



MIRYA GRAZIELLE TORRES PORTELA

**ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO E DA BIOMASSA
VEGETAL NO DELTA DO PARNAÍBA-PI**

TERESINA-PI

2019

MÍRYA GRAZIELLE TÔRRES PORTELA

**ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO E DA BIOMASSA VEGETAL NO DELTA DO
PARNAÍBA-PI**

Tese apresentada à Universidade Federal do
Piauí, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em Agronomia
- Agricultura Tropical, para a obtenção do
título de Doutora em Ciências

Orientador: Dr. Gustavo Souza Valladares

Co-Orientadora: Dra. Giovana Mira de Espíndola

TERESINA-PI

2019

MIRYA GRAZIELLE TORRES PORTELA

ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO E DA BIOMASSA VEGETAL NO
DELTA DO PARNAÍBA-PI

Tese apresentada à Universidade Federal do Piauí, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Agricultura Tropical, para obtenção do título de Doutor em Ciências.

APROVADA em 18 de junho de 2019.

Comissão Julgadora:

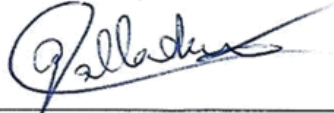

Prof. Dr. Francisco Carlos Gândara – CCA/UFPI


Prof. Dr. Francisco Edinaldo Pinto Mousinho – CTT/UFPI


Prof. Dr. Marcos Gervasio Pereira - UFRRJ


Prof. Dra. Bruna Freitas Iwata – IFPI


Prof. Dra. Giovana de Mira Espíndola – CT/UFPI
(Coorientadora)


Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares – CCHL/UFPI
(Orientador)

TERESINA-PI

2019

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Agrárias
Serviço de Processamento Técnico

P843e Portela, Mírya Grazielle Tôrres
Estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do
Parnaíba - PI. / Mírya Graziella Tôrres - 2019.
124 f. : il.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Piauí, Programa
de Pós-Graduação em Agronomia, Teresina, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

1. Solo – Levantamento exploratório - Piauí 2. Sensoriamento re-
moto - Litoral 3. Sequestro de carbono 4. Solo - Mapeamento digi-
tal 5. Blue carbon I. Título

CDD 631.4798122

*Aos meus pais Fátima e George (in memoriam) e
minha avó Luciana (in memoriam) pelos
ensinamentos, pelas abdições em prol da minha
educação e por todo o apoio na minha jornada
acadêmica*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado forças para enfrentar momentos muito difíceis durante essa caminhada.

À Universidade Federal do Piauí pela oportunidade de conquistar esta vitória. Em especial, ao programa de Pós-Graduação em Agronomia-Agricultura Tropical, pela oportunidade de participar do corpo discente e de poder dar minha contribuição científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo investimento no projeto do qual este trabalho faz parte.

Aos meus orientadores Dr. Gustavo Valladares e Dra. Giovana Espídola pela amizade, companheirismo, ensinamentos e profissionalismo, que foram de grande valia para a realização deste trabalho.

Ao campus da Ufpi de Parnaíba, em especial ao Dr. Anderson Guzzi e ao senhor Raimundo Silva pela colaboração nas coletas de campo.

Ao professor Dr. Marcos Gervásio (UFRRJ) pela colaboração nas análises de solos. Ao Laboratório de solos (LASO-UFPI), em especial à Ma. Sandra Rocha pela colaboração nas análises e pela amizade e companheirismo.

Aos amigos do Laboratório de Geomática, em especial, João Victor Amorim, Jéssica Frota e Andrea Maciel pela amizade e ajuda, que foram fundamentais nesse processo. Agradeço ainda às amigas Janaira Leal, Amanda Dias, Wellyne Barbosa e Diana Melo pela amizade e ajuda.

Aos meus pais Fátima Portela e George Portela (*in memoriam*) que não me permitiram desistir e sempre me incentivaram a correr em busca de realizar meus objetivos. Ao meu Irmão Gerniel Portela pela ajuda nas pesagens da serapilheira.

Ao meu noivo, Ranyellson Barbosa, pela ajuda e por sempre estar ao meu lado nos piores momentos da minha vida, me apoiando, me dando amor e me incentivando a crescer.

Aos meus amigos do Programa pós-graduandos Jayara Silva, Rodrigo Brito, Claudyanne Costa, Adriana Conceição e João Pedro Aquino pela amizade e incentivo ao longo dessa caminhada.

Aos que, de alguma forma, estiveram comigo nessa jornada.

Minha eterna gratidão!!!

“Olhe profundamente a natureza
e então você vai entender tudo
melhor. ”

Albert Einstein

RESUMO GERAL

PORTELA, Mirya Grazielle Tôrres. **Estoques de carbono do solo e da biomassa vegetal no delta do Parnaíba-PI**. 2019. 108f. Tese (Doutorado em Agronomia, Agricultura Tropical). Universidade Federal do Piauí, Teresina, PI, 2019.

O conhecimento do solo e da vegetação é essencial para estudos relacionados à dinâmica dos ecossistemas e para atividades de planejamento em áreas protegidas. A região do Delta do Parnaíba, no Piauí, possui diversos estudos relacionados à fauna e flora, porém apresenta carência de informações sobre os solos e principalmente sobre a estocagem de carbono na biomassa vegetal, devido às dificuldades na execução das etapas de campo. Diante disso, modelos de previsão são essenciais, pois permitem amostrar áreas de difícil acesso nas etapas de campo. Logo, os objetivos deste trabalho foram: realizar um levantamento fitossociológico da vegetação do Delta do Parnaíba; quantificar e estimar a distribuição espacial da biomassa vegetal e quantificar o estoque de carbono da vegetação e; realizar a determinação do carbono orgânico e estoques de carbono do solo e estimá-los por três métodos de previsão. No capítulo I foram levantadas as espécies presentes, calculados o Índice de diversidade de Shannon (H') e Índice de equabilidade de Pielou (J) e levantados a área basal, densidade, dominância, frequência, valor cultural e valor de importância delas. Observou-se 381 indivíduos, dos quais as espécies frequentes foram *Copernicia prunifera* e *Rizophora mangle*. A maioria dos indivíduos amostrados pertence a classe diamétrica de 5,6 a 38,9 cm e altura de 1,75 a 5,3 m. Reportou-se $H' = 2,47$ e $J = 0,78$, indicando baixa diversidade e intermediária distribuição de indivíduos na área. No capítulo 2, foram coletados dados do diâmetro e altura dos indivíduos vegetais em 26 pontos, que foram utilizados em equações alométricas para calcular a biomassa vegetal e convertê-la em estoque de carbono. A distribuição espacial de biomassa foi estimada por sensoriamento remoto, onde extraiu-se e selecionou-se as variáveis espectrais de imagens do sensor OLI / Landsat 8, em três datas distintas e os modelos de predição determinados por regressão. Observou-se que a vegetação perenifólia de mangues obteve biomassa vegetal e estoque de carbono superiores às outras vegetações. Os modelos de previsão que forneceram as melhores estimativas de biomassa acima do solo foram os das datas de 12 de novembro de 2016 ($EAM = 6,84$; $RMSE = 47,89 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$; $R^2 = 0,74$) e 28 de novembro de 2016 ($EAM = 9,63$; $RMSE = 34,67 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$; $R^2 = 0,60$). No capítulo 3 foram coletadas amostras de solos e determinou-se as concentrações de carbono em sete profundidades e calculados os estoques de carbono de 0-30 e 0-100 cm. Avaliou-se a interação da vegetação com as variáveis do solo pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Em seguida foi realizado a predição da concentração de carbono de 0-10 cm (SOC) e estoques de carbono de 0-30 cm (CS30) e de 0-100 cm (CS100), utilizando-se de três métodos de previsão: regressão linear múltipla (MLR), krigagem ordinária (OK) e krigagem da regressão (RK). Os resultados mostraram que os solos sob a vegetação perenifólia de mangues obtiveram concentrações de carbono e estoques de carbono superiores, independente da profundidade. Na previsão do SOC, CS30 e CS100, o RK obteve o menor RMSE ($5,54 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, $11,70 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e $38,35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente) e maior R^2 (0,97, 0,89, 0,95 respectivamente) sendo considerado um bom método de previsão para estas variáveis do solo.

Palavras-chave: Litoral, sensoriamento remoto, sequestro de carbono, mapeamento digital do solo, blue carbon.

ABSTRACT

PORTELA, Mirya Grazielle Tôrres. **Carbon stocks in soil and Vegetation in Parnaíba's Delta – PI**. 2019. 66f. Thesis (Doctor in Agronomy, Tropical Agriculture). Federal University of Piauí, Teresina, PI, 2019.

Knowledge of soil and vegetation is essential for studies related to the dynamics of ecosystems and for planning activities in environmental protection areas. The region of the Parnaíba's Delta, in Piauí, has several studies related to the fauna and flora, but lack of information about the soils and mainly about the carbon storage in the plant biomass, due to the difficulties in the execution of the field stages. Given this, forecasting models are essential, since they allow sampling areas of difficult access in the field stages. Therefore, the objectives of this work were: to carry out a phytosociological survey of the vegetation of the Parnaíba's Delta-PI; quantify and estimate the spatial distribution of plant biomass and quantify the carbon stock of five types of vegetation; to perform the determination of soil organic carbon and soil carbon stocks under different vegetations and to estimate them by three prediction methods. In Chapter 1 the present species were measure, calculating the Shannon diversity index (H') and Pielou equability index (J) and surveying the basal area, density, dominance, frequency, cultural value and importance value. There were 381 individuals, of which the common species were *Copernicia prunifera* and *Rizophora mangle*. Most of the individuals sampled belong to the diameter class of 5.6 to 38.9 cm and height of 1.75 to 5.3 m. It was report $H' = 2.47$ and $J = 0.78$, indicating low diversity and intermediate distribution of individuals in the area, which added the other characteristics indicate a forest in a state of recovery. In Chapter 2, data on plant diameter and height were collect at 26 points, which were use in allometric equations to calculate plant biomass and convert it into carbon stock. The spatial distribution of biomass was estimate by remote sensing, in which the spectral variables of OLI / Landsat 8 sensor images were extract and selected at three different dates and the prediction models determined by regression. It was observe that the evergreen vegetation of mangroves obtained vegetal biomass and carbon stock higher than other vegetations. The prediction models that provided the best AGB estimates were the dates of November 12, 2016 (EAM = 6.84; RMSE = 47.89 Mg.ha⁻¹; R²=0.74) and November 28, 2016 (EAM = 9, 63; RMSE = 34.67 Mg.ha⁻¹; R²= 0.60). In Chapter 3 soil samples were collect and the carbon concentrations were determine at seven depths and the carbon stocks of 0-30 and 0-100 cm were calculated. The interaction of the vegetation with the soil variables was evaluate by the Tukey test at 5% probability. Then the carbon concentration of 0-10 cm (SOC) and carbon stocks of 0-30 cm (CS30) and 0-100 cm (CS100) were predicted using three prediction methods: regression linear (MLR), ordinary kriging (OK) and regression kriging (RK). The results showed that the soils under mangrove perennial vegetation obtained higher concentrations of carbon and carbon stocks, regardless of depth. In the prediction of the SCO, CS30 and CS100, the RK obtained the lowest RMSE (5.54 g.kg⁻¹, 11.70 Mg.ha⁻¹ and 38.35 Mg.ha⁻¹, respectively) and greater R² (0.97, 0.89, 0.95, respectively) being considered a good prediction method for these soil variables.

Key words: Coastal, remote sensing, carbon sequestration, digital soil mapping, blue carbon.

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	12
2.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1 Ecossistemas costeiros e o ciclo global do carbono.....	15
2.2 Biomassa florestal e estocagem de carbono	17
2.3 Estimativas de biomassa vegetal.....	19
2.4 Uso do sensoriamento remoto na estimativa de biomassa vegetal	20
2.5 Estoques de carbono em solos de regiões costeiras.....	23
2.7 Métodos de previsão de concentrações e estoques de carbono no solo.....	25
3.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
CAPÍTULO 1:COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO DELTA DO PARNAÍBA, PIAUÍ.....	38
RESUMO.....	38
ABSTRACT	39
LISTA DE QUADROS E TABELAS.....	40
LISTA DE FIGURAS	41
1.0 INTRODUÇÃO	42
2.0 MATERIAL E MÉTODOS	43
2.1 Caracterização da área de estudo	43
2.2 Determinação dos pontos de amostragem.....	45
2.3 Análise da estrutura da vegetação.....	46
2.4 Análise da diversidade vegetal.....	48
3.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.0 CONCLUSÕES	56
5.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
CAPÍTULO 2: BIOMASSA E ESTOQUES DE CARBONO DA VEGETAÇÃO DO DELTA DO PARNAÍBA-PI	61
RESUMO	61
ABSTRACT	62
LISTA DE QUADROS E TABELAS.....	63
LISTA DE FIGURAS	64
1.0 INTRODUÇÃO	65
2.0 MATERIAL E MÉTODOS.....	66
2.1 Caracterização da área de estudo	66
2.2 Determinação dos pontos de amostragem.....	70
2.3 Quantificação da biomassa vegetal.....	70

2.4 Distribuição espacial da biomassa vegetal por sensoriamento remoto	73
3.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	76
4.0 CONCLUSÕES	90
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90
CAPÍTULO 3: ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO SOB DIFERENTES VEGETAÇÕES NO DELTA DO PARNAÍBA-PI	97
RESUMO	97
ABSTRACT	98
LISTA DE QUADROS E TABELAS.....	99
LISTA DE FIGURAS	100
1.0 INTRODUÇÃO	101
2.0 MATERIAL E MÉTODOS	102
2.1 Caracterização da área de estudo	102
2.2 Amostragem dos solos.....	104
2.4 Determinação dos estoques totais de carbono no solo.....	106
2.5 Dados de covariáveis de sensoriamento remoto.....	107
2.6 Métodos de previsão avaliados	109
3.0 RESULTADOS.....	110
4.0 DISCUSSÃO.....	116
5.0 CONCLUSÕES	121
6.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	121

1.0 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros como os habitats de mangue, marismas e ervas marinhas, são considerados como importantes sumidouros naturais de carbono, através do sequestro e armazenamento de carbono na sua biomassa e sedimentos, coletivamente conhecidos como ecossistemas de "carbono azul" ou "blue carbon" (CUSACK et al., 2018).

Embora cubram uma pequena porção da superfície terrestre (1,7 milhão de km² dos 510 milhões de km² da superfície da Terra), há estimativas de que os ecossistemas costeiros vegetados (manguezais, marismas e prados de fanerógamas marinhas) armazenam cerca de 50% de todo o carbono orgânico terrestre que é estocado na vegetação (LAL, 2004; HOPKINSON; CAI; HU, 2012)

Nesse contexto, ressalta-se o alto fluxo de nutrientes, oriundos da decomposição e da conversão do CO₂ retirado da atmosfera e incrementado na biomassa, caracterizando essa vegetação como potencial sequestrador de carbono (ALONGI, 2011; CERÓN-BRETÓN et al., 2011; DONATO et al., 2011). Diante disso, os estudos de biomassa florestal são importantes devido a sua relação com o CO₂ atmosférico e deste com as mudanças climáticas. Processos bioquímicos como a fotossíntese, são as principais vias de remoção do CO₂ atmosférico, sendo influentes sequestradores de carbono (HAGER; SCHWEDENMANN, 2016).

A dinâmica do carbono em solos tem sido alvo de estudos recentes que ganharam grande visibilidade, devido ao relevante papel que possuem para a melhor compreensão dos processos que envolvem o sequestro de carbono e emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera. Isso decorre do fato de que os solos se caracterizaram como o segundo maior reservatório de C do planeta, armazenando aproximadamente 2.334 Gt de C nos três primeiros metros de profundidade, perdendo apenas para os oceanos (38.400 Gt de C), enquanto a biota terrestre responde por apenas 560 Gt de C (STOCKMANN et al., 2013).

Diante disso, Mondal et al. (2017) enfatizam que o solo é considerado o maior estocador de armazenamento de carbono orgânico do mundo, ocupando aproximadamente 75% do pool de carbono total dos ecossistemas terrestres. Nos ecossistemas costeiros, em especial, os insumos de carbono orgânicos são fortalecidos pelos depósitos de materiais dos rios ou mares, além de materiais

vegetais em decomposição, crescimento de raízes e produção autóctone por algas, e fitoplânctons (MARCHAND, 2017).

Apesar desses ecossistemas serem dotados de importância para a estocagem de carbono, estudos relacionados com a quantificação de carbono no solo e na biomassa vegetal desses ambientes ainda são incipientes, principalmente no litoral do nordeste brasileiro.

A avaliação de biomassa vegetal e estoques de carbono vegetal em ambientes naturais, por exemplo, exigem informações, relacionadas com as características estruturais da floresta, requerendo estudos fitossociológicos. Em florestas fechadas e com vegetação densa, essa quantificação torna-se onerosa, tornando-se um desafio para quem trabalha com esta temática.

Nos estudos de solos, as principais dificuldades estão no fato das medições de carbono consistirem em etapas demoradas e dispendiosas. Desse modo, geralmente, o número de amostras de solo é reduzido e incapaz de refletir a variabilidade real ocorrida em um local de estudo.

Diante disso, algumas estratégias foram desenvolvidas ao longo dos anos para que esses entraves sejam solucionados. Para a quantificação de carbono na biomassa vegetal, as equações alométricas são ferramentas amplamente utilizadas, de modo a adquirir dados de forma rápida e precisa, sem a necessidade da retirada da vegetação do local para quantificação de biomassa em laboratório.

Na quantificação do estoque de carbono do solo várias técnicas, desde modelos lineares simples (YANG et al., 2016) até técnicas complexas (SOMARATHNA; MALONE; MINASNY, 2016), têm sido empregadas. O uso da geoestatística tem sido de grande valia nesses estudos.

