [s.l], v.39, n.11, p. 2343-2351, [s.m], 2001.

MALHI, Y. et al. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). **Journal of Vegetation Science**, [s.l], v. 13, [s.n], p. 439-450, [s.m], 2002.

MALHI, Y.; BALDOCCHI, D. D.; JARVIS, P. G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **P. Cell Environ**, [s.l], v. 22, [s.n], p. 715-740, [s.m], 1999.

MANNA, S.; NANDY, S.; CHANDA, A.; AKHAND, A.; HAZRA, S.; DADHWAL, V. K. Estimating aboveground biomass in *Avicennia marina* plantation in Indian Sundarbans using high-resolution satellite data. **Journal of Applied Remote Sensing**, [s.l], v. 8, [s.n], p. 1–13, [s.m], 2014.

MARIMON, B. S. et al. Monodominância em uma floresta de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): estrutura e dinâmica da regeneração natural. **Acta Oecologica**, v. 43, [s.n], p. 134-139, ago. 2012.

MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia-MT. **Acta Botanica Brasílica**, [s.l], v. 20, [s.n], p. 423-432, [s.m], 2006.

MARIMON, B. S; FELFILI, J.M; HARIDASAN, M. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany**, [s.l], v. 58, n. 1, p. 123-137, [s.m], 2001.

MARIMON-JUNIOR, B. H. **Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e uma floresta mista adjacente no Leste Mato-grossense.** 2007. 274p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

MARTINS, D. L. et al. Soil-induced impacts on forest structure drive coarse woody debris stocks across central Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, [s.l], v. 7, [s.n], p. 229-241, mar. 2014.

MATOS, F. D. A.; KIRCHNER, F. F. Estimativa de biomassa da floresta ombrófila densa de terra firme na Amazônia Central com o satélite Ikonos II. **FLORESTA**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 157-171, jan./mar. 2008.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. Generalized Linear Models, *European Journal of Operational Research*, 1983.

MERCKX, B. et al. Null models reveal preferential sampling, spatial autocorrelation and overfitting in habitat suitability modelling. **Ecological Modelling**, v. 222, [s.n], p. 588–597, [s.m], 2011.

MILLIKEN, W.; RATTER, J.A. The vegetation of the Ilha de Maracá. In: MILLIKEN, W.; RATTER, J.A. (Eds.). **Maracá: the biodiversity and environment of an Amazonian rainforest.** Wiley, Chichester, UK, 1998. p. 71-112.

MOORE, I. D. et al. GIS and land surface subsurface process. In: Coodchild, M. F.; Bradley, O. P.; STEYAERT, L. T. ed. **Environmental Modeling with GIS.** New York: Oxford University Press, 1993. p. 196-230.

MOSCOSO, V.; ALBERNAZ, A. L.; SALOMÃO, R. P. Niche modelling for twelve plant species (six timber species and six palm trees) in the Amazon region, using collection and field survey data. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 310, [s.n], p. 652-662, dez. 2013.

MOSER, P. et al. Tree species distribution along environmental gradients in an area affected by a hydroelectric dam in southern Amazonia. **Biotropica**, v. 46, [s.n], p. 367–376, [s.m], 2014.

MOULATLET, G. M. et al. Local hydrological conditions explain floristic composition in lowland Amazonian Forests. **Biotropica**, [s.l], v. 46, n. 4, p. 395-403, jul. 2014b.

MOULATLET, G. M. et al. Mapping hydrological environments in central Amazonia: ground validation and surface model based on SRTM DEM data corrected for

deforestation. **Earth System Science Data Discuss**, [s.l], v. 7, [s.n], p. 441-456, jul. 2014a.

NAGENDRA, H. Using remote sensing to assess biodiversity. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l], v. 22, n. 2, p. 2377-2400, [s.m], 2001.

NASCIMENTO, M. T. et al. Is the *Peltogyne gracilipes* monodominant forest characterised by distinct soils? **Acta Oecologica**, [s.l], v. 85, [s.n], p. 104–107, set./out. 2017.

NASCIMENTO, M. T. et al. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology**, [s.l], v. 192, n. 2, p. 181-191, 2007.

NASCIMENTO, M. T. et al. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazonian monodominant forest. **Plant Ecology & Diversity**, [s.l], v.7 n. 102, p. 293-303, 2014.

NASCIMENTO, M. T.; CUNHA, C. N. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé – MT. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l], v. 3, [s.n], p. 3-23, [s.m], 1989.

NASCIMENTO, M. T.; PROCTOR, J. Soil and plant changes across a monodominant rain forest boundary on Maracá Island, Roraima, Brazil. **Global Ecology and Biogeography Letters**, [s.l], v. 6, n. 5, p. 387-395, sep. 1997.

NASCIMENTO, M.; VILLELA, D. As florestas de Roraima e o paradigma da monodominância de *Peltogyne*. In: BARBOSA, R. I.; MELO, V. **Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**, Boa Vista, 2010. p. 283-300.