O uso do sensoriamento remoto também tem conquistado destaque nos estudos de estimativas de biomassa vegetal e mapeamentos de carbono no solo, aliada a técnicas de geoprocessamento (DUNCAN et al., 2018; FATOYINBO et al., 2018; BONFATTI et al., 2016). Essa ferramenta oferece uma maneira eficaz de mapear parâmetros da vegetação e do solo de maneira contínua, em escalas maiores no tempo, em abordagens de mapeamento *in situ* que são tipicamente precisas, mas limitadas a poucos pontos de coleta e poucas repetições (HOMOLOVÁ et al., 2018), tornando-se fundamental na previsão e espacialização do carbono da vegetação e do solo.

Este trabalho consiste em uma pesquisa, realizada em parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Delta do Parnaíba, e em parte da Reserva Extrativista Marinha (RESEX) do Delta do Parnaíba, ambas no estado do Piauí, Brasil. A área em estudo é considerada, segundo BRASIL (2000), unidade de conservação de uso sustentável, na qual é possível o desenvolvimento de atividades econômicas, desde que sejam realizadas de forma sustentável.

Nesse sentido, para a conservação desse ambiente natural e sustentabilidade na exploração dos recursos naturais, são necessários estudos para investigar os solos, suas limitações e potencialidades, os estoques de carbono no solo e na vegetação, pois acredita-se que essas áreas, assim como outros ambientes costeiros em regiões tropicais do mundo, também sejam grandes estocadores de carbono vegetal e no solo.

Este trabalho tem como objetivo quantificar o estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba-PI. Esta pesquisa foi dividida em três capítulos: o capítulo 1 trata de um levantamento da composição florística e estrutura da vegetação do Delta do Parnaíba, , que serviu de base para o início dos estudos sobre a estocagem do carbono na biomassa vegetal e no solo; o capítulo 2 trata da quantificação e estimativas da distribuição espacial da biomassa vegetal e quantificação do estoque de carbono da vegetação da APA e; o capítulo 3 trata da determinação do teor de carbono orgânico e estoques de carbono do solo sob diferentes vegetações na APA, bem como da espacialização dessas informações.

Esta pesquisa serve de embasamento teórico para outros estudos científicos que possam surgir na região e que estas informações oriundas são de grande valia na gestão ambiental e na elaboração de políticas públicas nessa região .

2.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ecossistemas costeiros e o ciclo global do carbono

A Zona Costeira e Marinha do Brasil estende-se da foz do rio Oiapoque (04°52'45"N) à foz do rio Chuí (33°45'10"S) e dos limites dos municípios da faixa costeira, a oeste, até as 200 milhas náuticas, incluindo as áreas em torno do Atol das Rocas, dos arquipélagos de Fernando de Noronha e de São Pedro e São Paulo e das ilhas de Trindade e Martin Vaz, situadas além do citado limite marítimo (MMA, 2010). A faixa terrestre, de largura variável é de aproximadamente 10.800 quilômetros ao longo da costa atlântica, que passa por 395 municípios pertencente a 17 estados da federação (MMA, 2008).

Essa extensão coloca o Brasil entre os países com maiores áreas litorâneas do mundo, e essa abrangência latitudinal, com ampla variedade geomorfológica e climática, é um dos principais fatores que explicam a diversidade de espécies e de ecossistemas existentes ao longo do litoral brasileiro. No entanto, as informações sobre sua diversidade são insuficientes para garantir a sua conservação, considerando os efeitos da histórica exploração mal planejada dos recursos naturais, que tem submetido os ecossistemas costeiros do país a vários tipos de impactos de origem antrópica que acarretam alto risco de perda de biodiversidade, juntamente com os efeitos das mudanças climáticas globais (SCHERER, 2013; AMARAL, et al. 2016).

Dentre os impactos adversos, o aumento dos níveis de CO₂ atmosférico, favorece a degradação dos recifes e corais, responsáveis por barrar a ação direta das ondas nos ecossistemas costeiros. Em referência às mudanças climáticas, sugere-se que as florestas costeiras estarão entre os ecossistemas mais ameaçados pelo aumento do nível dos mares e força das tempestades (DOYLE, 1998).

Tratando-se do ciclo de carbono, o mesmo é um processo biogeoquímico (massa e energia transferidas, transformadas ou estocadas) fundamental no funcionamento da biosfera terrestre (BROWN et al., 2013).

Segundo Ramirez (2015), existe uma grande variedade de compostos de carbono envolvidos no seu ciclo global, porém, o CO₂ torna-se o mais importante por ser um elemento crucial para a vida no Planeta, principalmente por ser o segundo gás de efeito estufa mais abundante na atmosfera e ser fundamental para o funcionamento dos organismos fotossintéticos.

O autor supracitado enfatiza que os reservatórios de dióxido de carbono na atmosfera, litosfera e oceanos são grandes e os fluxos entre eles são bidirecionais,

sendo que as trocas naturais de CO₂ entre os sistemas ecológicos da terra e a atmosfera ocorrem através dos processos da fotossíntese, respiração, decomposição e combustão. Nesse contexto, afirma ainda que, parte do CO₂ que é fixado pela fotossíntese é reemitido pela respiração e, o total restante é armazenado na forma de biomassa nos vegetais.

Além dos processos naturais, existem mecanismos que exercem influência direta do homem no ciclo de carbono. Tais processos estão ligados com o florestamento/desflorestamento, a queima de combustíveis fósseis e a mudança no uso e cobertura da terra (MALHI et al., 2013).

Além da vegetação, os solos desses ambientes também contribuem para o ciclo global de carbono. Terras úmidas costeiras desempenham um papel importante, porém complexo, no ciclo global do carbono, contribuindo para o serviço ecossistêmico de regulação dos gases com efeito de estufa através do sequestro de carbono. Mesmo em pequenas faixas, o potencial para armazenamento de carbono, especialmente em solos, excede frequentemente o de outros ecossistemas terrestres (HANSEN E NESTLERODE, 2014).

Diante disso, certos ecossistemas costeiros como os habitats de mangue, marismas, prados e fanerógamas, foram identificados como importantes estocadores naturais de carbono, através do sequestro e armazenamento de carbono na sua biomassa e sedimentos, coletivamente conhecidos como ecossistemas de "carbono azul" ou "*blue carbon*" (CUSACK et al., 2018).

Segundo Donato et al. (2011), nesses ecossistemas, principalmente quando relacionados com as florestas de mangues, o carbono é armazenado principalmente nos sedimentos, biomassa vegetal aérea e biomassa abaixo do solo em ordem decrescente. No entanto, estudos recentes sugerem a importância do estoque de carbono na biomassa abaixo do solo dos manguezais (ABOHASSAN et al., 2012; SANTOS et al., 2017), tendo em vista que estes também possuem considerável estoque de carbono.

Os estudos sobre o sequestro de carbono em habitats de carbono azul até o momento têm sido desproporcionalmente focados em locais em climas temperados ou tropicais (DONATO et al., 2011; FOURQUIREAN et al., 2012; ADAME et al., 2013; BROWN et al., 2016; SERRANO et al., 2016; MACREADIE et al., 2017) com alguns estudos em regiões áridas do planeta (ALMAHASHEER et al., 2017; SCHILE et al., 2017; CUSACK et al., 2018), devido à complexidade desses ambientes.

Donato et al. (2011), quantificaram o armazenamento de carbono em todo o ecossistema de manguezais do Pacífico, por meio da biomassa vegetal viva e morta e pelo carbono do solo, e indicaram essas florestas como as mais ricas em carbono no mundo, sendo capazes de estocar em média 1023 Mg.ha⁻¹ e responsáveis por armazenar de 49 a 98% de todo o carbono desse ecossistema, no solo.

Destacando-se a importância desses ecossistemas, Cusack et al. (2018) mediram a estocagem do carbono na costa do Golfo Pérsico, em áreas de ervas marinhas e manguezais. Tais autores observaram reduzida estocagem de carbono pelos manguezais em relação às ervas marinhas, devido principalmente à cobertura espacial bastante limitada, resultante das pressões antropogênicas que reduziram as áreas de mangues em 90% no último século. Ressaltaram ainda que, se os manguezais não tivessem sido suprimidos ao longo dos anos, seriam os maiores estocadores de carbono, apontando a relevância de se conservar esses ambientes.

2.2 Biomassa florestal e estocagem de carbono

Os estudos relacionados à biomassa vegetal são realizados com objetivos variados, dentre eles o interesse na produção de madeira, quantificação da ciclagem de nutrientes, estudos da estrutura vertical e horizontal da vegetação e quantificação para fins de energéticos com base no potencial das espécies em estocar carbono. Nesse sentido, tais estudos auxiliam na disponibilidade de informações que propiciam estratégias mitigadoras para eventuais impactos adversos relacionados com as emissões de CO₂ para a atmosfera (SILVEIRA et al., 2007)

O termo "biomassa" refere-se à matéria de organismos vivos, incluindo plantas, animais e microrganismos (ou de um ponto de vista bioquímico: celulose, lignina, açúcares, gorduras, proteínas) (PEREIRA, 2017).

Do ponto de vista florestal, o termo biomassa é aplicado para o conteúdo de matéria orgânica, viva ou morta, tanto acima (AGB, do inglês *above-ground biomass*) quanto abaixo do solo (BGB, do inglês *below-ground biomass*), que inclui tronco, galhos, cascas, sementes, folhagens e raízes (biomassa viva) e serapilheira, galhos e troncos caídos (biomassa morta) (HIGA et al., 2014). Tratando-se de floresta de mangues, incluem-se ainda as raízes aéreas como AGB (DONATO et al., 2011).

Atualmente, os estudos de biomassa florestal são de ampla importância devido a sua relação com o CO₂ atmosférico e deste com as mudanças climáticas. Por meio dos processos de fotossíntese, as florestas são as principais vias de remoção do CO₂

atmosférico, sendo importantes sequestradores de carbono, atenuando o efeito estufa e retardando as mudanças climáticas (HAGER; SCHWEDENMANN, 2016).

A incorporação do carbono está atrelada ao crescimento das árvores, reflorestamento, preservação das reservas florestais, que incrementam consideravelmente a biomassa florestal e a proteção dessas áreas promove a acumulação de carbono. Diniz et al. (2015), ao estimarem o estoque de carbono na biomassa vegetal de duas florestas secundárias semideciduais com diferentes estádios sucessionais (25 e 65 anos), observaram maior valor de estoque de carbono ($61,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) na floresta com maior tempo de sucessão, quando comparado ao estoque da floresta com 25 anos de sucessão ($20,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)

De modo contrário, a liberação do carbono para a atmosfera está associada ao processo de desmatamento, degradação da floresta, mudanças no uso da terra, especialmente para atividades antrópicas, dentre outros (QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012). Nesse sentido, Chauhan et al. (2017), trazem como exemplo que a conversão de florestas de mangues em cultivos agrícolas de arroz, aumentam as emissões de carbono, e de outros gases de efeito estufa, havendo a sugestão da importância da preservação dessas florestas. Sanquetta et al. (2018), avaliando a dinâmica em área, por meio da biomassa e carbono, nas florestas nativas do Brasil, no período 1990 a 2015, observaram que a biomassa total seca estocada nas florestas decresceu de 126 Gt para 115 Gt, com maior redução na Amazônia (79%), o mesmo ocorrendo com o estoque de carbono, que reduziu de 63 Gt para 58 Gt, expressando uma perda de 8,40%, apresentando maior intensidade no bioma Amazônia (80%).

Nos estudos de mensuração de estoques de carbono florestal, a estimativa da biomassa vegetal é um dos aspectos mais importantes, e deve ser obtida de forma a ser a mais próxima possível dos valores reais, porém com baixo custo de operação (BROWN, 1997).

Nestes estudos é importante ressaltar que a proporção do carbono nas florestas está relacionada ao estágio de crescimento das espécies e sua biomassa está intimamente atrelada com a longevidade das árvores, tendo em vista que árvores mais jovens, em fase de crescimento ou florestas secundárias possuem maior capacidade de estocar carbono que florestas primárias e mais antigas, por exemplo (AREVALO; ALEGRE; VILCAHUAMAN, 2002; DINIZ et al., 2015).

Estudos indicam que a concentração de carbono na biomassa de florestas tropicais varia 46% e 52% (GOETZ et al., 2009; SAATCHI et al., 2011; REIS, 2012).

No entanto, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), indica que 50% da biomassa vegetal é convertida em carbono (IPCC, 2007) e esse valor é utilizado atualmente em diversos estudos (NICOLETTI; SILVA; FLORIANI, 2015; RAJPUT; BHARDWAY; PALA, 2015; CHIEMELA et al., 2018).

2.3 Estimativas de biomassa vegetal

Realizar estimativas de biomassa em florestas tropicais demanda um grande conjunto de dados provenientes de estudos que mensuram a biomassa de forma direta. A quantificação da biomassa pode ser realizada por dois métodos: o direto (destrutivo) e o indireto (indestrutivo) (GOETZ e DUBAYAH, 2011).

O método direto consiste em selecionar e cortar as espécies vegetais e medir todo o material vegetal que foi produzido, para a obtenção de dados. A seleção pode ser realizada pelo tamanho médio das árvores ou dentro de uma determinada classe de tamanho, ou de todos os materiais de uma área. É um método geralmente realizado para vegetação herbácea e arbustiva, por ser mais difícil de ser utilizado em outra quantificação ou em áreas extensas (HIGA et al., 2014).

Embora seja um método de alto custo e trabalhoso (Lima Júnior et al., 2014), algumas pesquisas recentes têm sido realizadas utilizando esse tipo de quantificação mesmo em florestas ombrófilas mistas (WATZALAWICK et al., 2014), florestas de mangues (FONSECA; MOCHEL, 2016), florestas secas (RANDRIAMALALA et al., 2017) e caatinga arbórea (VIRGENS et al., 2017).

O método indireto é realizado por meio de modelos matemáticos para estimar a biomassa e o carbono de espécies vegetais utilizando variáveis dendrométricas como o DAP (Diâmetro à altura do Peito), altura de plantas, densidade de madeira, área basal, área de copa sem a necessidade de retirada de material através de corte e pesagem total dessas espécies (MOGNON, 2011; PEREIRA, 2017).

Por existirem diversas limitações no método direto, muitos pesquisadores acabam desenvolvendo essas relações matemáticas, conhecidas como equações alométricas, que podem ser associadas à biomassa das árvores acima e abaixo do solo e outras características mensuráveis nas espécies vegetais (WALKER et al., 2011).

Diante dessa situação, ao longo do tempo, desenvolveram-se equações específicas para espécies florestais em diversas regiões do mundo. Di Cosmo, Gasparini e Tabacchi (2016) descreveram um modelo para prever a biomassa total

em florestas na Itália. Djomo e Chimi (2017) estabeleceram equações alométricas específicas para florestas tropicais úmidas em Camarões. Frangi e Lugo (1985) para palmáceas. No Brasil, Lima Júnior et al. (2014) reportaram equações alométricas para vegetação da caatinga, dependendo do DAP.

Tratando-se de vegetações costeiras, Komiyama, Pongpan e Kato (2005), construíram equações gerais para mangues em escala global. Fromard et al. (1998), desenvolveram equações alométricas para espécies de mangues na Guiana Francesa. Seguindo na linha de manguezais, Prasanna et al. (2017) modelaram uma equação para estimar biomassa em florestas de mangues no Sudeste da Índia.

No Brasil, Soares e Schaeffer-Novelli (2005) determinaram o melhor modelo de regressão para duas espécies de mangues em Bertioga (SP) e Guaratiba (RJ). Santos et al. (2017b) buscaram a melhor equação para estimar a biomassa de mangues no litoral de Sergipe.

2.4 Uso do sensoriamento remoto na estimativa de biomassa vegetal

A utilização de dados obtidos de sensores remotos com fins de estimar a biomassa vegetal tornou-se uma opção vantajosa devido a facilidade da aplicação, redução do custo e tempo desperdiçado com inventários florestais (LE MAIRE et al., 2011). A aplicação das tecnologias oriundas do sensoriamento remoto indica efetividade na análise da cobertura vegetal, permitindo acompanhar as contínuas mudanças no crescimento, acúmulo de biomassa e carbono ocorrentes na dinâmica de um ecossistema florestal natural (HENTZ et al., 2014).

Metodologias baseadas em sensoriamento remoto podem estimar biomassa através do desenvolvimento de relações entre estimativas baseadas em biomassa de campo (forma direta) e resposta espectral, ou através de estimativas de algumas outras variáveis florestais e emprego de equações alométricas (forma indireta) (Lu et al. 2014). Em ambas as abordagens, o mapeamento do tipo de floresta e das espécies florestais é uma fonte muito importante de informação, pois permite a estratificação e a análise refinada, sendo de fundamental importância para florestas heterogêneas, em direções horizontais, verticais e temporais (GALIDAKI et al., 2017).

Metodologias que utilizam o sensoriamento remoto podem fornecer estimativas de biomassa florestal espacialmente explícitas, e de forma mais eficiente combinadas, dado o potencial de fornecer informação a uma ampla gama de escalas espaciais e

temporais e usar como arquivos históricos de dados (GALIDAKI et al., 2017; DEO et al., 2018).

As pesquisas utilizam dados de campo de modo a treinarem os métodos de previsão de biomassa, com uma gama de informações, métodos estatísticos e padrões de modelagem. Apesar de ser amplamente utilizado, é improvável que a biomassa medida em campo pode fornecer adequadamente o mapeamento sistemático, em escalas regionais ou maiores. No entanto, estimativas de biomassa baseadas em campo são absolutamente essenciais para metodologias de sensoriamento remoto, especialmente para calibrar modelos e verificar resultados (FASSNACHT et al., 2014; GALIDAKI, et al., 2017).

Nesse sentido, o primeiro questionamento está relacionado às medições de referência. A maioria dos estudos realizados, usam medidas de referências locais para estabelecer uma relação estatística entre biomassa e preditores de sensoriamento remoto. Dessa forma, Fassnacht et al., (2014) abordam que alguns problemas estatísticos podem surgir principalmente pelo tamanho da amostra medida em campo.

Entendendo-se que, embora as medições locais de biomassa sejam relativamente intensivas em mão de obra, estudos atuais usam quantidades variáveis de parcelas amostrais que vão de 7 (HOMOLOVÁ et al., 2017), 13 (ZHANG et al., 2018), 25 (FATOYINBO, et al., 2018), até mais de 3 mil parcelas (DEO et al., 2018). Porém, a maior frequência de parcelas medidas em campo, nos estudos, está entre 20 e 50 parcelas (FASSNACHT et al., 2014).