NOBRE, C. A. et al. **Relatório N.º 6. Mudanças climáticas e possíveis alterações nos biomas da América do Sul**. São Paulo: MMA, 2007. 25 p.

NOGUEIRA, E. M. et al. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. **Global Change Biology**, [s.l], v. 21, n. 3, p. 1271-1292, mar. 2015.

NOGUEIRA, E. M. et al. Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. **Regional Environmental Change**, [s.l], v. 18, n. 1, p. 261-270, jan. 2018.

NOGUEIRA, E. M. et al. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 256, [s.n], p. 1853–1867, [s.m], 2008.

OMETTO, J. P. et al. Amazon forest biomass density maps: tackling the uncertainty in carbon emission estimates. **Climatic Change**, [s.l], v. 124, n. 3, p. 545-560, jun. 2014.

PACHECO, A. P.; FREIRE, N. C. F.; BORGES, U. N. Uma Contribuição do Sensoriamento Remoto para Detecção de Áreas Degradadas na Caatinga Brasileira. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 26, n. 1, p. 49-68, jan./jun. 2006.

PEH, K. S. H. et al. Investigating diversity dependence in tropical forest litter decomposition: experiments and observations from Central Africa. **Journal of Vegetation Science**, [s.l], v. 23, [s.n], p. 223–235, [s.m], 2012.

PEH, K. S. H. et al. Soil Does Not Explain Monodominance in a Central African Tropical Forest. **PLoS One**, [s.l], v. 6, [s.n], p: 1-9, [s.m], 2011.

PEH, K. S. H.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, London, v. 99, n. 4, p: 891-898, [s.m], 2011.

PHILIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, [s.n], p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. **Science**, Washington, v. 282, [s.n], p. 439-442, 1998.

POSNER, S.; MCKENZIE, E.; RICKETTS, T. Policy impacts of ecosystem services knowledge. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l], v. 113, n. 7, p. 1760-1765, [s.m], 2016.

R CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing (<http://www.R-project.org/>). Vienna, Austria, Accessed in 10 Mayo 2019.

READ, J.; HALLAM, P.; CHERRIER, J. The anomaly of monodominant tropical rainforests: some preliminary observations in the Nothofagus-dominated rainforests of New Caledonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cayenne, v. 11, [s.n], p. 359-389, [s.m], 1995.

RENNER, I. W.; WARTON, D. I. Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for Species Distribution Modeling in Ecology. **Biometrics**, [s.l], v. 69, [s.n], p. 274–281, 2013.

ROBSON, D. M.; NORTCLIFF, S. Os solos da reserva de Maracá, Roraima: segunda aproximação. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 21, [s.n], p. 409-424, 1991.

RODRIGUES, M. T.; RODRIGUES, B. T. Aplicação do Índice da Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) em imagens CBERS 2B no município de Botucatu-SP. **BioEng**, Tupã, v. 6, n. 3, p. 139-147, set/dez. 2012.

ROSENFELD, G. H.; FITZPATRICK-LINS, K. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, [s.l], v.52, [s.n], p.223-227, [s.m], 1986.

ROUSE, J. W. et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: THIRD EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SYMPOSIUM, 351, 1974, Washington: NASA, v. 1, 1974. p. 309–317.

SABINS, F. F. Remote Sensing, principles e interpretation, W. H. Freeman and company, New York, 1996. p. 494.

SADER, S. A. et al. Tropical forest biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from Landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, [s.l], v. 28, [s.n], p. 143-156, [s.m], 1989.

SCARANELLO, M. et al. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 69, p. 26-37, jan/feb. 2012.

SCHÖNGART, J. et al. Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. **Biogeosciences**, [s.l], v. 8, [s.n], p. 1-15, [s.m], 2011.

SEEG. **Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Disponível em: <<http://www.seeg.eco.br>>. Acesso em: 26 mai. 2018.

SILVA, T. R. et al. Species distribution models of rare tree species as an evaluation tool for synergistic human impacts in the Amazon rainforest. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 40, n. 4, p. 963–971, sep. 2017.

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal**. 2.ed. Universidade Federal de Viçosa - UFC, 2011. 272 p.

TER STEEGE, H. et al. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, [s.l], v. 443 [s.n], p. 444–447, [s.m], 2006.

TER STEEGE, H. et al. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. **Science Advances**, [s.l], v. 1, n. 10, e1500936, nov. 2015.

TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, [s.l], v. 342, n. 6156, p. 325-334, oct. 2013.

TOBLER, M. et al. Implications of collection patterns of botanical specimens on their usefulness for conservation planning: an example of two neotropical plant families (Moraceae and Myristicaceae) in Peru. **Biodiversity and Conservation**, [s.l], v. 16, [s.n], p. 659–677, [s.m], 2007.

TOLEDO, J. J. et al. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 262, n. 3, p. 331-338, may. 2011.