Outro questionamento está relacionado ao fato da maioria dos trabalhos utilizarem equações alométricas para estimativas de biomassa no campo, desenvolvidas a partir de medições de árvores individuais, o que acarreta desvios significativos dos valores reais de biomassa, devido a diferenças individuais entre árvores, bem como diferentes condições do local (WOODHOUSE et al., 2012).

Questiona-se também o tipo de dados. Trabalhos com sensoriamento remoto na estimativa de biomassa vegetal utilizam como fontes de dados RADAR (TANASE et al., 2014; TSUI et al. al., 2013), Light Detection And Ranging (LiDAR) (GONÇALVES et al., 2017; HICHEY et al., 2018; FATOYINBO, et al., 2018), dados multi-ópticos e hiperespectrais (HENTZ et al., 2014; CHABI et al., 2016). Existem ainda aqueles que utilizam dois tipos de dados multiespectrais (ZHANG et al., 2018) ou dados multiespectrais e RADAR (ASLAN et al., 2016) ou ainda multiespectrais e LiDAR (DEO et al., 2018).

Nesse contexto, apesar do sistema RADAR ser o mais interessante para estimativas de biomassa em escalas globais, devido a sua independência das nuvens e, portanto, a possibilidade de obter cobertura global contínua (KURVONEN et al., 1999), os sistemas LiDAR ainda são os mais utilizados. Essa utilização ocorre por serem apropriados para inferir a altura da floresta, bem como a estrutura horizontal e vertical da floresta, informações que são resumidas na forma de atributos estatísticos descritivos, como altura média, percentis de altura e derivados comparáveis (TSUI et al., 2012) e são aplicadas com sucesso para estimar a biomassa florestal (TIAN et al., 2012; HICHEY et al., 2018).

Embora os sistemas LiDAR tenham essa vantagem, o fato da ampla disponibilidade de dados multiespectrais em combinação com baixo custo de aquisição, aumentou o número de estudos usando esses dados (FASSNACHT et al., 2014).

Quanto aos preditores multiespectrais, a associação entre dados ópticos e biomassa teria origem principalmente na informação sobre as espécies, na densidade da vegetação e no teor de água nas folhas (LATIFI et al., 2012). Dessa forma, nos estudos relacionados à vegetação as bandas mais utilizadas são aquelas localizadas na região do visível (400 nm - 720 nm), infravermelho próximo (720 nm - 1100 nm) e infravermelho médio (1100 nm - 3200 nm) (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

Tratando-se de índices de vegetação, estes também são usados como variáveis independentes na predição de biomassa por meio de sensoriamento remoto. Nesses estudos, geralmente os índices mais utilizados são o NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada), um índice que analisa a condição da vegetação, que leva em consideração a energia absorvida com a energia refletida na região, que mostra a condição das estruturas celulares; O NDWI (Índice de Diferença Normalizada da Água), índice utilizado como uma medida do conteúdo de água na folha (FASSNACHT et al., 2014). Isto não significa que outros índices de vegetação não sejam utilizados. Muitos estudos de predição utilizam outros índices com a intenção de obter o maior número de variáveis independentes possíveis a serem analisadas (CELES et al., 2013; HENTZ et al., 2014; CHABI et al., 2016).

Diversos estudos sobre biomassa vegetal foram desenvolvidos utilizando diferentes métodos de predição aplicados. Os modelos lineares são os mais utilizados nos estudos de biomassa (DJOMO; CHIMI, 2017; GONÇALVES et al., 2017; DEO et

al., 2018; FATOYINBO et al., 2018; ZHOU; YANG; CHEN, 2018; ALMEIDA et al., 2019), em que a partir de um conjunto de observações, busca-se o modelo que melhor explique a relação, se existir alguma, entre as variáveis inerentes ao dado fenômeno (BESLEY et al., 1981).

Outro modelo utilizado são aqueles baseados em aproximação paramétrica de vizinhos mais próximos (k-NN) (CHIRICI et al., 2016; ZHAO et al., 2019), que estima a dependência espacial em função de distribuição cumulativa baseado nas distâncias entre eventos em uma região de análise (FASSNACTH et al., 2014).

Alguns estudos usam outras metodologias para estimar biomassa, como a “*suporte vector machines*” (SVM) (PHAN; BRABYN, 2017; ZHANG et al., 2018), que tem como objetivo a determinação de limites de decisão que produzam uma separação ótima entre classes por meio da minimização dos erros (VAPNIK, 1995).

Existem ainda as pesquisas que utilizam o “*random forest*” como modelo de previsão de biomassa vegetal (MO et al., 2018; DANG et al., 2019; NAIDOO et al., 2019). Esse método lida com grandes conjuntos de dados de observações e também com grande número de variáveis preditoras, podendo combinar um conjunto de modelos em um único modelo de previsão, evitando o *overfitting* (quando um modelo possa funcionar bem em um conjunto de treinamento, porém ruim em um conjunto de teste) (FELLER, 1968; BREIMAN, 2001).

Embora diferentes métodos de estimativas de biomassa sejam utilizados nas pesquisas, ainda não há um acordo sobre as melhores práticas a serem adotadas, algo que depende da área de estudo, sensor utilizado, método estatístico e custos de pesquisa (FASSNACTH et al., 2014).

2.5 Estoques de carbono em solos de regiões costeiras

Os ecossistemas marinhos e costeiros são identificados como os principais reservatórios de carbono do mundo e desempenham um papel significativo no ciclo global do carbono, ao sequestra-lo e redistribuí-lo (NEHREN; WICAKOSONO, 2018; ALONGI, 2014).

Esses ambientes também contribuem para a manutenção do equilíbrio do dióxido de carbono atmosférico e servem como estocadores de carbono com uma taxa estimada de enterro de carbono de $210 \text{ g C / m}^2 / \text{ano}^{-1}$, sendo um importante ecossistema dotado de “carbono azul” (BAI et al., 2016).

Os processos de transformação de carbono e a matéria orgânica em solos de regiões costeiras são influenciados por condições ambientais, como clima, pluviosidade e composição do material original da rocha. Além disso, fatores bióticos como o tipo de vegetação contribuem para a qualidade e quantidade de material orgânico incorporado no solo (BARRETO, et al., 2016).

Os teores de carbono orgânico do solo, são influenciados por diferentes fatores, entre eles o arranjo espaço-temporal das espécies vegetais presentes, e elevada produção de fitomassa, tanto pela parte aérea como pelo sistema radicular, sendo a distribuição modificada pela paisagem e pela variação de profundidade do perfil de solos (HARTEMINK; MINASNY, 2014)

Diversos trabalhos foram desenvolvidos em regiões costeiras do mundo de modo a quantificar as concentrações e estoques de carbono nos solos. Nehren e Wicaksono (2018) realizaram medições de estoque de carbono no solo e na vegetação do arquipélago de Karimunjawa, na Indonésia e reportaram estoques que variaram de 3,3 Mg ha⁻¹ a 366,7 Mg C ha⁻¹ e que 35 tipos de solos da região são responsáveis por estocar 45% do carbono total do ecossistema.

Adame et al. (2015) com o objetivo de avaliar o estoque de carbono nos solos de áreas úmidas costeiras com diferentes características (pântanos, turfeiras e manguezais), quantificaram estoque de 298,3 Mg C ha⁻¹ nos pântanos, 614, 6 Mg C ha⁻¹ nas turfeiras e 505,9 Mg C ha⁻¹, em mangues.

Sahu, Kumar e Ravindranath (2016), avaliando os estoques de carbono do solo sob vegetação de mangues, na costa da Índia, observaram estoque de até 54,3 Mg C ha⁻¹, valores abaixo daqueles observados em solos sob manguezais em outros trabalhos (KALFFMAN et al., 2018a; KALFFMAN et al., 2018b; KAUFFMAN; BHOMIA, 2017).

Esses altos teores de carbono e alto acúmulo de carbono em solos são atrelados à geoquímica orgânica, relacionada à salinidade, que em solos de áreas costeiras é alta. Esta condição causa a floculação do carbono orgânico nos sedimentos e só é removida, quando entra em contato com cátions metálicos da água do mar (SHOLKOVITZ, 1976).

Nesse sentido, KIDA et al. (2017), estudaram a acumulação do carbono em solos com alta salinidade, reportaram que a solos com essa característica possuem maior estocagem de carbono pelo fato de ocorrer a alta floculação de substâncias húmicas.

2.7 Métodos de previsão de concentrações e estoques de carbono no solo

O estudo científico do carbono no solo é de suma importância para ações de gestão ambiental e desenvolvimento sustentável. Logo, há a necessidade de informações adequadas sobre o comportamento espaço-temporal do carbono em solos de uma determinada região (BHUNIA; SHIT; MAITI, 2018).

Entretanto, as medições de carbono no solo são dispendiosas e demoradas, particularmente durante a fase de instalação, o que, conseqüentemente, promove um número de amostras de solo relativamente escasso e que não refletirá o nível real de variação que tais solos podem apresentar. Portanto, a interpolação precisa do carbono orgânico do solo em locais não amostrados é necessária para um melhor planejamento e gerenciamento (BHUNIA; SHIT; MAITI, 2018; MONDAL et al., 2017).

Diante dessas dificuldades, diversas técnicas que utilizam desde modelos lineares simples até técnicas complexas, têm sido empregadas para predições do carbono orgânico do solo e estoques de carbono (SOMARATHNA; MALONE; MINASNY, 2016).

Na regressão linear múltipla (MLR), por exemplo, cada variável independente é ponderada pela regressão para garantir a previsão máxima do conjunto de variáveis independentes, e os pesos denotam contribuição relativa das variáveis independentes e facilitam conhecer a influência de cada variável (BONFATTI et al., 2016; HAIR et al., 2009).

Na krigagem, cada ponto da superfície é estimado a partir da interpolação de pontos com valores próximos espacialmente (DRUCKS et al., 2004). Neste método, os pesos são variáveis e dependem da variabilidade espacial expressa no semivariograma, pois esta quantifica a variabilidade espacial entre as amostras (GONÇALVES et al., 2005; VIEIRA, 2000).

Nesse contexto, alguns trabalhos têm apresentado bons resultados com a regressão linear múltipla. Bonfatti et al. (2016) realizaram a predição de carbono no solo em cinco profundidade utilizando a regressão linear múltipla e mais três métodos em comparação e observaram uma predição de carbono por esse método sendo mais robusta que outros. Nehren e Wicaksono (2018) e somarathna, Malone e Minasny (2016) também obtiveram resultados satisfatórios na predição de estoques de carbono no solo.

Dentro da abordagem da krigagem, tem-se a krigagem ordinária, que é considerado o método de krigagem mais utilizado. Serve para estimar um valor em

um ponto de uma região para a qual um variograma é conhecido, usando dados na vizinhança do local de estimativa (WACKERNAGEL, 2003).

Diante disso, Bhunia, Shit e Maiti (2018), comparando métodos de interpolação de dados para a distribuição espacial do carbono no solo, reportaram resultados que indicaram a krigagem ordinária com menores erros e maior coeficiente de determinação para a interpolação da distribuição espacial do carbono.

Outro método utilizado, a krigagem da regressão (RK) é uma das técnicas mais populares, práticas e robustas de interpolações espaciais híbridas em múltiplas escalas no espaço e no tempo (KESKIN; GRUNWALD, 2018). É um método que primeiro utiliza a regressão para prever uma variável e depois usa krigagem simples para interpolar os resíduos do modelo de regressão (HENGL et al., 2004).

A literatura cita alguns tipos de krigagem da regressão. A krigagem da regressão tipo A é desenvolvida por uma regressão normal seguida pela krigagem dos valores preditos. A krigagem da regressão tipo B envolve um modelo de regressão normal seguido pela krigagem dos valores preditos e dos resíduos da regressão. A estimativa final é derivada pela soma da krigagem da variável e krigagem do resíduo. A krigagem com regressão tipo C é similar a krigagem com regressão tipo B, diferindo pelo fato de que nesse tipo é feita apenas krigagem dos resíduos da regressão (ODEH; MCBRATNEY; CHITTLEBOROUGH, 1994; ODEH; MCBRATNEY; CHITTLEBOOUGH, 1995). A krigagem da regressão do tipo C é um dos métodos híbridos de interpolação espacial mais utilizados na ciência do solo para prever as propriedades do solo (KESKIN; GRUNWALD, 2018; MINASNY; MCBRATNEY, 2007).

Vários estudos apresentaram a krigagem da regressão como método superior aos demais métodos geoestatísticos e não geoestatísticos para prever concentrações de carbono e estoques de carbono no solo. Mondal et al. (2017) realizaram a predição de carbono orgânico em solos da Índia Central e observaram obteve precisão satisfatória. Ceddia et al. (2017), mapearam os estoques de carbono dos solos da Amazônia, e indicaram que a krigagem da regressão é um melhor método, comparado a krigagem ordinária, para estimar estoques de carbono no solo.

Mesmo observando diversas abordagens quanto a predição de concentrações de carbono e estoques, vale ressaltar que em grandes áreas heterogêneas, a relação entre o carbono orgânico do solo (SOC) e as covariáveis ambientais pode variar em toda a área, trazendo dificuldade para a modelagem precisa da variação do SOC regional (SONG et al., 2016).

Diante disso, análises adicionais, com maior quantidade de variáveis, incluindo as topográficas e maior número de amostras coletadas em campo são de fundamental importância para a melhoria da precisão no mapeamento de carbono nos solos (KESKIN; GRUNWALD ,2018; CEDDIA et al., 2017; MONDAL et al., 2017).

3.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABOHASSAN, R. A. A.; OKIA, C. A.; AGEA, J. G.; KIMONDO, J. M.; MCDONALD, M. M. Perennial Biomass Production in Arid Mangrove Systems on the Red Sea **Coast of Saudi Arab. Environ Res J.** v. 6, n.1, p. 22-31, 2012 <http://medwelljournals.com/abstract/?doi=erj.2012.22.31>
- ADAME, M. F.; KAUFFMAN, J. B.; MEDINA, I.; GAMBOA, J. N.; TORRES, O.; CAAMAL, J. P.; REZA, M.; HERRERA-SILVEIRA, J. A. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the mexican Caribbean. **PLoS ONE** v.8, n.2, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- ADAME, M. F.; SANTINI, N. S.; TOVILLA, C.; VÁZQUEZ-LULE, A.; CASTRO, L.; GUEVARA, M. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. **Biogeosciences**, v.12, n.12, p.3805-3818, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>
- ALMAHASHEER, H.; SERRANO, O.; DUARTE, C. M.; ARIAS-ORTIZ, A.; MASQUE, P.; IRIGOIEN, X. Low carbon sink capacity of Red Sea mangroves **Sci. Rep.** 7, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10424-9>
- ALMEIDA, D.R.A; STARK, S, C.; CHAZDON, R.; NELSON, B. W.; CESAR, R. G.; MELI, P.; GORGENS, E. B.; DUARTE, M. M.; VALBUENA, R.; MORENOS, V. S.; MENDES, A. F.; AMAZONAS, N.; GONÇALVES, N. B.; SILVA, C. A.; SCHIETTI, J.; BRANCALION, P. H. S. The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 34-43, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.002>
- ALONGI, D.. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annu. Rev. Mar. Sci.** v.6, 195–219, 2014. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- ALONGI, D.M. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potencial. **Environmental Science & Policy.** v.14, p. 462-470, 2011
- AMARAL, A. C. Z.; CORTE, G. N.; FILHO, J. S. R.; DENADAI, M. R.; COLLING, L. A.; BORZONE, C.; VELOSO, V.; OMENA, E. P.; ZALMON, I. R.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; SOUZA, J. R. B. de; ROSA, L. C. da; ALMEIDA, T. C. M. de. Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. **Brazilian Journal of Oceanography**, 64(spe2), p.5-16, 2016. <https://dx.doi.org/10.1590/S1679-875920160933064sp2>
- AREVALO, L.A.; ALEGRE, J.C.; VILCAHUAMAN, J.M. **Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra.** Colombo: Embrapa Florestas, 2002. 41p. (Doc 73).
- ASLAN, A.; RAHMAN, A. F.; WARREN, M. W.; ROBESON, S. M. Mapping spatial distribution and biomass of coastal wetland vegetation in Indonesian Papua by

- combining active and passive remotely sensed data. *Remote sensing of Environment*, v.183, p.65-81, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.026>
- BAI, J.; ZHANG, G.; ZHANG, Q.; LU, Q.; JIA, J.; CUI, B.; LIU, X. Depth-distribution patterns and control of soil organic carbon in coastal salt marshes with different plant covers. *Scientific reports*. v.6, n.34835, p.1-12, 2017 <http://doi.org/10.1038/srep34835>
- BARRETO, M. B.; MÓNACO, S. L.; DÍAZ, R.; BARRETO-PITTOL, E.; LÓPEZ, L.; PERALBA, M. C. R. Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. ***Organic Geochemistry***. v.100, p.51-61, 2016 <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>
- BELSLEY, D.A.; KUH, E.; WELSCH, R.E. Regression diagnostic – identifying influential data and sources of collinearity. ***Journal of the Operational Research Society***, v.32, n.157, 1981 <https://doi.org/10.1057/jors.1981.33>
- BHUNIA, G. S.; SHIT, P. K.; MAITI, R. Comparison of GIS-based interpolation methods for spatial distribution of soil organic carbon (SOC). ***Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences***. v.17, p. 114-126, 2018 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jssas.2016.02.001>
- BONFATTI, B. R.; HARTEMINK, A. E.; GIASSON, E.; TORNQUIST, C. G.; ADHIKARI, K. Digital mapping of soil carbon in a viticultural region of Southern Brazil. ***Geoderma***. v.261, p. 204-221, 2016 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.016>
- BRASIL. Lei 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm acesso em 13 de agosto de 2016.
- BREIMAN, L. Random Forests. ***Machines Learning***, v.45, n.5, p.5-32 <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- BROWN, S. ***Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer***. 55p., Rome: FAO, 1997.
- BROWN, D. G.; ROBINSON, D.T.; FRENCH, N. H. F.; REED, B. C. ***Land use and the carbon cycle: advance in integrated science, management, and policy***. Ney York: Cambridge University Press, 2013. 586 p.
- BROWN, D. R.; CONRAD, S.; AKKERMAN, K.; FAIRFAX, S.; FREDERICKS, J.; HANRIO, E.; SANDERS, L.; SCOTT, E.; SKILLINGTON, A.; TUCKER, J.; VAN SANTEN, M. L.; SANDERS, C. J. Seagrass, mangrove and saltmarsh sedimentary carbon stocks in an urban estuary; Coffs Harbour, Australia. ***Reg. Stud. Mar. Sci.*** v.8, n.1, p. 1–6, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.08.005>
- CEDDIA, M.B.; GOMES, A. S.; VASQUES, M. G.; PINHEIRO, E. F. M. Soil carbon stock and particle size fractions in the central amazon predicted from remotely sensed relief. ***Remote sensing***. V.9, n.2, 2017 <http://dx.doi.org/10.3390/rs9020124>
- CELES, C. H. S.; SHIMABUKURO, Y.E.; CAMPOS, M. A. A.; HIGUCHI, N. Estimativa de biomassa em uma floresta tropical no município de Maués – AM, Brasil. *Revista Brasileira de Cartografia*. V.65, n.3, p. 541-554, 2013.