URBAZAEV, M. et al. Estimation of forest aboveground biomass and uncertainties by integration of field measurements, airborne LiDAR, and SAR and optical satellite data in Mexico. **Carbon Balance Manage**, [s.l], v. 13, [s.n], p. 5-25, [s.m], 2018.

VELDEN, N. et al. Monodominance of *Parashorea chinensis* on fertile soils in a Chinese tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, [s.l], v. 30, n. 4, p. 311-322, apr. 2014.

VILLACORTA, C. D. A. **Condicionantes ambientais para a monodominância do gênero *Peltogyne* (fabaceae) na Ilha de Maracá, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.** 2017. 40 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima, 2017.

VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Leaf Litter Decomposition and Monodominance in the *Peltogyne* forest of Maracá Island, Brazil. **Biotropica**, [s.l], v. 34, [s.n], p. 334-347, [s.m], 2002.

VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Mineralização de nitrogênio e nitrificação nos solos de uma floresta monodominante na Amazônia, Ilha de Maracá, RR, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 335-345, [s.m], 1996.

WISZ, M. S. et al. Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Diversity and Distribution**, [s.l], v. 14, [s.n], p. 763–773, [s.m], 2008.

YADAV, B. K. V.; NANDY, S. Mapping aboveground woody biomass using forest inventory, remote sensing and geostatistical techniques. **Environment Monitoring Assessment**, [s.l], v. 187, [s.n], p. 308-320, may. 2015.

ZUQUIM, G. et al. Broad scale distribution of ferns and lycophytes along environmental gradients in central and northern Amazonia Brazil. **Biotropica**, v. 44, [s.n], p. 752–762, [s.m], 2012.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Correlação espacial entre as variáveis independentes e carbono de *P. gracilipes* (variável dependente).

	Altitude	Aspecto	Declividade	Distância da drenagem	NDVI Landsat	B5 Landsat	B4 Landsat	B3 landsat	NDVI Sentinel	B2 Sentinel	B3 Sentinel	B4 Sentinel	Classes de Declividade	Carbono de <i>P. gracilipes</i> (Mg ha ⁻¹)	Carbono de <i>P. gracilipes</i> (%)
Altitude	1														
Aspecto	0,1345	1													
Declividade	-0,1025	0,1293	1												
Distância da drenagem	0,5630	-0,0055	-0,1217	1											
NDVI_Landsat	0,5644	0,0364	-0,0648	0,3350	1										
B5_Landsat	-0,2904	-0,2425	-0,1414	-0,0630	-0,3304	1									
B4_Landsat	0,4577	-0,0604	-0,0595	0,3439	0,8675	0,0148	1								
B3_landsat	-0,5377	-0,1271	0,0555	-0,2522	-0,8909	0,5777	-0,5521	1							
NDVI_Sentinel	0,2128	0,0144	0,0092	0,0789	0,1382	-0,0307	0,1976	-0,0786	1						
B2_Sentinel	-0,1846	-0,0412	0,0733	-0,0697	-0,0752	0,0775	-0,1198	0,0326	-0,8544	1					
B3_Sentinel	-0,1778	-0,0451	0,0692	-0,0570	-0,0606	0,0800	-0,1005	0,0256	-0,8393	0,9978	1				
B4_Sentinel	-0,1947	-0,0460	0,0707	-0,0653	-0,0783	0,0716	-0,1192	0,0390	-0,8625	0,9966	0,9978	1			
Classes de Declividade	0,0994	-0,1053	-0,8963	0,1027	0,0795	0,1416	0,0951	-0,0415	-0,0032	-0,0815	-0,0772	-0,0791	1		
Carbono de <i>P. gracilipes</i> (Mg ha ⁻¹)	-0,3920	-0,0116	0,2092	-0,2941	-0,5768	0,2556	-0,4386	0,5601	0,0029	-0,0233	-0,0336	-0,0211	-0,2262	1	
Carbono de <i>P. gracilipes</i> (%)	-0,4136	-0,0006	0,1787	-0,3668	-0,5874	0,2189	-0,4761	0,5389	0,0155	-0,0459	-0,0606	-0,0464	-0,1977	0,8877	1

APÊNDICE B - Correlação espacial entre as variáveis independentes e carbono de Outros (variável dependente).