CERÓN-BRETÓN, J. G.; CERÓN-BRETÓN, R. M.; RANGEL-MARRÓN, M.; MURIEL-GARCÍA, M.; CORDOVA-QUIROZ, A. V. e ESTRELLA-CAHIICH, A. Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove Forest in Campeche, Mexico. **International Journal of Energy and Environment** 3, v. 5: p. 328-336, 2011.

CHABI, A.; LAUTENBACH, S.; OREKAN, V. O. A.; KYEI-BAFFOUR, N. Allometric models and aboveground biomass stocks of a West African Sudan Savannah watershed in Benin. **Carbon Balance Manage.** V.11, n.16, p.1-18, 2016 <https://doi.org/10.1186/s13021-016-0058-5>

CHAUHANA, R.; DATTAC, A.; RAMANATHANA, A. L.; ADHYAD, T. K. Whether conversion of mangrove forest to rice cropland is environmentally and economically viable? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n.246, p. 38-47, 2017 <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.010>

CHIEMELA, S. N.; NOULÈKOUN, F.; CHIEMELA, S. J.; ZENEBE, A.; ABADI, N.; BIRHANE, E. Conversion of degraded agricultural landscapes to a smallholder agroforestry system and carbon sequestration in drylands. **International Journal of Climate Change Strategies and Management.** v.10, n.3, p.472-487, 2018. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-08-2015-0116> CHIRICI, G.; McROBERTS, R. E.; FATTORINI, L.; MURA, M.; MARCHETTI, M. Comparing echo-based and canopy height model-based metrics for enhancing estimation of forest aboveground biomass in a model-assisted framework. **Remote Sensing of Environment**, v. 174, P. 1-9, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.010>

CUSACK, M.; SADERNE, V.; ARIAS-ORTIZ, A.; MASQUÉ, P.; KRISHNAKUMAR, P. K.; RABAOUI, L.; QURBAN, M. A.; QASEM, A. M. ; PRIHARTATO, P. ; LOUGHLAND, R. A.; ELYAS, A. A.; DUARTE, C. M. Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. **Environmental Research Letters**, v.13, n.7, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac899>

DANG, A. T. N.; NANDY, S.; SRINET, R.; LUONG, N. V.; GHOSH, S.; KUMAR, A. S. Forest aboveground biomass estimation using machine learning regression algorithm in Yok Don National Park, Vietnam. **Ecological Informatics**, v.50, p. 24-32, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.010>

DEO, R. K.; DOMKE, G. M.; RUSSEL, M. B.; WOODALL, C. W.; ANDERSEN, H. Evaluating the influence of spatial resolution of Landsat predictors on the accuracy of biomass models for large-area estimation across the eastern USA. **Environ. Res. Lett.** V.13, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabcd5>

DI COSMO, L.; GASPARINI, P.; TABACCHI, G. A national-scale, stand-level model to predict total above-ground tree biomass from growing stock volume. **Forest Ecology and Management.** v.361, p. 269-276, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.008>

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G. BALIEIRO, F. C. MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista brasileira de ciências agrárias.** v.10, n.3, p.443-251, 2015. <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i3a4264>

DJOMO, A. N.; CHIMI, C. D. Tree allometric equations for estimation of above, below and total biomass in a tropical moist forest: Case study with application to remote

sensing. **Forest Ecology and Management.** n.391, p. 184-193, 2017
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.022>

DONATO, D. C.; KAUFFMAN, J. B., MURDIYARSO, D., KURNIANTO, S., STIDHAM, M.; KANNINEN, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011 <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>

DOYLE, T.W. Modeling global change effects on coastal forests in: G.R. GUNTENSPERGEN, G. R.; VAIRIN, B. A. editors. **Vulnerability of coastal wetlands in the Southeastern United States**: climate change research results, 1992-97. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Biological Science Report 1998-0002, 1998.

DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (eds). **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília, EMBRAPA, 2004.

DUNCAN, C.; OWEN, H. J.; THOMPSON, J. R.; KOLDEWEY, H. J.; PRIMAVERA, J. H.; PETTORELLI, N. Satellite remote sensing to monitor mangrove forest resilience and resistance to sea level rise. **Methods in Ecology and Evolution**, v.9, n.8, p.1837-1852, 2018. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12923>

FASSNACHT, F. E.; HARTIG, F.; LATIFI, H.; BERGER, C.; HERNÁNDEZ, J.; CORVALÁN, P.; KOCH, B. Importance of sample size, data type and prediction method for remote sensing-based estimations of aboveground forest biomass. **Remote Sensing of Environment.** v. 154, p. 102-114, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.028>

FATOYINBO, T.; FELICIANO, E. A.; LAGOMASINO, D.; LEE, S. K.; TRETTIN, C. Estimating mangrove aboveground biomass from airborne LiDAR data: a case study from the Zambezi River delta. **Environ. Res. Lett.** v.13, p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f03>

FELLER, W. **An Introduction to probability theory and its applications.** Volume I, Jhon Wiley & Sons, London, 1968.

FONSECA, I. L. A.; MOCHEL, F. R. Fitomassa aérea de um manguezal no estuário do rio dos cachorros, São Luís, Maranhão, Brasil. **Boletim laboratório de hidrobiologia.** v.26, p- 17-25, 2016

FOURQUIREAN, J. W.; DUARTE, C. M.; KENNEDY, H.; MARBA, N.; HOLMER, M.; MATEO, M. A.; APOSTOLAKI, E. T.; KENDRICK, G. A.; KRAUSE-JENSEN, D.; MCGLATHERY, K. J.; SERRANO, O. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. **Nature. Geoscience.** v.5, p. 505–509, 2012. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>

FRANGI, J. L.; LUGO, A. E. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. **Ecological Monographs**, n. 55, p. 351-369, 1985. <https://doi.org/10.2307/1942582>

FROMARD, F.; PUIG, H.; MOUGIN, E.; MARTY, G.; BETOULLE, J. L.; CADAMURO, L. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, v.115, p.39-53, 1998. <https://doi.org/10.1007/s004420050489>

- GALIDAKI, G.; ZIANIS, D.; GITAS, I.; RADOGLU, K.; KARATHANASSI, V.; TSAKIRI-STRATI, M.; WOODHOUSE, I.; MALLINIS, G. Vegetation biomass estimation with remote sensing: focus on forest and other wooded land over the Mediterranean ecosystem. **International Journal of Remote Sensing**. v.38, n. 7, p.1940-1966, 2017. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1266113>
- GOETZ, S. J.; DUBAYAH, R. Advances in Remote Sensing Technology and Implications for Measuring and Monitoring Forest Carbon Stocks and Change. **Carbon Management**, v.2, n.7, p. 231-244, 2011. <https://doi.org/10.4155/cmt.11.18>.
- GOETZ, S.J.; BACCINI, A.; LAPORTE, N.T.; JOHNS, T.; WALKER, W.; KELLNDORFER, J.; HOUGHTON, R.A.; SUN, M. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. **Carbon Balance and Management**, London, v. 4, n. 1, p. 1-7, 2009. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-4-2>
- GONÇALVES, M. G.; FARIAS, L. N.; COSTA, A. D.; MOTA, L. S.; OLIVEIRA, B. L.; CEDDIA, M. B.; VIEIRA, S.R. Contribuição da geoestatística para o planejamento experimental de uma pastagem do sistema integrado de produção agroecológica (Fazendinha km 47). **Revista Universidade Rural**, Seropédica, v. 25, p. 1 – 5, 2005.
- GONÇALVES, F.; TREUHAFT, R.; LAW, B.; ALMEIDA, A.; WALKER, W.; BACCINI, A.; SANTOS, J. R.; GRAÇA, P. Estimating aboveground biomass in tropical forests: field methods and error analysis for the calibration of remote sensing observations. **Remote Sensing**, v.9, n.1, p.1-23, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9010047>
- HÄGER, A.; SCHWENDENMANN, L. Forest carbon sequestration and climate change. In: MOLINA-MURILLO, S. A.; ROJAS, C. (Org.). **The paradigm of forests and the survival of the fittest**. [S.l.]: CRC Press, p. 30–86, 2016.
- HANSEN, V.D.; NESTLERODE, J.A. Carbon sequestration in wetland soils of the northern Gulf of Mexico coastal region. **Wetlands Ecology and Management**, v.22, n.3, p. 289-303, 2014 <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9330-6>
- HÄGER, A.; SCHWENDENMANN, L. Forest carbon sequestration and climate change. In: MOLINA-MURILLO, S. A.; ROJAS, C. (Org.). **The paradigm of forests and the survival of the fittest**. [S.l.]: CRC Press, p. 30–86, 2016
- HARTEMINK, A. E.; MINASNY, B. Towards digital soil morphometrics. **Geoderma**, v. 230, p. 305-317, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.008>
- HENGL, T.; HEUVELINK, G.B.M.; Stein, A. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. **Geoderma**, v.120, n. 1-2, p.75–93, 2004 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.018>
- HENTZ, A. M. K.; RUZA, M. S.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, R. Técnicas de sensoriamento remoto para estimativa de biomassa em ambientes florestais. **Enciclopédia biosfera**. V.10, n.18, p. 2810- 2823, 2014.
- HICKEY, S. M.; CALLOW, N. J.; PHINN, S.; LOVELOCK, C. E.; DUARTE, C. M. Spatial complexities in aboveground carbon stocks of a semi-arid mangrove community: A remote sensing height-biomass-carbon approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.200, p. 194-201, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.004>

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J., DE CASTRO ANDRADE, G., ZANATTA, J. A., ROSSI, L. M. B., PULROLNIK, K., NICODEMO, M. L. F.; GARRASTAZU, M. C.; VASCONCELOS, S. S.; SALIS, S. M. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Colombo: Embrapa Florestas, 2014.

HOMOLOVÁ, L.; JANOUTOVÁ, R.; LUKES, P.; HANUS, J.; NOVOTNY, J.; BROVKINA, O.; FERNANDEZ, R. R. L. In situ data supporting remote sensing estimation of spruce forest parameters at the ecosystem station Bílý Kříž. **Beskydy**. v.10, n. 1-2, 2017. <http://dx.doi.org/10.11118/beskyd201710010075>

HOPKINSON, C. S.; CAI, W.-J.; HU, X. Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems—a global sink of rapidly diminishing magnitude. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 2, p. 186-194, maio. 2012.

IPCC. **Climate change 2007: the scientific basis summary for policymakers**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 2007

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PLoS ONE** 7, v. 12, n. 11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; GIOVANNONI, L.R.; DE O. GOMES, L.E.; ROMERO, D.J.; JIMENEZ, L.C.Z.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett.** v.14, p.1-4, 2018a. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; BOLTON, N.W.; GOMES L.E.O.; NOBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in Northeastern Brazilian mangroves. **Ecol. Evol.** v.8, n.1–11, 2018b <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.4079>

KESKIN, H.; GRUNWALD, S. Regression kriging as a workhorse in the digital soil mapper's toolbox. **Geoderma**, v. 326, p. 22-41, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.04.004>

KIDA, M.; TOMOTSUNE, M.; IIMURA, Y.; KINJO, K.; OHTSUKA, T.; FUJITAKE, N. High salinity leads to accumulation of soil organic carbon in mangrove soil. **Chemosphere**. v.177, p. 51-55, 2017 <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.074>

KOMIYAMA, A., POUNGPARN, S., KATO, S. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **J. Trop. Ecol.** v.21, p.471–477, 2005. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002476>

KURVONEN, L.; PULLIAINEN, J.; HALLIKAINEN, M. Retrieval of biomass in boreal forests from multitemporal ERS-1 and JERS-1 SAR images. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 37, n. 1, p. 198-205, 1999. <http://dx.doi.org/10.1109/36.739154>

LAL R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma** n.123 p.1–22, 2004.

LATIFI, H.; FASSNACHT, F.; KOCH, B. Forest structure modeling with combined airborne hyperspectral and LIDAR data. **Remote Sensing of Environment**, v. 121, p. 10-25, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.015>

LIMA JÚNIOR, C.; ACCIOLY, L. J. O.; GIONGO, V.; LIMA, R. L. F. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, 2014, Vol.42, pp.289-298

LU, D.; CHEN, Q.; WANG, G.; LIU, L.; LI, G.; MORAN, E. A Survey of Remote Sensing-Based Aboveground Biomass Estimation Methods in Forest Ecosystems. **International Journal of Digital Earth** v.1, n.43, 2014 <http://doi.org/10.1080/17538947.2014.990526>.

MACREADIE, P. I.; OLLIVIER, Q. R.; KELLEWAY, J. J.; SERRANO, O.; CARNELL, P. E.; EWERS LEWIS, C. J.; ATWOOD, T. B.; SANDERMAN, J.; BALDOCK, J.; CONNOLLY, R. M.; DUARTE, C. M.; LAVERY, P.S.; STEVEN, A.; LOVELOCK, C.E. Carbon sequestration by Australian tidal marshes. **Scientific Reports**, v. 7, 2017 <https://doi.org/10.1038/srep44071>

MALHI, Y.; FARFAN AMEZQUITA, F.; DOUGHTY, C. E.; SILVA-ESPEJO, J.E.; GIRARDIN, C. A. J.; METCALFE, D.; ARAGAO, L. E. O. C.; HUARACA-QUISPE, L. P.; ALZAMORA-TAYPE, I.; EGUILUZ-MORA, L.; MARTHEWS, T. R.; HALLADAY, K.; QUESADA, C. A.; ROBERTSON, A. L.; FISHER, J. B.; ZARAGOZA-CASTELLS, J.; ROJAS-VILLAGRA, C. M.; PELAEZ-TAPIA, Y.; SALINAS, N.; MEIR, P.; PHILLIPS, O. L. The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 85–105, 2013. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.820805>

MARCHAND, C. Soil carbon stocks and burial rates along a mangrove forest chronosequence (French Guiana). **Forest Ecology and Management**. v. 384, p.92-99, 2017 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.030>

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B. Spatial prediction of soil properties using EBLUP with the Matérn covariance function. In: **Geoderma, Pedometrics 2005**. v. 140. p. 324–336, 2007 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.028>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE- MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE -MMA. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**. Brasília: MMA, 2008. 242 p.

MO, Y.; KEARNEY, M. S.; RITER, J. C. A.; ZHAO, F.; TILLEY, D. R. Assessing biomass of diverse coastal marsh ecosystems using statistical and machine learning models. **Int J Appl Earth Obs Geoinformation**, v.68, p. 189-201, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.003>

MOGNON, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de floresta ombrófila mista montana localizada no sul do estado do Paraná**. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)- Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

- MONDAL, A.; KHARE, D.; KUNDU, S.; MONDAL, S.; MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHYAY, A. Spatial soil organic carbon (SOC) prediction by regression kriging using remote sensing data. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**. v.20, p.60-70, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.004>
- NAIDOO, L.; DEVENTER, H. V.; RAMOELO, A.; MATHIEU, R.; NONDLAZI, B.; GANGAT, R. Estimating above ground biomass as an indicator of carbon storage in vegetated wetlands of the grassland biome of South Africa. **International Journal applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 118-129, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.01.021>
- NEHREN, U.; WICAKSONO, P. Mapping soil carbon stocks in an oceanic mangrove ecosystem in Karimunjawa Islands, Indonesia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 214, p. 185-193, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.022>
- NICOLETTI, M. F.; SILVA, E.; FLORIANI, M. M. P. Metodologia não destrutiva para quantificação do volume de biomassa do fuste em remanescente florestal. **Nativa**, v.03, n.4, p. 287-291, 2015. <http://doi.org/10.14583/2318-7670.v03n02a11>
- ODEH, I. O. A.; MCBRATNEY, A. B.; CHITTLEBOROUGH, D. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. **Geoderma**, v. 67, n. 3-4, p. 215-226, 1995. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00007-B](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00007-B)
- ODEH, I. O. A.; MCBRATNEY, A. B.; CHITTLEBOROUGH, D. Spatial prediction of soil properties from landform attributes derived from a digital elevation model. **Geoderma**, v. 63, n.3-4, p. 197-214, 1994. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)90063-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)90063-9)
- PEREIRA, F. R. S. **Sensoriamento remoto Lidar e óptico aplicados à estimativa de biomassa aérea de manguezais: estudo de caso na APA de Guapimitim, RJ.** São José do Campos: INPE (Tese de Doutorado em Sensoriamento Remoto), 2017, 213p.
- PHAN, L. T. H.; BRABYN, L. Monitoring mangrove biomass change in Vietnam using SPOT images and an object-based approach combined with machine learning algorithms. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.128, p.86–97, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.03.013>
- PRASANNA, J.; ANAND, M.; VIJAYASEKARAN, D.; KUMARAGURU, A. K. Allometric model for estimating above ground biomass and carbon storage in Krankadu mangroves swamp, Palk bay, Southeast coast of India. **Indian Journal of Geo Marine Sciences**. v.46, n. 08, p. 1682-1692, 2017. Acesso em 05 de setembro de 2018. Disponível em: < <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/42507> >
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E.; KUPLICH, T.M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2.ed. São José dos Campos: Oficina de Textos, 2012. 160p.
- QURESHI, A.; PARIVA, R.B.; HUSSAIN, S.A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 16, p. 81-89, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.11.001>
- RAJPUT, B. S.; BHARDWAJ, D. R.; PALA, N. A. Carbon dioxide mitigation potential and carbon density of different land use systems along an altitudinal gradient in north-

western Himalayas. **Agroforestry Systems**, v.89, n. 3, p. 525-536, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9788-8>

RAMÍREZ, F. L. B. **Modelagem de biomassa acima do solo e emissões de carbono associadas a mudanças na cobertura da terra na floresta tropical Amazônica Equatoriana**. São José dos Campos: INPE, (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto), 2015, 189p. disponível em <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3J6F49B>>

RANDRIAMALALA, J. R.; RAMANANANTOANDRO, T.; RADOSY, H. O.; RANDRIAMBANONA, H.; HERVÉ, D. Annual biomass increment of Xerophytic thickets and sustainability of woody charcoal production in southwestern Madagascar. **Forest Ecology and Management**, n.400, p. 139-149, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.049>

REIS, C. R. **Incremento em carbono no solo via serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Faria Lemos, MG**. Curitiba: UFPR (Trabalho de Conclusão de curso de especialização em Projetos Sustentáveis, Mudanças Climáticas e Crédito de Carbono), 2012, 17p.