	Altitude	Aspecto	Declividade	Distância da drenagem	NDVI Landsat	B5 Landsat	B4 Landsat	B3 Landsat	NDVI Sentinel	B2 Sentinel	B3 Sentinel	B4 Sentinel	Classes de declividade	Carbono de Outros (Mg ha ⁻¹)
Altitude	1													
Aspecto	0,1345	1												
Declividade	-0,1025	0,1293	1											
Distância da drenagem	0,5630	-0,0055	-0,1217	1										
NDVI_Landsat	0,5644	0,0364	-0,0648	0,3350	1									
B5_Landsat	-0,2904	-0,2425	-0,1414	-0,0630	-0,3304	1								
B4_Landsat	0,4577	-0,0604	-0,0595	0,3439	0,8675	0,0148	1							
B3_Landsat	-0,5377	-0,1271	0,0555	-0,2522	-0,8909	0,5777	-0,5521	1						
NDVI_Sentinel	0,2128	0,0144	0,0092	0,0789	0,1382	-0,0307	0,1976	-0,0786	1					
B2_Sentinel	-0,1846	-0,0412	0,0733	-0,0697	-0,0752	0,0775	-0,1198	0,0326	-0,8544	1				
B3_Sentinel	-0,1778	-0,0451	0,0692	-0,0570	-0,0606	0,0800	-0,1005	0,0256	-0,8393	0,9978	1			
B4_Sentinel	-0,1947	-0,0460	0,0707	-0,0653	-0,0783	0,0716	-0,1192	0,0390	-0,8625	0,9966	0,9978	1		
Classes de declividade	0,0994	-0,1053	-0,8963	0,1027	0,0795	0,1416	0,0951	-0,0415	-0,0032	-0,0815	-0,0772	-0,0791	1	
Carbono de Outros (Mg ha ⁻¹)	0,3127	-0,0201	-0,0783	0,2522	0,3594	-0,1158	0,3429	-0,2982	0,0604	0,0002	0,0179	0,0051	0,1414	1

APÊNDICE C – Matriz de erro usada no cálculo dos índices de Exatidão e Kappa Global, para validação do modelo RLM.

Pontos de campo	Pontos estimados (RLM)		
	Presença	Ausência	Total de acertos
Presença	39	50	89
Ausência	3	27	30
Total de acertos	42	77	119

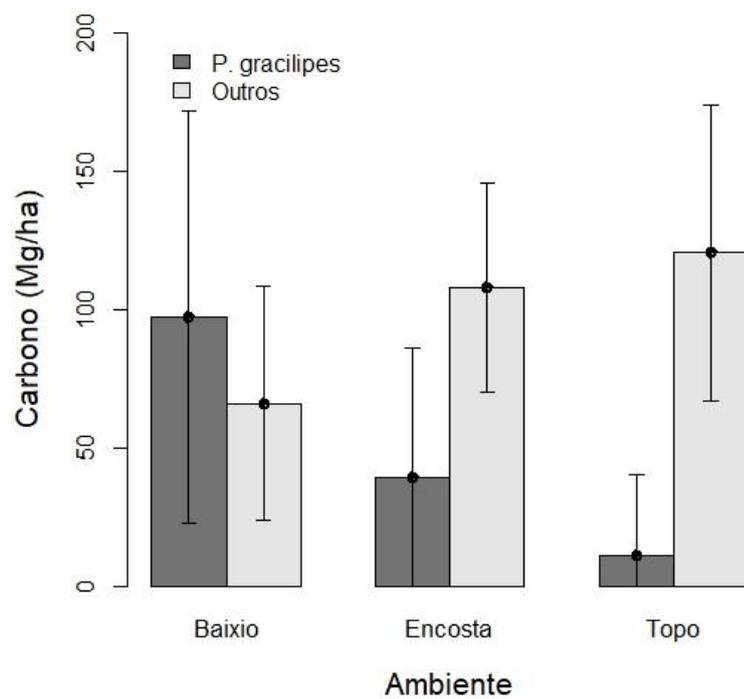
APÊNDICE D – Matriz de erro usada no cálculo dos índices de Exatidão e Kappa Global, para validação do modelo MaxEnt.

Pontos de campo	Pontos estimados (MaxEnt)		
	Presença	Ausência	Total de acertos
Presença	33	56	89
Ausência	14	16	30
Total de acertos	47	72	119

APÊNDICE E - Estoque de carbono total (acima do solo) da grade, por classe de relevo

Ambiente	Área (ha)	Estoque carbono (Mg)	Média (Mg ha ⁻¹)	<i>P. gracilipes</i>			Outros		
				Média (Mg ha ⁻¹)	Desvio padrão (Mg ha ⁻¹)	%	Média (Mg ha ⁻¹)	Desvio padrão (Mg ha ⁻¹)	%
Baixio	1,60	261,44	163,40	97,34	74,42	17	66,06	42,33	12
Encosta	0,95	140,01	147,38	39,31	46,81	4	108,07	38,01	11
Topo	3,90	513,71	131,72	11,17	29,27	5	120,55	53,44	51
Total	6,45	915,15	141,88	36,69	59,01	26	105,20	53,69	74

APÊNDICE F - Variações de carbono (predito pelo modelo) dos grupos florestais (*P. gracilipes* e Outros) distribuídos por classes de relevo no gradiente topográfico da grade.



APÊNDICE G - Pontos de presença e ausência de *P. gracilipes* coletados em campo no setor central da Ilha de Maracá.

Pontos	Longitude	Latitude	Ocorrência	Observação
0	667239	376069	Presença	Roxinho inclinado
1	667187	376102	Presença	Igarapé
2	667167	376136	Presença	Igarapé
3	666968	376194	Presença	Inclinado
4	666905	376204	Presença	Topo
5	666380	376280	Presença	Indivíduos pequenos
6	666336	376262	Presença	Monodominante
7	659778	376552	Ausência	
8	659871	376458	Presença	Semidecidual
9	659988	376302	Presença	Poucos indivíduos
10	660015	376161	Presença	Muitos indivíduos
11	660036	375954	Presença	Poucos indivíduos
12	660083	375796	Presença	Muitos indivíduos
13	660083	375678	Ausência	
14	660144	375531	Ausência	Baixada
15	660217	375452	Ausência	
16	660422	375403	Ausência	
17	660572	375415	Presença	
18	660725	375400	Presença	Igarapé
19	660873	375411	Presença	
20	661134	375362	Presença	
21	661512	375382	Presença	
22	661522	375381	Presença	Igarapé
23	661596	375380	Presença	Igarapé
24	662040	375414	Presença	
25	662203	375430	Ausência	
26	662292	375447	Presença	
27	662392	375465	Presença	Poucos indivíduos
28	662534	375432	Presença	Igarapé
29	662632	375384	Presença	Poucos indivíduos
30	662881	375435	Presença	Poucos indivíduos
31	663067	375461	Ausência	
32	663343	375496	Ausência	

33	663802	375555	Ausência		
34	664363	375552	Presença	Poucos indivíduos, igarapé	
35	664458	375584	Ausência		
36	664606	375615	Presença		
37	664739	375643	Ausência		
38	664953	375736	Ausência		
39	665184	375860	Ausência		
40	665325	375912	Buriti	Buriti	
41	665445	375936	Presença	Poucos indivíduos	
42	665673	375980	Presença	Buriti, igarapé	
43	665803	375979	Presença	Poucos indivíduos	
44	666126	376122	Ausência	Poucos indivíduos, zona de confusão	
45	666245	376193	Presença	Encosta pedregosa	
46	666357	376255	Presença	Igarapé	

APÊNDICE H - Pontos de presença e ausência de *P. gracilipes* coletados em campo na região do Trairão.

Pontos	Longitude	Latitude	Ocorrência
0	653318	400213	Presença
1	651270	400271	Presença
2	650968	400276	Presença
3	649100	400976	Ausência
4	644231	407952	Ausência
5	642391	411546	Ausência
6	635451	412777	Ausência
7	632145	408685	Ausência
8	630984	406891	Presença
9	625079	398319	Presença
10	627645	395765	Presença
11	628248	395129	Presença
12	628566	394788	Presença
13	628900	394445	Presença
14	629136	394176	Presença
15	629405	393891	Presença
16	630418	392811	Ausência
17	624482	398797	Ausência
18	628280	401264	Ausência
19	628862	407355	Presença
20	629427	400291	Presença
21	629936	399878	Presença
22	630742	399394	Presença
23	631359	399042	Presença
24	632257	398412	Presença
25	632591	398188	Ausência
26	633651	397579	Ausência
27	634719	397051	Ausência
28	634823	397011	Ausência
29	634990	396943	Presença
30	631125	400408	Ausência
31	631770	400890	Presença
32	632369	401283	Ausência

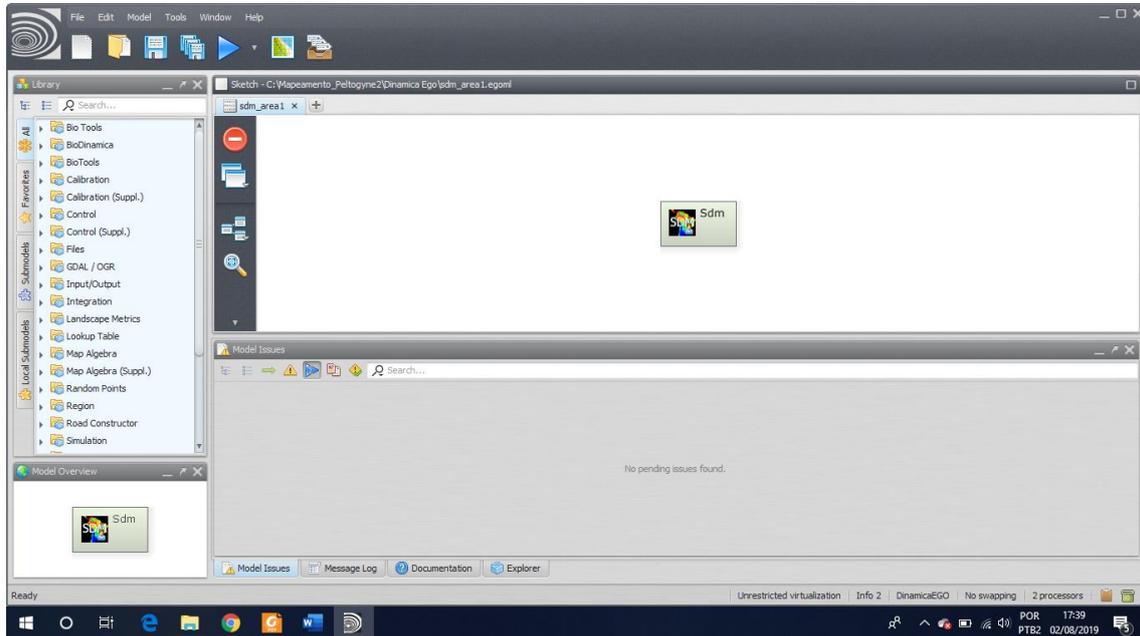
33	632847	401586	Ausência
34	634616	402270	Ausência
35	637831	403334	Ausência
36	638939	403352	Ausência
37	640517	404193	Ausência
38	641926	404233	Presença
39	642510	404113	Presença
40	643245	403565	Presença
41	643629	403320	Presença
42	643825	403772	Presença
43	644078	403949	Presença
44	645035	404462	Presença
45	629818	393437	Presença