SAATCHI, S.S.; HARRIS, N.L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.T.A.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>

SAHU, S. C.; KUMAR, M.; RAVINDRANATH, N. H. Carbon stocks in natural and planted mangrove forests of Mahanadi Mangrove Wetland, East Coast of India. **Current science**. v.100, n.12, p. 2334-2341, 2016 <https://doi.org/10.18520/cs/v110/i12/2334-2341>

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; PELISSARI, A. L.; TOMÉ, M.; MASS, G. C. B.; SANQUETTA, M. N. I. Dinâmica em superfície, volume, biomassa e carbono nas florestas nativas brasileiras: 1990-2015. **BIOFIX Scientific jornal**, v.3, n.1, p.193-198, 2018. <https://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.58513>

SANTOS, D.M.C.; ESTRADA, G. C.D.; FERNANDEZ, V.; ESTEVAM, M. R.M.; SOUZA, B.T.; SOARES, M. L.G. First Assessment of Carbon Stock in the Belowground Biomass of Brazilian Mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.89, n.3, p.1579-1589, 2017a. <https://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720160496>

SANTOS, H. V. S.; HOLLANDA, F. S. R.; SANTOS, T. O.; ANDRADE, K. V. S.; SANTANA, M. B. S.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. **Brasilian Journal of Oceanography**. v.65, n. 1, p.44-53, 2017b.

SCHERER, M. Beach Management in Brazil: Topics for Consideration. **J. Int. Costa. Zona Manag.**, v.13, n. 1, p 3-13. 2013. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci358>.

SCHILE, L.M.; KAUFFMAN, J.B.; CROOKS, S.; FOURQUREAN, J.W.; GLAVAN, J. E.; MEGONIGAL, J. P. Limits on carbon sequestration in arid blue carbon ecosystems. **Ecol. Appl.** v.27, p. 859–874, 2017 <https://doi.org/10.1002/eap.1489>

SERRANO, O.; RICART, A. M.; LAVERY, P. S.; MATEO, M. A.; ARIAS-ORTIZ, A.; MASQUE, P.; ROZAIMI, M.; STEVEN, A.; DUARTE, C. M. Key biogeochemical factors affecting soil carbon storage in Posidonia meadows **Biogeosciences** v.13 4581–4594, 2016 <https://doi.org/10.5194/bg-13-4581-2016>

SHOLKOVITZ, E. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. **Geochim. Cosmochim.** v.40, n.7, p.831-845, 1976. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(76\)90035-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(76)90035-1)

SILVEIRA, P., KOEHLER, H. S., SANQUETTA, C. R., ARCE, J. E, O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v 38, n1, 2007.

SOARES, M. L. G.; SHAEFFER-NOVELLI, Y. Above ground biomass of mangroves species. I. Analysis of model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 65, p.1-18, 2005.

SOMARATHNA, P.D.S.N.; MALONE, B.P.; MINASNY, B. Mapping soil organic carbon content over New South Wales, Australia using local regression kriging. **Geoderma regional**. v.1, n. 1, p.38-48, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.12.002>

SONG, X. D.; BRUS, D. J.; LIU, F.; LI, D. C.; ZHAO, Y. G.; YANG, J. L.; ZHANG, G. L. Mapping soil organic carbon content by geographically weighted regression: A case study in the Heihe River Basin, China. **Geoderma**, v.261, p.11-22, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.024>

STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; COURCELLES, V. R.; SINGH, K.; HEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, A.; BIRD, M.; BROOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, G. A. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 164, p. 80-99, 2013

TANASE, M. A.; PANCIERA, R.; LOWELL, K.; TIAN, S.; HACKER, J. M.; WALKER, J. P. Airborne multi-temporal L-band polarimetric SAR data for biomass estimation in semi-arid forests. **Remote sensing of environment**. v.145, p.93-104, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.024>

TIAN, X.; SU, Z.; CHEN, E.; LI, Z.; VAN DER TOL, C.; GUO, J.; HE, Q Estimation of forest above-ground biomass using multi-parameter remote sensing data over a cold and arid area. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v.14, n.1, p.160-168, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.09.010>

TSUI, O. **Integrating Discrete-Return Scanning LiDAR and Spaceborne RADAR to Support Aboveground Biomass Assessments**. University of British Columbia. 2013. <https://circle.ubc.ca/handle/2429/44013>.

TSUI, O. W.; COOPS, N. C.; WULDER, M. A.; MARSHALL, P. L.; MCCARDLE, A. (2012). Using multi-frequency radar and discrete-return LiDAR measurements to estimate above-ground biomass and biomass components in a coastal temperate forest. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v.69, p.121-133, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.02.009>

- VIEIRA S. R. **Geostatística em estudos de variabilidade espacial do solo**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V. V. H. & SCHAEFER, C. E. G. R. (Eds). *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 1 53, 2000.
- VAPNIK, V. **The Nature of Statistical Learning Theory**. New York: Springer-Verlag, 1995.
- VIRGENS, A. P.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; DE PAULA, A.; CARVALHO, F. F.; ARAGÃO, M. A.; MONROE, P. H. M. Biomassa de espécies florestais em área de caatinga arbórea. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v.37, n.92, 0. 555-561, 2016. <http://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1465>
- WACKERNAGEL, H. **Multivariate Geostatistics: An Introduction with Applications**, 3rd ed.; Springer: New York, NY,USA, 2003; p. 387.
- WALKER, W.; BACCINI, A.; NEPSTAD, M.; HORNING, N.; KNIGHT, D.; BRAUN, E.; BAUSCH, A. **Guia de campo para estimativa de biomassa florestal e estoque de carbono**. Massachusetts: Centro de Pesquisas Woods Hole, 2011. 53p.
- WATZLAWICK, L. F.; MARTINS, P. J.; RODRIGUES, A. L.; EBLING, A. A.; BALBINOT, R.; LUSTOSA, S. B. C. Teores de carbono em espécies da Floresta ombrófila mista e efeito do grupo ecológico **CERNE**, v. 20, n. 4, 2014, pp. 613-620
- WOODHOUSE, I. H.; MITCHARD, E. T. A.; BROLLY, M.; MANIATIS, D.; RYAN, C. M. Radar backscatter is not a 'direct measure' of forest biomass. **Nature Climate Change**. v.2, p. 556-557, 2012 <https://doi.org/10.1038/nclimate1601>
- ZHANG, C.; DENKA, S.; COOPER, H.; MISHRA, D. R.; Quantification of sawgrass marsh aboveground biomass in the coastal Everglades using object-based ensemble analysis and Landsat data. **Remote Sensing of Environment**. v.204, p. 366-379, 2018 <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.018>
- ZHAO, Q.; YU, S.; ZHAO, F.; TIAN, L.; ZHAO, Z. Comparison of machine learning algorithms for forest parameter estimations and application for forest quality assessments. **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 224-234, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.019>
- ZHOU, Z.; YANG, Y.; CHEN, B. Estimating *Spartina alterniflora* fractional vegetation cover and aboveground biomass in a coastal wetland using SPOT6 satellite and UAV data. **Aquatic Botany**, v.144, p. 38-45, 2018 <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.10.004>

CAPÍTULO 1

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO DELTA DO PARNAÍBA, PIAUÍ

RESUMO: Este estudo teve como objetivo realizar um levantamento da composição florística e estrutura de fragmentos de vegetação da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, Piauí. Para a descrição da estrutura da vegetação, foram amostrados 26 pontos, distribuídos por toda a área de estudo. Em cada ponto amostral, foi delimitado parcelas de 10x20 m, nas quais os indivíduos presentes foram identificados, medidos a CAP (Circunferência a altura do peito) e altura. Foram calculados os valores de DAP (diâmetro a altura do peito) e estabelecidos a distribuição diamétrica e da altura dos indivíduos. Além disso, foram calculados o Índice de diversidade de Shannon e Índice de equabilidade de Pielou e levantados outros parâmetros fitossociológicos (área basal, densidade, dominância, frequência, valor cultural e valor de importância). Foram observados 381 indivíduos distribuídos em 24 espécies, pertencentes à 15 famílias, dos quais as espécies mais frequentes foram *Copernicia prunifera* e *Rizhophora mangle*, que apresentaram maiores valores para densidade, dominância, valor de importância e valor cultural. Observou-se que maior parte dos indivíduos amostrados pertence a classe diamétrica entre 5,6 e 38,9 cm e altura entre 1,75 e 5,3 m. Reportou-se ainda, um índice de diversidade de Shannon de 2,47 e equabilidade de 0,78, indicando baixa diversidade e intermediária distribuição de indivíduos na área, influenciada pelo alto número de indivíduos de uma mesma espécie. Somando-se as demais características, isso indica que a região possui características limitantes ao desenvolvimento de muitas espécies, como a salinidade, acidez do solo, textura arenosa e hipóxia em solos hidromórficos.

Palavras-chave: unidade de conservação; fitossociologia; biodiversidade; litoral

CHAPTER 1

FLORISTIC COMPOSITION AND STRUCTURE OF VEGETATION OF THE ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA OF PARNAÍBA'S DELTA, PIAUÍ

ABSTRACT: This study had as objective to perform a survey of the floristic composition and structure of fragments of vegetation of the Environmental Protection Area of the Parnaíba's Delta, Piauí. For the description of the vegetation structure, 26 points were sample, distributed throughout the study area. At each sampling point, 10x20 m plots were delimit, in which the individuals present were identify, measured at CAP (height of chest circumference) and height. The values of DAP (diameter at breast height) were calculated and the diameter and height distribution of the individuals were established. In addition, the Shannon diversity index and Pielou equability index were calculated and other phytosociological parameters (basal area, density, dominance, frequency, cultural value and importance value) were calculated. There were 381 individuals distributed in 24 species belonging to 15 families, of which the most frequent species were *Copernicia prunifera* and *Rizophora mangle*, which presented higher values for density, dominance, value of importance and cultural value. It was observe that most of the individuals sampled belong to the diameter class between 5.6 and 38.9 cm and height between 1.75 and 5.3 m. It was also report a Shannon diversity index of 2.47 and equability of 0.78, indicating low diversity and intermediate distribution of individuals in the area, influenced by the high number of individuals of the same species. Adding to the other characteristics, this indicates that the region has characteristics limiting the development of many species, such as salinity, soil acidity, sandy texture and hypoxia in hydromorphic soils.

Keywords: conservation unit; phytosociology; biodiversity; Coast

LISTA DE QUADROS E TABELAS

	Pág.
Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.....	43
Quadro 02. Parâmetros fitossociológicos aplicados ao estudo da estrutura horizontal de comunidades vegetais.....	46
Tabela 01. Espécies observadas na área de estudo.....	47
Tabela 02. Parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal da vegetação do Delta do Parnaíba-PI.....	49

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 01. Localização da Área de estudo.....	42
Figura 02: Representação dos pontos de coletas de dados dendrométricos para fitossociologia.....	45
Figura 03. Indivíduos de <i>C. prunifera</i> observados na área de estudo.....	51
Figura 04. Indivíduos de <i>R. mangle</i> observados na área de estudo.....	52
Figura 05. Indivíduos de <i>A. occidentale</i> observados na área de estudo.....	52
Figura 06. Distribuição das classes de diâmetro (A) e altura (B) dos indivíduos arbóreo-arbustivos ($DAS \geq 4,8\text{cm}$ e $H \geq 4,8$) da vegetação estudada na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, Piauí. Intervalo de classes de diâmetro: 11,1 cm; intervalo de classes de altura: 3,5.....	53

1.0 INTRODUÇÃO

O estado do Piauí apresenta uma zona costeira de apenas 66 km. Embora apresente pequena extensão, quando comparada às outras regiões costeiras do Brasil, destaca-se como um ambiente que apresenta uma grande diversidade natural de ecossistemas, que se diferenciam entre si por apresentar características únicas e particulares.

Estes ambientes abrigam um conjunto complexo de ecossistemas de alta relevância ambiental e acabam desempenhando funções extremamente importantes, seja de cunho ecológico, social ou econômico (MARANDOLA JR. et al., 2013).

Segundo o Centro de Pesquisas Econômicas e Sociais do Piauí (CEPRO, 1996) o estado do Piauí tem seu litoral sob duas formações geológicas recentes: áreas compostas por areias quartzosas, sedimentos argilo-siltosos e áreas assentadas na Formação Barreiras. Além disso, a vegetação que ocorre nesta costa mostra variações nas suas características e essas formações de vegetação estão mais relacionadas a uma combinação de fatores abióticos que ocorrem na área.

Farias e Castro (2004) apontam que o litoral piauiense é caracterizada por ter um mosaico de diversos ecossistemas. Freire (1990) destaca que os ecossistemas costeiros são ambientes geologicamente recentes e espécies de plantas que habitam lá são típicos de ecossistemas adjacentes, como o Mata Atlântica, a Floresta do Tabuleiro e a Caatinga.

Os ecossistemas costeiros também são caracterizados por serem frágeis e altamente afetados pelo desmatamento, além de depender da área hídrica dinâmica nas áreas em que ocorrem (AMARAL; LEMOS, 2015; ARAÚJO; SILVA; ALMEIDA JÚNIOR, 2016), destacando-se por apresentar, em algumas áreas, solo encharcado e com variação de salinidade, que ocorre em função do regime de marés e chuvas (BLOTTA et al., 2016).

Alguns estudos sobre a vegetação do litoral piauiense têm sido desenvolvidos ao longo dos anos, contando da listagem da flora das restingas (SANTOS FILHO et al, 2015a), levantamentos florísticos da vegetação diversa (AMARAL; LEMOS, 2015; SANTOS FILHO et al., 2015b) ou mesmo estudos atuais mais específicos, como aqueles com vegetação de manguezais no Delta do Parnaíba (ARAÚJO; SILVA; ALMEIDA JÚNIOR, 2016).

Apesar da contribuição científica desses estudos florísticos amplamente divulgados, ainda existem diversas informações sobre a vegetação do Delta do

Parnaíba, que ainda não foram exploradas, principalmente àquelas relacionadas os estudos fitossociológicos e estruturais da vegetação. Diante disso, este estudo teve como objetivo realizar um levantamento da composição florística e estrutural de fragmentos de vegetação no Delta do Parnaíba, Piauí.

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no estado do Piauí, na porção Oeste da região Nordeste do Brasil e compreende parte de duas unidades de conservação da natureza: Área de Proteção Ambiental (APA) do Delta do Parnaíba e Reserva Extrativista (Resex) Marinha Delta do Parnaíba. Essa área engloba precisamente a região limitada pelo rio Igarauçu ao sudeste, Parnaíba ao Oeste e Oceano Atlântico, abrangendo o município de Ilha Grande e parte do município de Parnaíba, ocupando uma área de aproximadamente 282 km², da qual aproximadamente 8 km², são pertencentes à Resex Marinha Delta do Parnaíba (Figura 01).

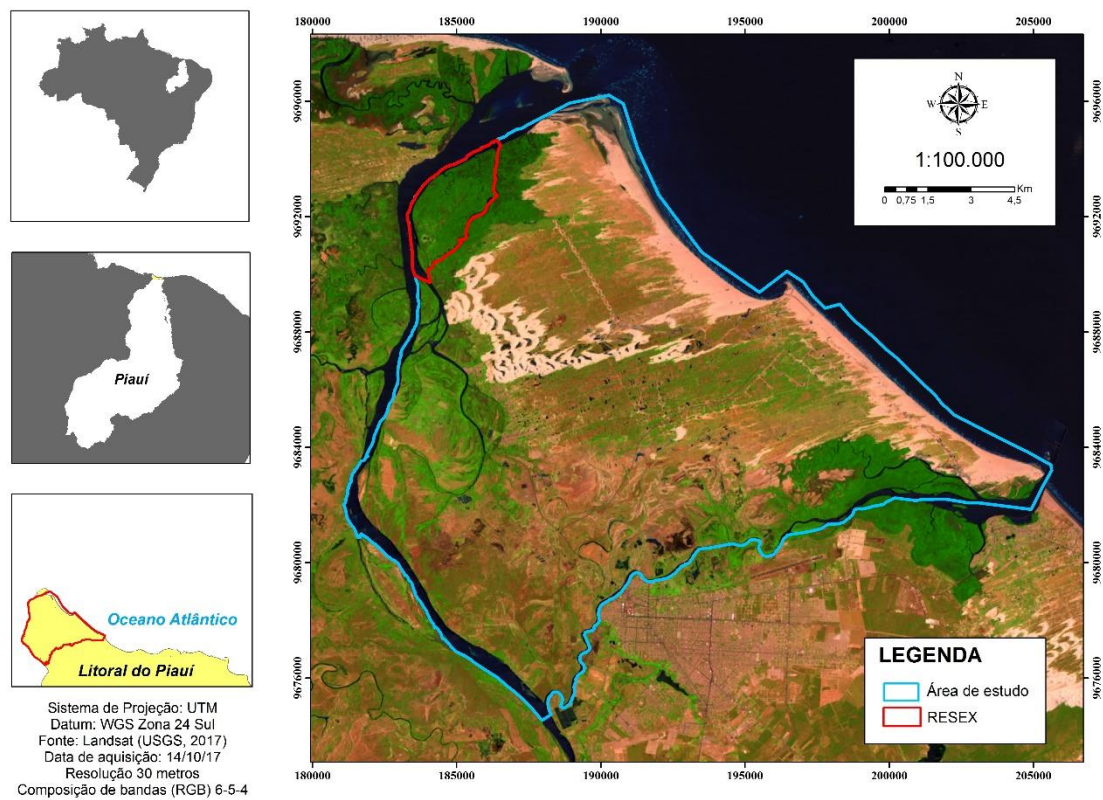


Figura 01: Localização da área de estudo.

A APA Delta do Parnaíba foi criada pela União, através de um decreto de 28 de agosto de 1996, com o principal objetivo de proteger os deltas dos rios Parnaíba, Timonha e Ubatuba e abrange três estados da Federação: Maranhão, Piauí e Ceará, apresentando área total de 313.800 hectares (BRASIL, 1996). É caracterizada por dispor uma mistura de ecossistemas interceptados por baías e estuários e por ser uma região flúvio-marinha bastante dinâmica, formada pela tensão ecológica entre cerrado, caatinga e sistemas marinhos (GUZZI, 2012).

A Resex Marinha Delta do Parnaíba foi criada pela União por meio de um decreto de 16 de novembro de 2000, com o objetivo de garantir a exploração autossustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis tradicionalmente utilizados pela população extrativista da área, abrangendo os municípios de Ilha Grande de Santa Isabel, Estado do Piauí, Araióses e Água Doce, Estado do Maranhão, com uma área aproximada de 27.021 hectares (BRASIL, 2000).

A região sofre influência de um clima tropical úmido, caracterizado com chuvas de verão (Aw) e tropical úmido com chuvas de verão prolongando-se até o outono (Aw') de acordo com a classificação de Köppen (CEPRO, 1996).

Em relação a pedologia, as principais ordens de solos observadas na área de estudo foram os Gleissolos, Neossolos (Quartzarênicos e Flúvicos), Planossolos, Espodossolos, Cambissolos e Vertissolos (CABRAL, 2018).

O estudo foi realizado no período de dezembro de 2016 a fevereiro de 2017, em área com vegetações distintas na região, classificadas segundo Fernandes et al. (1996): vegetação pioneira psamófila, vegetação subperenifólia de dunas, vegetação perenifólia de mangue, vegetação de várzea e vegetação associada a carnaubais (Quadro 01).

Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.

Fitofisionomia	Características
Vegetação perenifólia de mangues	Apresenta espécies vegetais com aspecto bastante homogêneo tanto do ponto de vista fisionômico quanto de sua composição florística. Um restrito número de espécies forma associações muito densas. Estruturalmente, o manguezal pode se apresentar de forma arbustiva ou arbórea, com árvores que chegam até 40 metros de altura.

Quadro 01, continua.

Fitofisionomia	Características
Vegetação de várzea	Situa-se nas planícies fluviais e áreas de inundação flúvio-lacustres. Vinculam-se à presença desta cobertura vegetal os solos originários de sedimentos aluviais, de gênese deposicional e hidromórfica, que são comuns nos ambientes lacustres e fluviais, principalmente em faixas periféricas inundáveis durante o período chuvoso.
Vegetação pioneira psamófila	Desenvolve-se nos ambientes de pós-praia, sobre dunas de formação mais recentes e em algumas depressões interdunares. As espécies compõem, em diferentes associações florísticas, um estrato gramíneo-herbáceo, que nunca atinge a um porte de 40 cm.
Vegetação subperenifolia de dunas	Desenvolve-se pelas superfícies das dunas mais antigas e estabilizadas, e que foram anteriormente colonizadas pela vegetação pioneira. As espécies são predominantemente arbustivas e arbóreas e possuem um caráter subperenifólio, ou seja, em sua maior parte conservam as folhas durante o período seco.
Vegetação de carnaubais	Ocorre em áreas planas, que podem estar sujeitas a inundações. A espécie <i>Copernicia prunifera</i> está inserida na vegetação de várzea, porém neste trabalho, estudou-se separadamente, devido à alta representatividade dessa espécie dentro da área de estudo.

Fonte: Fernandes et al. (1996)

2.2 Determinação dos pontos de amostragem

Os pontos para execução do levantamento de dados de campo foram definidos previamente, considerando áreas de grande representatividade quanto a estrutura da vegetação, baseando-se na variação do NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada), por se tratar de uma variável muito utilizada nos estudos de vegetação para identificação de vegetação fotossinteticamente ativa.

Além disso, foi levado em consideração o fato de se tratar de uma área de vegetação nativa, onde as vias de acesso são difíceis. Dessa forma, foram escolhidos pontos de coleta com maior acessibilidade para equipe de trabalho, afastando-se no mínimo 100m metros das bordas ou das estradas e procurando os pontos mais próximos possíveis daqueles previamente definidos. Diante disso, para as coletas de dados foram determinadas 26 unidades amostrais (Figura 02).

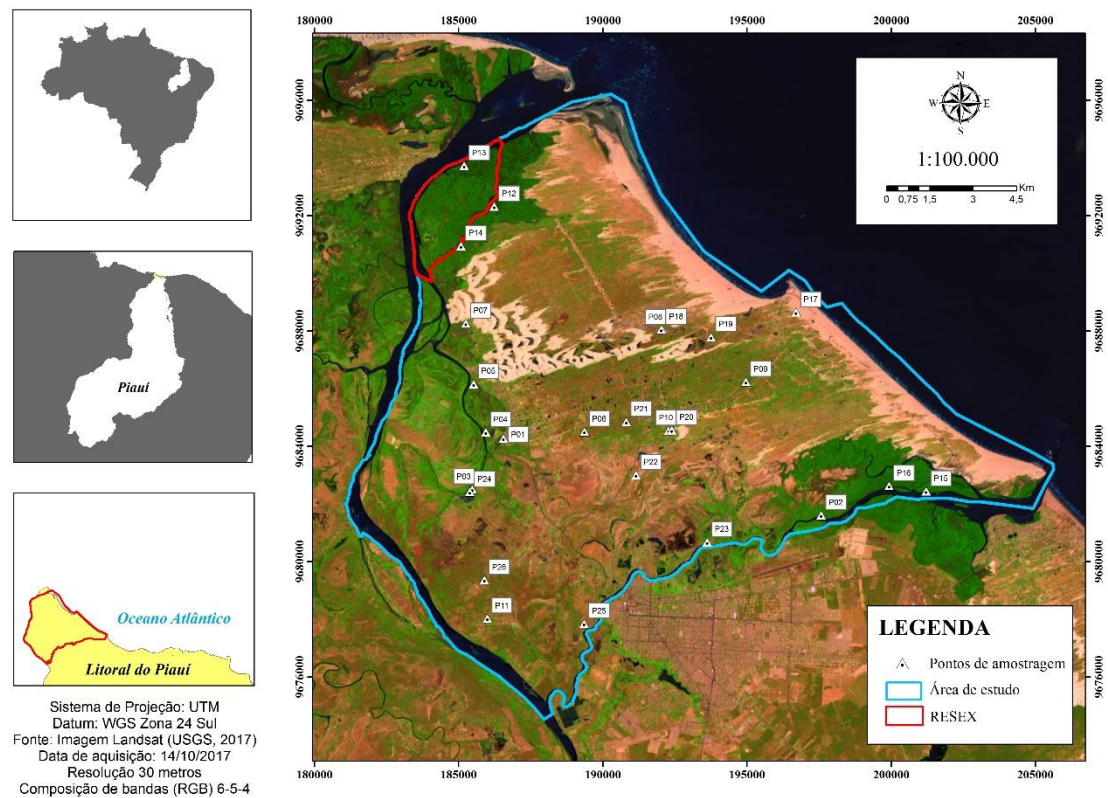


Figura 02: Representação dos pontos de coletas de dados dendrométricos para fitossociologia.

2.3 Análise da estrutura da vegetação

A caracterização estrutural, da vegetação na área estudada, foi realizada com base na composição florística da população e parâmetros estruturais. A composição florística das espécies foi analisada com referência na distribuição de indivíduos, espécies, gêneros e famílias botânicas que ocorreram na área.

A estrutura foi analisada pelos valores de DAP (diâmetro a altura do peito) e altura de plantas. O DAP foi calculado a partir das medições da circunferência a altura do peito (CAP), medição realizada no tronco da planta, na altura aproximada de 1,30 m, com trena. A altura também foi medida com a utilização de trena eletrônica.

A partir dos valores de DAP e altura foi calculado respectivamente as distribuições diamétrica e de altura para os indivíduos amostrados. Para a definição dos intervalos de classe para esses dois parâmetros, utilizou-se a equação 1, desenvolvida por Siegel (1975):

$$I = A/K \quad (1)$$

Em que:

I: intervalo entre classes

A: amplitude dos valores medidos

K: constante definida pelo algoritmo de Sturges, segundo a equação 2:

$$K = 1 + 3,3 \times \log_{10} n \quad (2)$$

Em que:

n: número total de indivíduos amostrados.

Além das mensurações, foram calculadas a densidade, dominância e frequência das espécies inventariadas, nos termos absoluto e relativo de ocorrências. A combinação desses parâmetros forneceu o Índice de Valor de Importância – IVI, o qual determinou a importância de cada espécie dentro da comunidade florestal. Estes descritores da estrutura de uma comunidade florestal foram calculados conforme formulas propostas por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) (Quadro 02).

Quadro 02. Parâmetros fitossociológicos aplicados ao estudo da estrutura horizontal de comunidades vegetais

<p>Frequências absoluta e relativa</p> $FA_i = \frac{u_i}{u_t} \times 100$ $FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^P FA_i} \right) \times 100$	<p>FA_i = frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal; FR_i = frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal; u_i = número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre; u_t = número total de unidades amostrais; P = número de espécies amostradas.</p>
<p>Densidades absoluta e relativa</p> $DA_i = \frac{n_i}{A}$ $DR_i = \left(\frac{DA_i}{DT} \right) \times 100$	<p>DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem; A = área total amostrada, em hectare; DR_i = densidade relativa (%) da i-ésima espécie.</p>
<p>Dominâncias absoluta e relativa</p> $DoA_i = \frac{AB_i}{A}$ $DoR_i = \left(\frac{DoA_i}{DoT} \right) \times 100$	<p>DoA_i = dominância absoluta da i-ésima espécie, em m² /ha; AB_i = área basal da i-ésima espécie, em m², na área amostrada; A = área amostrada, em hectare; DoR_i = dominância relativa (%) da i-ésima espécie.</p>
<p>Valor de Importância</p> $VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i$	<p>VI_i = Valor de importância de uma determinada espécie</p>
<p>Valor de cobertura</p> $VC_i = DR_i + DoR_i$	<p>VC_i = Valor de cobertura de uma espécie</p>

Fonte: Mueller-Dombois & Ellenberg (1974).

2.4 Análise da diversidade vegetal

A diversidade florística foi avaliada empregando o índice de diversidade de *Shannon- Wiener* (H'). Esse índice assume que os indivíduos são amostrados de forma aleatória de uma população infinitamente grande, assumindo também que todas as espécies estão representadas na amostra. Segundo Lamprecht (1990), este índice mede a dificuldade de prever, a identidade do próximo indivíduo da população, se retirado aleatoriamente. Quanto maior o valor de H' , maior a diversidade florística da área em estudo, sendo calculado pela equação 3:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i) \quad (3)$$

Em que:

s: número de espécies na amostra;

p_i : proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies calculado por $p_i = \frac{n_i}{N}$, onde n_i é o número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos da amostra.

Além do índice de diversidade de Shannon, foi calculado a Equabilidade J de Pielou, conforme a equação 4, proposta por Pielou (1966), a seguir:

$$J = \frac{H'}{H_{max}} \quad (4)$$

Em que:

H' = Índice de diversidade de *Shannon- Wiener*

$H_{max} = \ln(S)$

S = número de espécies da amostra

Esse índice representa a distribuição do número de indivíduos em relação às espécies. Varia de 0 a 1,0, sendo que o valor 1,0 representa a situação em que todas as espécies estudadas possuem a mesma abundância, ou seja, possuem a mesma quantidade de indivíduos.

3.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área amostrada foram observados 381 indivíduos, distribuídos em 24 espécies, pertencentes à 13 famílias (Tabela 01).

Tabela 01. Espécies observadas na área de estudo.

Família	Nome Científico	Nome Comum	Nº Ind.	Nº de parcelas em que ocorreu
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	Mangue Vermelho	59	5
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangue Branco	24	1
Acanthaceae	<i>Avicennia schaueriana</i>	Seriba	3	2
Leguminosae	<i>Indigofera</i> sp ³	Jiquiri	10	1
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	8	3
Oleaceae	<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC	Azeitona	3	2
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq	Dendê	17	1
Arecaceae	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Açaí	9	1
Arecaceae	<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E. Moore	Carnaúba	88	6
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucu	13	1
Arecaceae	<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart	Tucum	39	4
Rubiaceae	<i>Uncaria tomentosa</i>	Unha de gato	16	1
Asteraceae	<i>Soliva pterosperma</i> (Juss.) Less.	Roseta	9	3
Anacardeaceae	<i>Spondias mombin</i> A St-Hil.	Cajazinha	7	2
Leguminosae	<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	Jucá	1	1
Convolvulaceae	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	Mata-bode	1	1
Anacardeaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Caju	53	4
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	Guajiru	3	1
Leguminosae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jutaí-mirim	8	1
Melastomataceae	<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Puçá	6	1
Leguminosae	<i>Senna occidentalis</i> (L.)	Fedegoso	1	1
Leguminosae	<i>Bauhinia forficata</i>	Pata-de-vaca	1	1
Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	Buriti	1	1
Leguminosae	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	Sabiá	1	1

As famílias mais expressivas em número de espécies foram Leguminosae, seguida por Arecaceae, Anacardeaceae e Rubiaceae. As outras famílias observadas foram representadas por uma única espécie, totalizando 69,23% do total de famílias.

Esse percentual dá indícios de que há um padrão característicos de áreas de alta diversidade (RATTER et al., 2003).

Observou-se que a espécie *Copernicia prunifera* apresentou o maior número de indivíduos na área de estudo, estando presente em 6 dos 26 fragmentos amostrados no inventário. *Rhizophora mangle* representou a segunda espécie com maior número de indivíduos na área de estudo, sendo encontrada em 5 fragmentos.

A análise conferiu valores superiores dos parâmetros fitossociológicos, em maioria, para a espécie *Copernicia prunifera* L., seguida de *Rhizophora mangle* e *Anacardium occidentale* (Tabela 02).

Tabela 02. Parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal da vegetação do Delta do Parnaíba-PI.

Nome Científico	AB (m ²)	DA _i (Ind./há)	DR _i (%)	FA _i (%)	FR _i (%)	DoA _i (m ² /ha)	DoR _i (%)	VI _i	VC _i
<i>Rhizophora mangle</i>	2,84	113,46	15,48	19,23	10,87	5,46	19,83	46,18	35,31
<i>Laguncularia racemosa</i>	0,16	46,15	6,29	3,84	2,17	0,30	1,12	9,59	7,41
<i>Avicennia schaueriana</i>	1,522	5,76	0,78	7,69	4,34	2,92	10,63	15,76	11,41
<i>Indigofera</i> sp ³	0,05	19,23	2,62	3,84	2,17	0,09	0,35	5,14	2,97
<i>Genipa americana</i> L.	0,968	15,38	2,10	11,53	6,52	1,86	6,76	15,38	8,85
<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC	0,068	5,76	0,78	7,69	4,34	0,13	0,47	5,61	1,26
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq	1,306	32,69	4,46	3,84	2,17	2,51	9,12	15,75	13,58
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	0,075	17,30	2,36	3,84	2,17	0,14	0,52	5,06	2,88
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E. Moore	4,894	169,23	23,09	23,07	13,04	9,41	34,17	70,31	57,26
<i>Bixa orellana</i> L.	0,008	25,00	3,41	3,84	2,17	0,01	0,06	5,64	3,46
<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart	-	75,00	10,23	15,38	8,69	0,00	0,00	18,93	10,23
<i>Uncaria tomentosa</i>	0,029	30,76	4,19	3,84	2,17	0,05	0,20	6,57	4,40
<i>Soliva pterosperma</i> (Juss.) Less.	1,014	17,30	2,36	11,53	6,52	1,95	7,08	15,96	9,44
<i>Spondias mombin</i> A St-Hil.	0,103	13,46	1,83	7,69	4,34	0,00	0,00	6,18	1,84
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	0	1,92	0,26	3,84	2,17	0,00	0,00	2,43	0,26
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	0	1,92	0,26	3,84	2,17	0,00	0,00	2,43	0,26
<i>Anacardium occidentale</i> L.	1,159	101,92	13,91	15,38	8,69	2,23	8,10	30,70	22,01
<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	0,010	5,76	0,78	3,84	2,17	0,02	0,07	3,03	0,86
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,023	15,38	2,10	3,84	2,17	0,04	0,16	4,43	2,26

Tabela 02, continua.

Nome Científico	AB (m ²)	DA _i (Ind./há)	DR _i (%)	FA _i (%)	FR _i (%)	DoA _i (m ² /há)	DoR _i (%)	VI _i	VC _i
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	0,036	11,53	1,57	3,84	2,17	0,07	0,25	4,00	1,83
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	0,001	1,92	0,26	3,84	2,17	0,002	0,01	2,44	0,27
<i>Bauhinia forficata</i>	0,001	1,92	0,26	3,84	2,17	0,002	0,01	2,44	0,27
<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	0,050	1,92	0,26	3,84	2,17	0,096	0,35	2,78	0,61
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	0,004	1,92	0,26	3,84	2,17	0,008	0,03	2,46	0,29

AB= área basal; DA_i= Densidade Absoluta da i-ésima espécie; DR_i= Densidade Relativa da i-ésima espécie; FA_i = frequência absoluta da i-ésima espécie; FR_i = frequência relativa da i-ésima espécie; DoA_i = dominância absoluta da i-ésima espécie, em m² /ha; DoR_i = dominância relativa (%) da i-ésima espécie; VI_i = Valor de importância da i-ésima espécie; VC_i = Valor de cobertura.