APÊNDICE I - Pontos de presença e ausência de *P. gracilipes* coletados em campo na região do Paredão.

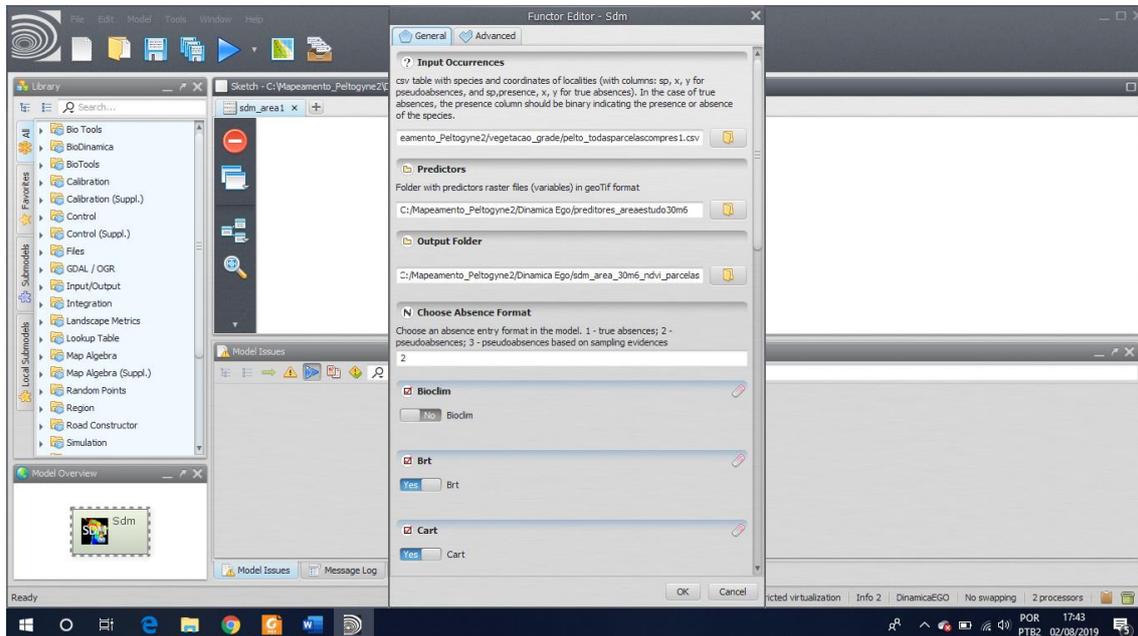
Pontos	Longitude	Latitude	Ocorrência
0	682030	327458	Presença
1	681725	327201	Presença
2	680263	325962	Ausência
3	679844	325613	Presença
4	679711	325500	Presença
5	678466	324450	Ausência
6	675568	322007	Presença
7	675385	321853	Presença
8	675335	321810	Presença
9	675102	321613	Presença
10	674905	321449	Presença
11	669698	312701	Ausência
12	671804	316188	Presença
13	672260	317129	Presença
14	679561	319632	Ausência
15	676226	337357	Ausência
16	674678	336760	Presença
17	671267	335460	Presença
18	670970	335342	Presença
19	669310	335012	Presença
20	668819	334641	Presença
21	668346	334523	Presença
22	668195	334487	Presença
23	666461	334030	Presença
24	664946	333641	Presença
25	664201	333466	Presença
26	663864	333662	Presença
27	661479	333183	Presença
28	658378	332058	Presença
29	657729	331601	Presença
30	655883	327063	Presença
31	656024	328804	Presença
32	659058	332955	Presença