A área basal dos indivíduos observados foi de aproximadamente 14,32 m².ha⁻¹. Entre as espécies, destacam-se a *Avicennia schaueriana* e *Elaeis guineensis* Jacq., que apesar de apresentarem menores números de indivíduos observados, em relação a *A. occidentale* L., apresentaram maiores valores para área basal que a última espécie. Isso decorre do fato da espécie *A. occidentale* L. apresentar muitos indivíduos com baixos valores de diâmetro do tronco.

As espécies *C. prunifera*, *R. mangle*, e *A. occidentale* apresentaram expressivos valores de densidade e frequência em termos absolutos e relativos. Destacando-se a *C. prunifera* (Figura 03), esta é uma espécie típica de várzeas, que são regiões submetidas a inundação durante um certo período do ano. Nessas condições foram observadas grande quantidade de indivíduos dessa espécie, o que justifica os altos valores dos parâmetros citados. Nascimento e Andrade (2017) também observaram grande frequência dessa espécie no Delta do Parnaíba.

Observou-se ainda que, embora *A. occidentale* tenha apresentado valores de dominância superiores aos de *Astrocaryum vulgare*, as duas espécies apresentaram os mesmos valores de frequência absoluta e relativa. Isso indica que ambas as espécies, apesar de expressarem números diferentes de indivíduos observados, possuem distribuição semelhante.

C. prunifera e *R. mangle*, apresentaram a maior dominância em termos absolutos e relativos de ocorrência. Diferente da densidade e frequência, *A. occidentale*, apresentou menores valores para esses parâmetros que *A. schaueriana* e *E. guineenses*, em virtude de apresentar menor área basal, parâmetro diretamente proporcional com a dominância.



Figura 03. Indivíduos de *C. prunifera* observados na área de estudo. Imagens: Mirya Portela.

Na área estudada, a espécie *C. prunifera*, *R. mangle*, e *A. occidentale* apresentaram os maiores valores de importância (VI) e cultural (VC). Reunindo os critérios dos parâmetros horizontais que constroem esses valores, observa-se que a espécie *C. prunifera*, é aquela com maior abundância, maior distribuição espacial e maior dimensão alcançada pela sua população em relação às demais espécies.

Na porção piauiense do Delta do Parnaíba é possível deparar-se com áreas, cujas características geomorfológicas e hidrológicas estão relacionadas com características de salinidade associadas às marés. Esta situação confere aos solos a característica de salinidade, na qual a espécie *R. mangle* (Figura 04) possui alta tolerância e adaptabilidade, tornando-se uma espécie frequente nos manguezais piauienses. Além disso, Gonçalves et al. (2018) enfatizam que a maior ocorrência de *R. mangle* possui relação direta com a ampla tolerância às condições de inundação que essa espécie possui, fator que influencia significativamente para a sua maior dispersão e adaptabilidade nesses ambientes.



Figura 04. Indivíduos de *R. mangle* observados na área de estudo. Imagens: Mirya Portela.

De modo semelhante ao observado neste estudo, Carvalho e Jardim (2017), observaram valores para VI para a espécie *R. mangle* que variaram de 28,18 a 58,51%, enquanto para VC observaram valores que variaram de 20,84 a 62,77%, resultados associados a um bom estado de conservação das espécies na região. Nas porções correspondentes à vegetação subperenefólia de dunas, observou-se uma alta quantidade de indivíduos da espécie *A. occidentale* (Figura 05). A presença de numerosos indivíduos dessa espécie em áreas dunares do delta piauiense está associada à sua característica fisiológica de alta resistência a solos de textura arenosa e excessivamente drenados.



Figura 05. Indivíduos de *A. occidentale* observados na área de estudo. Imagens: Mirya Portela

Observando-se a densidade total de aproximadamente 732,7 ind.ha⁻¹, verifica-se que tal densidade considerada baixa, quando comparada a outros estudos na região Amazônica (SILVA; REIS; MEHLIG, 2018), costeiras (SILVA et al., 2016), deltaicas e estuarinas (MASHALY; EI- AAL; DAWOOD, 2015; BLOTTA et al., 2016). Este reduzido valor para a densidade pode ser explicado como um reflexo da ação antropogênica na APA, representado na quantidade reduzida de indivíduos arbóreos. Outro ponto importante, é o fato de grande parte das áreas serem ocupadas por grandes faixas de dunas, com pouca ou nenhuma vegetação.

Observando a distribuição diamétrica e de altura dos indivíduos na comunidade vegetal, verifica-se uma variação desses parâmetros dos indivíduos. No entanto, houve uma tendência de diminuição nas frequências das classes menores para as maiores, seguindo um padrão J- invertido (Figura 06).

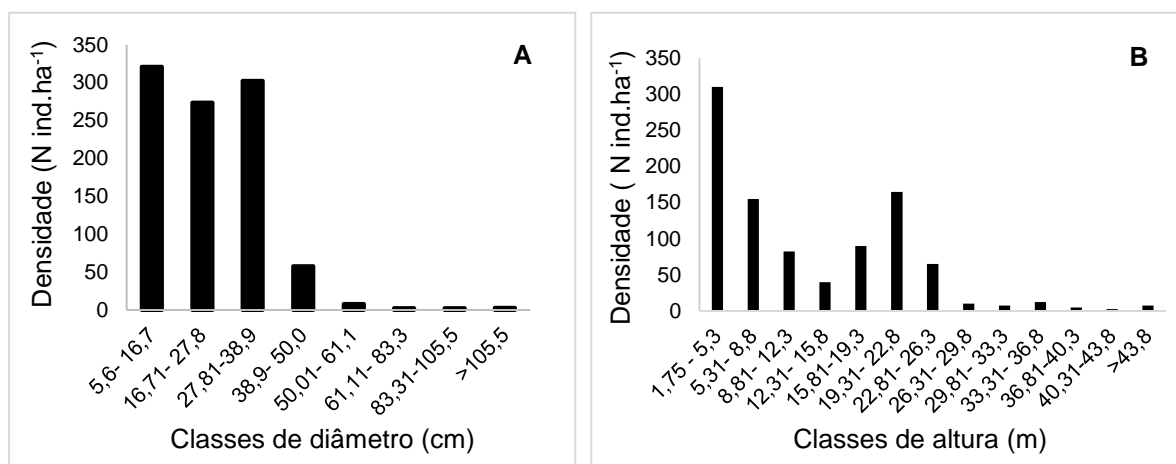


Figura 06. Distribuição das classes de diâmetro (A) e altura (B) dos indivíduos arbóreo-arbustivos ($DAS \geq 4,8\text{cm}$ e $H \geq 4,8$) da vegetação estudada na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, Piauí. Intervalo de classes de diâmetro: 11,1 cm; intervalo de classes de altura: 3,5

Após a distribuição dos indivíduos amostrados em classes de diâmetro, observou-se o predomínio de indivíduos na primeira, segunda e terceira classes, correspondendo a 92,38% do total com DAP entre 5,6 e 38,9 cm. Cerca de 33,05% dos indivíduos amostrados possuem DAP entre 5,6 e 16,7 cm. O maior DAP observado foi de 111,09 cm. de um indivíduo da espécie *A. schaueriana*. Para altura, 55,9% dos indivíduos amostrados apresentou altura na classe de 1,75-5,3 metros e 1,04% apresentou altura acima de 43,8 metros.

Estes resultados indicam a predominância de indivíduos de pequeno a médio porte, tendo em vista a quantificação de vários indivíduos da mesma espécie e com

parâmetros dendrométricos similares. Outra situação observada em áreas de mangues, foi a mortalidade de indivíduos de *R. mangle* e o nascimento de novos indivíduos nas unidades amostrais, influenciando no número de indivíduos com baixos valores de DAP. Resultados semelhantes, porém, em condições distintas, foram reportados por Monteiro Filho e Rocha (2016), ao observarem o maior percentual de indivíduos apresentando DAP entre 5 e 8,7 cm, na APA Encantado, em Baliza, Goiás.

Para Rocha et al. (2017) esse padrão exponencial negativo é típico de florestas heterogêneas e é encontrado em comunidades onde existe um equilíbrio entre mortalidade e nascimento de indivíduos, já que o estoque de plantas jovens é capaz de substituir adultos senis ou decrépitos.

Dessa forma, observando os dados e verificando a alta frequência de árvores finas e de altura baixa (a primeira classe de diâmetro), isso indica que o fragmento está se recuperando de perturbações no ambiente.

O Índice de diversidade de Shannon obtido para a vegetação do Delta do Parnaíba foi de 2,47 nats.ind⁻¹, evidenciando uma baixa diversidade, quando comparado aos índices de diversidade calculados para a floresta amazônica de 3,06 (ROCHA et al., 2017), 3,75 (LIMA et al., 2012) e 4,47 (VIEIRA et al., 2014), e outras vegetações deltaicas que reportaram valores de até 3,72 (MASHALY; EI- AAL; DAWOOD, 2015) e costeiras que variam de 3,02 a 3,40 (EL- AMIER; ZAHRAN; ALGHANOUDI, 2015; ARAÚJO; SILVA; ALMEIDA JÚNIOR, 2016). Entretanto quando comparada a regiões de caatinga e cerrado (LIMA; COELHO, 2018; BEZERRA; PEREIRA, 2017), o índice de diversidade da vegetação do Delta do Parnaíba foi superior.

Segundo Knight (1975), a diversidade para florestas tropicais de terra firme varia de 3,38 a 5,85, e pode-se afirmar que estes ambientes florestais apresentaram alta diversidade florística. Observando este intervalo, verifica-se que o índice reportado neste estudo está abaixo do intervalo citado pelo autor.

Tal resultado é explicado pela presença de vários indivíduos pertencentes à mesma espécie, principalmente em áreas correspondentes a vegetação perenifólia de mangues, nas quais predomina a espécie *R. mangle*, áreas correspondentes a vegetação de carnaubais, nas quais observou-se a predominância da espécie *C. prunifera* e áreas com vegetação subperenifólia de dunas, nas quais a espécie predominante é *A. occidentale*. Além disso, esse valor para índice de diversidade pode estar relacionado com a ação antrópica acentuada na região estudada, tendo em vista

que há o uso da área para diversas atividades econômicas que suprimem a vegetação nativa, dentre elas a agricultura e pecuária extensiva.

Quanto ao índice de equabilidade, foi obtido um valor de 0,78, indicando alta uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Isso significa que as espécies são bem adaptadas ao local de estudo. Em estudos realizados nos anos de 2009 e 2011 em uma unidade de conservação no Rio Grande do Norte, Lucena, Silva e Alves (2016) observaram índice de Equabilidade de 0,7. Igu (2017), avaliando a estrutura e diversidades de florestas do Delta do Níger, África ocidental, verificou índice de equabilidade de 0,83, embora tenha obtido um índice de diversidade de 2,13, valor semelhante ao observado neste estudo.

A elevada distribuição de indivíduos dessas espécies na área indicam a melhor adaptação ao ambiente e suas modificações, tanto nas condições edafoclimáticas, quanto na competição com outros indivíduos das demais espécies. Nesse sentido Zhao et al. (2015) avaliando a vegetação do Delta do rio Yellow, na China, verificaram em alguns grupos de áreas baixos valores para Índice de Shannon (0,20) e equabilidade (0,18).

Segundo Ashton (1990), nas florestas tropicais, a dominância ecológica é frequentemente mais pronunciada nos extremos de alta e baixa disponibilidade de recursos do solo, resultando em maior diversidade de espécies em condições intermediárias. Logo, o valor de J' indicou que 78% da diversidade hipotética máxima (H') foi obtida. Esse resultado sugere a disponibilidade intermediária de recursos do solo (ROCHA et al., 2017)

4.0 CONCLUSÕES

A vegetação caracteriza-se pela ampla ocorrência das espécies *C. prunifera*, *R. mangle* e *A. occidentale* que alcançaram os maiores valores para densidade, em termos absolutos e relativos de ocorrência e maiores valores de importância e cultura.

A espécie *A. occidentale*, possui a mesma frequência, que *A. vulgare* e menores valores de dominância que *A. schaueriana* e *E. guineenses*, em termos absolutos e relativos de ocorrência.

Existe uma predominância de indivíduos de pequeno a médio porte na área de estudo.

O índice de diversidade de Shannon foi baixo em relação a vegetação de áreas deltaicas, porém alto, quando relacionado com áreas de vegetação típicas de caatinga

e cerrado. O índice de equabilidade indicou alta uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies.

A alta frequência de árvores finas e baixas, indica que a área de estudo está se recuperando de perturbações no ambiente.

5.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, M. C.; LEMOS J. R.; Floristic Survey of a Portion of the Vegetation Complex of the Coastal Zone in Piauí State, Brazil. **American Journal of Life Sciences**, v. 3, n. 3, p. 213-218, 2015 <http://dx.doi.org/10.11648/j.ajls.20150303.22>

ARAÚJO, A. C. M.; SILVA, A. N. F.; ALMEIDA JUNIOR, E. B. Caracterização estrutural e *status* de conservação do estrato herbáceo de dunas da Praia de São Marcos, Maranhão, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 46, n. 3, p. 247-259, 2016 <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201504265>

ASHTON, P. S. Species richness in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NILSEN, I. C.; BALSLEY, H. (Eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity** (p. 239-251). London, UK: Academic Press, 1990

BEZERRA, C. S.; PEREIRA, J. G. Diversidade da vegetação arbórea em uma área de caatinga no município de Monteiro-PB. **Culture and Science Periodicals**, v.16, n.1, 2017.

BLOTTA, K. D.; QUINONES, E. M.; GIORDANO, F.; SANTOS, A. E. R.; FARRABOTI, E.; RIBEIRO, R. B. Fitossociologia comparativa de dois manguezais: Canal de Bertioaga/SP e do estuário da Barra do Rio Una-Peruíbe-SP. **Unisanta BioScience**, v. 5, n. 3, p. 271-282, 2016

BRASIL. Decreto de 28 de Agosto de 1996. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, nos Estados do Piauí, Maranhão, e Ceará, e dá outras providências, 1996. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/Anterior%20a%202000/1996/Dnn4368.htm, acesso em 16 de agosto de 2016.

BRASIL. Decreto de 16 de novembro de 2000. Cria a Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba, no Município de Ilha Grande de Santa Isabel, Estado do Piauí, e nos Municípios de Araióses e Água Doce, Estado do Maranhão, e dá outras providências, 1996. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/DNN9084.htm, acesso em 28 de março de 2019.

CABRAL, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.

CARVALHO, E. A.; JARDIM, M. A. G. Composição e estrutura florística em bosques de manguezais paraenses, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n.3, p. 923-930, 2017

CEPRO. **Macrozoneamento costeiro do Estado do Piauí**: Relatório Geoambientale Sócio-Econômico. Teresina: Secretaria de Planejamento do Piauí. 1996.

EL- AMIER, Y. A.; ZAHRAN, M. A.; ALGHANOUDI, G. A. Vegetation Ecology of Coastal and Inland Parts of the Deserts in Egypt. **Journal of Environmental Sciences**, v. 44, N. 4, p. 659-675, 2015

FARIAS, R. R. S.; CASTRO, A. A. J. F. Fitossociologia de trechos da vegetação do Complexo Campo Maior, PI, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** v.18, n. 4, p. 949 – 963, 2004

FERNANDES, A.G.; LOPES, A.S.; SILVA, E.V.; CONCEIÇÃO, G.M.; ARAÚJO, M.F.V. IV – Componentes biológicos: Vegetação. In: CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí**: relatório geoambiental e sócioeconômico. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

FREIRE, M.S.B. Levantamento florístico do Parque Estadual das Dunas de Natal. **Acta Botanica Brasilica**, v.4, p. 41-59, 1990

FUNDAÇÃO CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí**: relatório geoambiental e sócioeconômico. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

GONÇALVES, A. L.; CRUZ, V. M. S.; CAMPOS, J. R. P.; SOUZA, D. V. Composição florística e fitossociológica do manguezal da zona portuária de São Luís, Maranhão, Brasil. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3 n., 1 p. 01-07, 2018
<https://doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55789>

GUZZI, A. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba**: litoral piauiense. Parnaíba: EDUFPI, 2012. 466p.

IGU, N. I. Species Diversity and Structure of an Intact Freshwater Swamp Forest in the Niger Delta. **Open Journal of Forestry**, v. 7, p. 242-254, 2017
<https://doi.org/10.4236/ojf.2017.72015>

KNIGHT, D. H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, v.45, n. 3, p.259-28, 1975
<http://dx.doi.org/10.2307/1942424>

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado. Rossdorf: República Federal da Alemanha: Dt. Ges. Für Techn. Zusammenarbeit; 1990

LIMA, B. G.; COELHO, M. F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da caatinga, Ceará, Brasil.