33	658771	333143	Presença
34	658046	333598	Presença
35	657638	333983	Presença
36	657164	334593	Presença
37	654976	335349	Presença
38	655923	336279	Presença
39	656111	336965	Presença
40	656284	337607	Presença
41	656258	338231	Presença

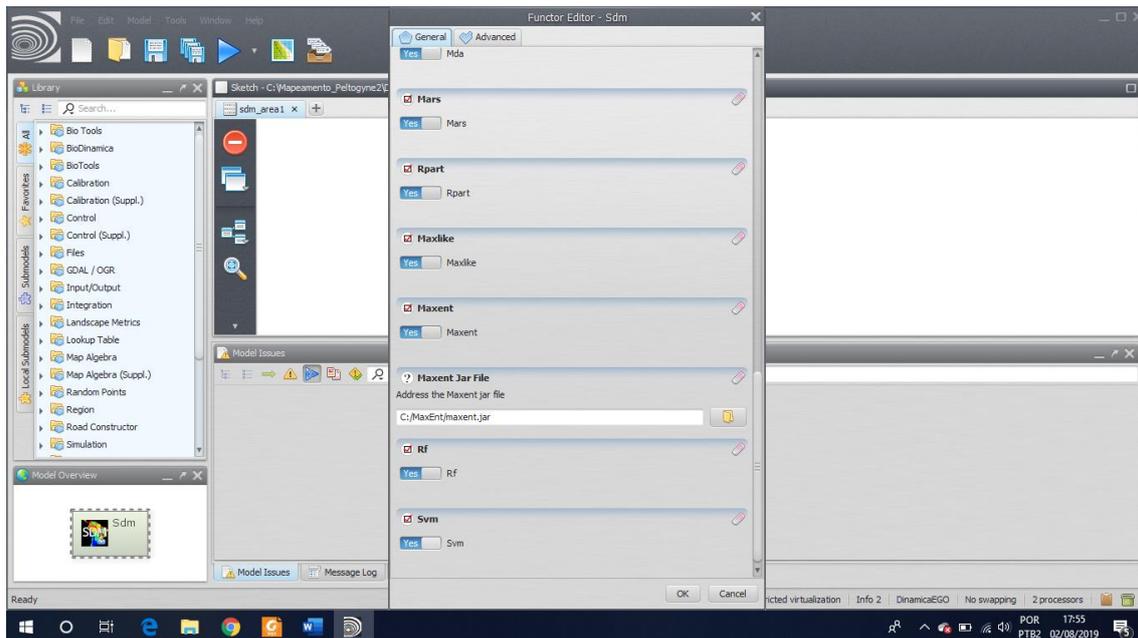
APÊNDICE J - Função SDM (Species Distribution Model) disponível no pacote BioDinamica do software Dinamica-EGO 4.0.11, utilizada para modelagem de distribuição de espécies pelo método MaxEnt.



APÊNDICE L – Aba principal da Função SDM, onde foi inserida a tabela com os pontos de ocorrência da espécie *P. gracilipes* e a pasta contendo os preditores, para realização da modelagem pelo método MaxEnt.



APÊNDICE M – Aba principal da Função SDM, demonstrando o plugin de acesso ao software MaxEnt.



ANEXO

ANEXO A - Pontos de presença e ausência de *P. gracilipes* coletados nas 129 parcelas permanentes no setor leste da Ilha de Maracá.

Parcelas	Longitude	Latitude	Ocorrência
L1-0800-0850	672285	376539	Ausência
L1-1000-1050	672084	376539	Ausência
L1-1200-1250	671884	376539	Ausência
L1-1400-1450	671685	376538	Ausência
L1-2000-2050	671084	376539	Presença
L1-2200-2250	670884	376537	Presença
L1-2400-2450	670683	376538	Presença
L1-2600-2650	670485	376539	Ausência
L1-3000-3050	670084	376539	Presença
L1-3200-3250	669885	376539	Presença
L1-3450-3500	669634	376538	Presença
L1-3650-3700	669434	376537	Presença
L1-3850-3900	669234	376539	Presença
L1-4050-4100	669034	376539	Presença
L1-4250-4300	668835	376539	Presença
L1-4450-4500	668634	376540	Presença
L1-4650-4700	668434	376539	Presença
L1-4850-4900	668234	376539	Presença
L2-0900-0950	672185	375539	Presença
L2-1100-1150	671984	375539	Ausência
L2-1300-1350	671785	375539	Ausência
L2-1500-1550	671584	375540	Presença
L2-1700-1750	671385	375539	Presença
L2-1900-1950	671184	375538	Presença
L2-2150-2200	670934	375539	Presença
L2-2350-2400	670734	375540	Presença
L2-2600-2650	670484	375540	Presença
L2-2800-2850	670284	375539	Presença
L2-3050-3100	670035	375540	Ausência
L2-3400-3450	669684	375539	Presença
L2-3600-3650	669484	375540	Presença
L2-3800-3850	669284	375539	Presença
L2-4000-4050	669085	375539	Presença

L2-4200-4250	668884	375539	Presença
L2-4400-4450	668684	375538	Ausência
L2-4600-4650	668484	375539	Presença
L2-4800-4850	668285	375539	Ausência
L3-0900-0950	672184	374539	Presença
L3-1100-1150	671985	374538	Ausência
L3-1300-1350	671784	374538	Ausência
L3-1500-1550	671585	374538	Ausência
L3-1700-1750	671385	374539	Presença
L3-1900-1950	671184	374539	Ausência
L3-2150-2200	670934	374539	Ausência
L3-2350-2400	670735	374539	Ausência
L3-2550-2600	670535	374539	Presença
L3-2750-2800	670335	374540	Ausência
L3-2950-3000	670134	374539	Ausência
L3-3150-3200	669935	374539	Ausência
L3-3350-3400	669735	374539	Ausência
L3-3550-3600	669535	374539	Presença
L3-4000-4050	669085	374539	Ausência
L3-4200-4250	668884	374541	Presença
L3-4400-4450	668684	374539	Presença
L3-4600-4650	668484	374539	Ausência
L3-4800-4850	668284	374540	Ausência
L4-0050-0100	673035	373539	Ausência
L4-0250-0300	672835	373539	Ausência
L4-0450-0500	672634	373540	Ausência
L4-0650-0700	672435	373540	Ausência
L4-0850-0900	672234	373539	Ausência
L4-1050-1100	672035	373539	Ausência
L4-1250-1300	671834	373540	Ausência
L4-1450-1500	671634	373539	Ausência
L4-1850-1900	671234	373538	Ausência
L4-2050-2100	671034	373540	Ausência
L4-2250-2300	670834	373538	Presença
L4-2450-2500	670634	373539	Presença
L4-2650-2700	670434	373539	Presença

L4-2850-2900	670234	373539	Ausência
L4-3050-3100	670035	373539	Ausência
L4-3300-3350	669784	373540	Ausência
L4-3500-3550	669585	373539	Presença
L4-3800-3850	669285	373540	Presença
L4-4000-4050	669084	373541	Presença
L4-4200-4250	668884	373539	Ausência
L4-4400-4450	668686	373539	Ausência
L4-4600-4650	668485	373539	Ausência
L4-4850-4900	668235	373539	Presença
L5-0050-0100	673034	372539	Ausência
L5-0200-0250	672885	372540	Ausência
L5-0350-0400	672734	372538	Ausência
L5-0500-0550	672585	372540	Ausência
L5-0650-0700	672435	372539	Ausência
L5-0950-1000	672134	372539	Ausência
L5-1150-1200	671934	372539	Presença
L5-1300-1350	671784	372540	Ausência
L5-1450-1500	671635	372540	Ausência
L5-1600-1650	671484	372540	Ausência
L5-1750-1800	671335	372540	Ausência
L5-1900-1950	671185	372539	Ausência
L5-2050-2100	671034	372539	Ausência
L5-2200-2250	670884	372540	Ausência
L5-2350-2400	670735	372540	Presença
L5-2600-2650	670484	372540	Ausência
L5-2750-2800	670334	372539	Ausência
L5-2900-2950	670185	372539	Ausência
L5-3050-3100	670034	372539	Ausência
L5-3350-3400	669735	372540	Presença
L5-3500-3550	669584	372539	Presença
L5-3650-3700	669435	372539	Presença
L5-3800-3850	669285	372539	Presença
L5-3950-4000	669134	372539	Presença
L5-4200-4250	668885	372539	Ausência
L5-4400-4450	668685	372539	Presença

L5-4600-4650	668485	372539	Presença
L5-4800-4850	668285	372539	Presença
L5-4950-5000	668137	372538	Ausência
L6-0100-0150	672984	371541	Ausência
L6-0300-0350	672784	371541	Ausência
L6-0500-0550	672584	371540	Ausência
L6-0700-0750	672384	371539	Ausência
L6-0900-0950	672184	371540	Ausência
L6-1100-1150	671984	371541	Ausência
L6-1300-1350	671784	371539	Ausência
L6-1500-1550	671585	371541	Ausência
L6-1700-1750	671384	371541	Ausência
L6-1900-1950	671184	371539	Ausência
L6-2150-2200	670934	371541	Presença
L6-2350-2400	670734	371541	Ausência
L6-2550-2600	670534	371539	Presença
L6-2750-2800	670334	371541	Presença
L6-2950-3000	670134	371539	Ausência
L6-3300-3350	669785	371539	Presença
L6-3500-3550	669585	371539	Ausência
L6-3700-3750	669384	371540	Presença
L6-4150-4200	668935	371540	Presença
L6-4350-4400	668734	371540	Presença
L6-4700-4750	668384	371539	Presença

Fonte: VILLACORTA (2017).