LIMA, R. B. A.; SILVA, J. A. A.; MARAGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, R. K. S. Florística e diversidade em um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas, Brasil. **Rev. Bras. Ci. Agrár.** v.7, n.3, p.485-492, 2012.
<http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v7i3a934>

- LUCENA, M. S.; SILVA, J. A.; ALVES, A. R. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na Estação Ecológica do Seridó – RN, Brasil. **Biotemas**, v. 29, n. 2, p. 17-31, 2016 <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n2p17>
- MARANDOLA JR, E.; MARQUES, C.; PAULA, L. T.; CASSANELI, L. B. Crescimento Urbano e áreas de risco no litoral norte de São Paulo. **Revista Brasileira de estudos de população**, v. 30, n. 1, p. 35-56, 2013
- MASHALY, I. A.; EL-AAL, M. A.; DAWOOD, N. K. Floristic Composition, Vegetation Analysis and Species Diversity of Some *Brassica* Species Associates in North of Nile Delta Region, Egypt. **Catrina**, v.11, n.1, p. 31-38, 2015
- MONTEIRO FILHO, P D.; ROCHA, R. C. Levantamento florístico e fotsociológico na área de proteção ambiental (APA) Encantado em Baliza/Go. **Revista OKARA: Geografia em debate**.v. 10, n. 1, p. 45-58, 2016
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1974.
- NASCIMENTO, R. S.; ANDRADE, I. M. *Arecaceae* Bercht. & J.Presl. no Litoral Piauiense, Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil, **Iheringia**, v.72, n. 3, p. 331-340, 2017 <http://dx.doi.org/10.21826/2446-8231201772303>
- PIELOU, E.C. **Mathematical Ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1977.
- ROCHA, K. J.; SOUZA, E. C.; FAVALESSA, C. M. C.; CALDEIRA, S. F.; MARTINEZ, D. T.; BRONDANI, G. E. Effect of selective logging on floristic and structural composition in a forest fragment from Amazon Biome. **Acta Scientiarum**, V. 39. N. 2, P. 191-199, 2017. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagr.v39i2.32543>
- SIEGEL, S. **Estatística não paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil Ltda, 1975.
- SILVA, S. F. L.; SANTOS, M. A.; LAGE-PINTO, F.; BERNINI, E. Fitossociologia de uma floresta de mangue adjacente a uma planície hipersalina no estuário do Rio Miriri, Paraíba, Brasil. **Revista nordestina de biologia**, v.24, n. 2, p. 3-12, 2016
- SILVA, R. C.; REIS, A. C. A.; MEHLIG, U. Diversity and dominance patterns in Amazon coast dune forest island tree communities. **Plant Ecology**, v. 219, n. 3, p. 343-357, 2018 <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0799-1>
- SANTOS-FILHO, F. S.; ALMEIDA JUNIOR, E. B.; LIMA, P. B.; SOARES, C. J. R. S. Checklist of the flora of the restingas of Piauí state, Northeast Brazil. **Check List**, v. 11, n. 2, 2015a : <http://dx.doi.org/10.15560/11.2.1598>
- SANTOS-FILHO, F. S.; ALMEIDA JUNIOR, E. B.; SOARES, C. J. R. S.; ZICKEL, C. S. Flora and Woody Vegetation Structure in an Insular Area of Restinga in Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 41, n. 3-4, 2015b
- VIEIRA, D. S.; GAMA, J. R. V.; RIBEIRO, R. B. S.; XIMENES, L. C.; CORRÊA, V. V.; ALVES, A. F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na Comunidade Santo Antônio, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, v.24, n. 4, p. 1067-1074, 2014.

ZHAO, Y.; HU, X. H.; LIU, J.; LU, Z.; XIA, J.; TIAN, J.; MA, J. Vegetation pattern in shell ridge island in China's Yellow River Delta. **Frontiers of Earth Science**, v. 9, n. 3, p. 567-577, 2015 <http://dx.doi.org/10.1007/s11707-015-0496-5>

CAPÍTULO 2

BIOMASSA E ESTOQUES DE CARBONO DA VEGETAÇÃO DO DELTA DO PARNAÍBA-PI

RESUMO: Os ecossistemas costeiros são considerados ambientes com grande potencial para estocagem de carbono. Diante das dificuldades para a quantificação da biomassa, as equações alométricas e o sensoriamento remoto se tornaram ferramentas fundamentais nos estudos de quantificação de biomassa vegetal e estoques de carbono. Logo, o objetivo deste estudo é quantificar e estimar a distribuição espacial da biomassa da vegetal e quantificar o estoque de carbono da vegetação do Delta do Parnaíba-PI. O estudo foi realizado em parte da APA do Delta do Parnaíba e da Resex Marinha Delta do Parnaíba, Piauí, em cinco áreas com vegetações distintas: vegetação pioneira psamófila, vegetação subperenifólia de dunas, vegetação perenifólia de mangue, vegetação de várzea e vegetação associada a carnaubais. Em 26 pontos de coleta, foram demarcadas parcelas de 10 x 20 m, nas quais foram medidos o diâmetro a altura do peito e altura de todos os indivíduos vegetais. Os dados coletados foram utilizados em equações alométricas para estimativas de biomassa vegetal e esses valores convertidos em estoques de carbono. A distribuição espacial de biomassa vegetal acima do solo (AGB) também foi estimada por meio de sensoriamento remoto, onde extraiu-se e selecionou-se as variáveis espectrais obtidas a partir de imagens do sensor OLI / Landsat 8, em três datas distintas. Os modelos de predição foram calculados por análise de regressão linear múltipla. Observou-se que a vegetação perenifólia de mangues obteve biomassa vegetal e estoque de carbono superiores às outras vegetações. Os modelos obtidos por sensoriamento remoto que forneceram as melhores estimativas de AGB foram os das datas de 12 de novembro de 2016 (EAM= 6,84; RMSE= 47,89 Mg.ha⁻¹; R²=0,72) e 28 de novembro de 2016 (EAM= 9,63; RMSE= 34,67 Mg.ha⁻¹; R²=0,58).

Palavras-chave: Ecossistemas costeiros; Fitofisionomia; Fitomassa; Carbono azul; Sequestro de carbono.

CHAPTER 2

BIOMASS AND CARBON STOCKS OF VEGETATION FROM PARNAÍBA'S DELTA - PI

ABSTRACT: Coastal ecosystems are considered environments with great potential for carbon storage. In view of the difficulties in the quantification of biomass, allometric equations and remote sensing have become fundamental tools in the quantification studies of plant biomass and carbon stocks. Therefore, the objective of this study is to quantify and estimate the spatial distribution of the plant biomass and to quantify the carbon stock of the vegetation from Parnaíba's Delta- PI. The study was carried out in part of the APA of the Parnaíba's Delta and the Resex Marinha of the Parnaíba's Delta, Piauí, in five areas with distinct vegetation: pioneer psamophile vegetation, subperenifolia dune vegetation, perennial mangrove vegetation, varzea vegetation and vegetation associated with carnaubais. At 26 collection points, 10 x 20 m plots were demarcated, in which the diameter at breast height and height of all plant individuals were measured. The data collected were used in allometric equations to estimate plant biomass and these values were converted into carbon stocks. The spatial distribution of aboveground biomass (AGB) was also estimated by means of remote sensing, in which the spectral variables obtained from OLI / Landsat 8 images were extracted and selected in three different dates. Prediction models were calculated by multiple linear regression analysis. It was observed that the evergreen vegetation of mangroves obtained vegetal biomass and carbon stock higher than other vegetations. The models obtained by remote sensing that provided the best estimates of AGB were the dates of November 12, 2016 (MAE = 6.84, RMSE = 47.89 Mg.ha⁻¹, R² = 0.72) and 28 of November 2016 (MAE = 9.63, RMSE = 34.67 Mg.ha⁻¹, R² = 0.58).

Keywords: Coastal ecosystems; Phytophysiognomy; Phytomass; Blue carbon; Carbon sequestration.

LISTA DE QUADROS E TABELAS

	Pág.
Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.....	68
Quadro 02. Equações alométricas utilizadas na determinação da biomassa vegetal viva no Delta do Parnaíba-PI.....	70
Quadro 03. Equações utilizadas para a determinação dos índices espectrais.....	73
Tabela 01. Características espectrais do instrumento OLI/Landsat-8.....	72
Tabela 02. Valores dos atributos cobertura de nuvens (%), ângulo de elevação solar e ângulo azimutal (graus) para as imagens coletadas nas datas 21.06.2016, 12.11.2016 e 28.11.2016	73
Tabela 03. Análise de variância da biomassa vegetal, de diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI.....	75
Tabela 04. Valores médios de biomassa utilizando equações alométricas desenvolvidas pela literatura.....	77
Tabela 05. Coeficientes de correlação entre as três variáveis e a biomassa vegetal acima do solo, do modelo obtido da imagem do Landsat 8/OLI, do dia 12.11.2016.....	82
Tabela 06. Coeficientes de correlação entre duas variáveis e a biomassa vegetal acima do solo, do modelo obtido da imagem do Landsat 8/OLI, do dia 28.11.2016.....	83
Tabela 07. Descrição dos modelos obtidos por tratamento. Onde: NV é o número de variáveis selecionadas pelo <i>Stepwise backward</i> , incluindo a constante; R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} é o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; EAM é o erro absoluto médio; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio.....	84
Tabela 08. Erros estatísticos de predição calculados para cada tipo de vegetação do Delta do Parnaíba, para as imagens de 21.06.2016, 12.11.2016 e 28.11.2016, onde: EAM (erro absoluto médio); RMSE (raiz quadrada do erro quadrático médio); VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas)....	86

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 01. Localização da Área de estudo.....	66
Figura 02. Dados de precipitação (mm) e temperatura máxima e mínima (°C) da área de estudo de janeiro de 2016 a fevereiro de 2017 e normal climatológica de precipitação de 1981 a 2010. Fonte: INMET.....	67
Figura 03. Médias de biomassa e carbono da biomassa vegetal nos diferentes tipos de vegetação no Delta do Parnaíba-PI. VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas). Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey. CV _{biomassa} : 38,24%; CV _{carbono} : 35,84%.....	76
Figura 04. Diagrama de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 21.06.2016.....	81
Figura 05. Diagramas de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 12.11.2016.....	82
Figura 06. Diagramas de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 28.11.2016.....	83
Figura 07. Biomassa acima do solo estimada (Mg.ha ⁻¹) da vegetação do Delta do Parnaíba, Piauí, baseada em modelos utilizando dados do Landsat 8/ OLI em 12/11/2016 (banda 7, EVI, MNDWI) (A) e 28 /11/ 2016 (banda 7, MNDWI) (B). Onde VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas)	88

1.0 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais são componentes fundamentais do sistema terrestre que deve ser entendido para modelar e gerenciar as concentrações atmosféricas de gases de efeito estufa e, portanto, o clima global (NEUBAUER; MEGONIGAL, 2015). Há uma constatação de que as mudanças climáticas continuarão a exercer impactos fundamentais sobre o ambiente natural e suas relações (FRANK et al., 2015).

Segundo o IPCC (2013), até o final do século o planeta terá aquecido entre 0,3 e 4,8°C, sendo que o aumento das concentrações de gases de efeito estufa atmosféricos levam ao aquecimento global médio gradual, podendo alterar a frequência, a gravidade e até mesmo a natureza dos eventos extremos, como secas, enchentes e perda da diversidade biológica.

Os ambientes florestais são considerados ecossistemas altamente produtivos e grandes estocadores de carbono proveniente da biomassa, na qual estimá-los e monitorá-los tem se tornado cada vez mais importante, devido à sua relevância para programas de adaptação e mitigação de mudanças climáticas, bem como à importância de estoques florestais de carbono no ciclo global e estudos de mudança ambiental global (FRANK et al., 2015; FATOYINBO et al., 2018)

Com referência aos ambientes costeiros, estes são considerados como grande contribuidores para o sequestro de carbono, quando comparados a outros ambientes nativos (ALONGI, 2014). Nesse sentido, destacam-se os ambientes com manguezais, que são áreas úmidas florestais de importância ecológica e econômica, com grande estocagem de carbono que funciona como um importante amortecedor costeiro e sua proteção e restauração tem sido proposta como uma estratégia de mitigação eficaz para as mudanças climáticas (FATOYINBO et al., 2018). O carbono estocado nesses ambientes é conhecido como “blue carbon” (CUSACK et al., 2018).

Ainda que esses ecossistemas sejam dotados de importância para a estocagem de carbono, a quantificação do carbono na biomassa vegetal nesses ambientes tem sido impedida por falta de dados florestais em grande escala.

A avaliação de biomassa vegetal e estoques de carbono vegetal em ambientes naturais requer diversas informações, dentre elas, as características estruturais da floresta. Nesse contexto, os estudos fitossociológicos da vegetação são de suma importância, tendo em vista a disponibilidade de informações para trabalhos relacionados com quantificação de biomassa e estocagem de carbono, que servem de auxílio em estudos que visam conservação.

No entanto, grande parte dos ambientes naturais trazem dificuldades, em relação aos trabalhos de campo e coleta de dados florestais, devido a questões de acessibilidade e custos, tornando-se um desafio constante para quem trabalha com biomassa vegetal (TANG et al., 2016). Diante deste cenário, têm-se desenvolvido estratégias que facilitem a quantificação da biomassa vegetal nas espécies de forma a evitar esses entraves. O uso de equações alométricas para a quantificação da biomassa vegetal é uma das ferramentas amplamente utilizadas, de modo a adquirir dados de forma rápida e precisa, sem a necessidade da retirada da vegetação do local para quantificação de biomassa em laboratório.

Outra ferramenta que vem ganhando destaque é o uso do sensoriamento remoto. A modelagem por sensoriamento remoto é um estágio crucial para a estimativa de biomassa da vegetação, e a seleção de métodos de estimativa pode exercer influência nos resultados finais (LU et al., 2014), algo que tem sido amplamente avaliado em diversas pesquisas atuais em ecossistemas costeiros (DUNCAN et al., 2018; FATOYINBO et al., 2018; KAUFFMAN et al., 2018; ZHANG et al., 2018). Diante do exposto, o estudo tem como objetivo quantificar e estimar a distribuição espacial da biomassa da vegetal e quantificar o estoque de carbono da vegetação do Delta do Parnaíba-PI.

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no norte do estado do Piauí, na porção oeste da região Nordeste do Brasil e compreende parte da Área de Proteção Ambiental (APA) do Delta do Parnaíba e parte da Reserva Extrativista (Resex) Marinha Delta do Parnaíba, mais precisamente na região limitada pelo rio Igaraçu ao sudeste, Parnaíba ao oeste e Oceano Atlântico, abrangendo o município de Ilha Grande e parte do município de Parnaíba (Figura 01). A área possui aproximadamente 282 km², sendo 8 km² pertencentes à Resex Marinha Delta do Parnaíba.

A área foi regulamentada pela Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, SNUC (BRASIL, 2000a). Essa lei divide as unidades de conservação em unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável. As duas unidades de conservação presentes na área de estudo são categorizadas como unidades de uso sustentável.

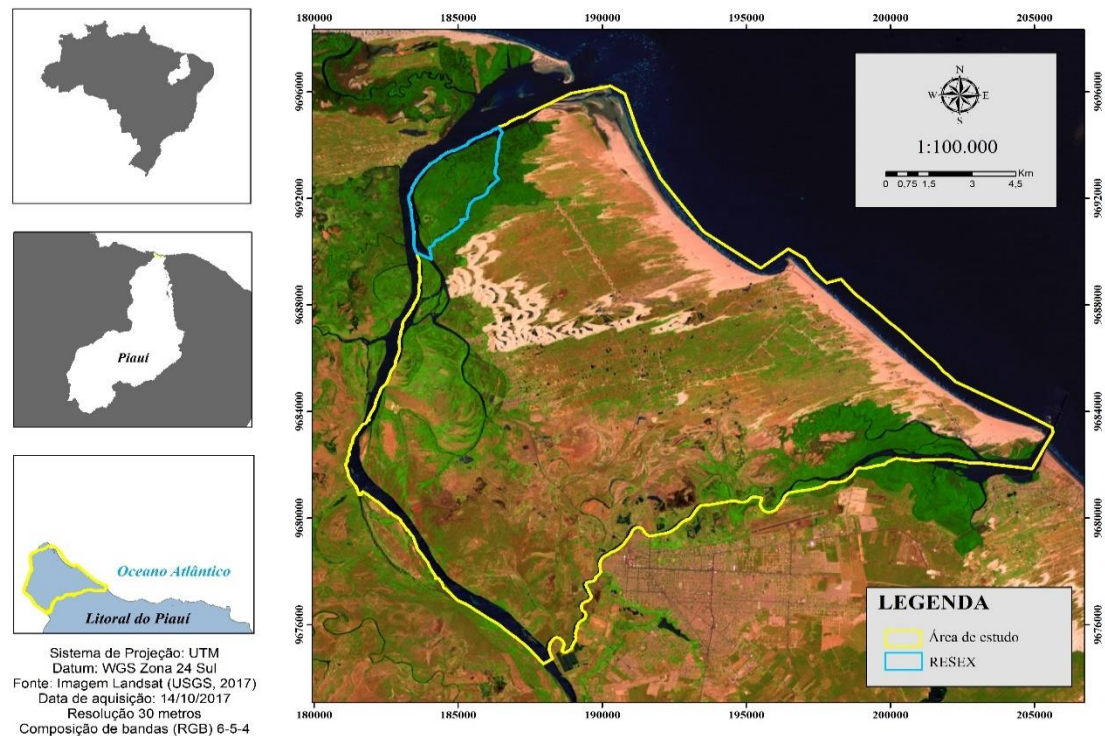


Figura 01. Localização da área de estudo.

A APA Delta do Parnaíba foi criada pela União, por meio de decreto de 28 de agosto de 1996, objetivando proteger os deltas dos rios Parnaíba, Timonha e Ubatuba, ocupando uma área aproximada de 313.800 há (BRASIL, 1996). Apresenta um mosaico de ecossistemas entrecortados por baías e estuários em região flúvio-marinha bastante dinâmica, formada pela tensão ecológica entre cerrado, caatinga e sistemas marinhos (GUZZI, 2012).

A Resex Marinha do Delta do Parnaíba foi criada por um decreto de 16 de novembro de 2000, com área de aproximadamente 27.021 ha, com o objetivo de garantir a exploração autosustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis tradicionalmente utilizados pela população extrativista da área (BRASIL, 2000b).

Dados da FUNDAÇÃO CEPRO (1996) apontam que o litoral do Piauí sofre influência de um clima tropical úmido, com chuvas de verão (Aw) e tropical úmido com chuvas de verão prolongando-se até o outono (Aw') de acordo com a classificação de Köppen.

A planície costeira do Piauí possui índices elevados de precipitação pluviométrica, porém, com valores que variam bastante ao longo do ano, com precipitação mensal máxima que se aproxima de 300 mm (SOUSA; VALLADARES;

ESPINDOLA, 2016). Na região de estudo, especificamente no ano de 2016, as precipitações estenderam-se até julho e alguns meses apresentaram-se com nenhuma precipitação acumulada, com temperatura média mensal chegando aos 35°C no mês de setembro (Figura 02). Entretanto, comparando-se com a normal climatológica da precipitação em 30 anos, o volume de chuvas ocorrido no período foi abaixo do que era esperado.

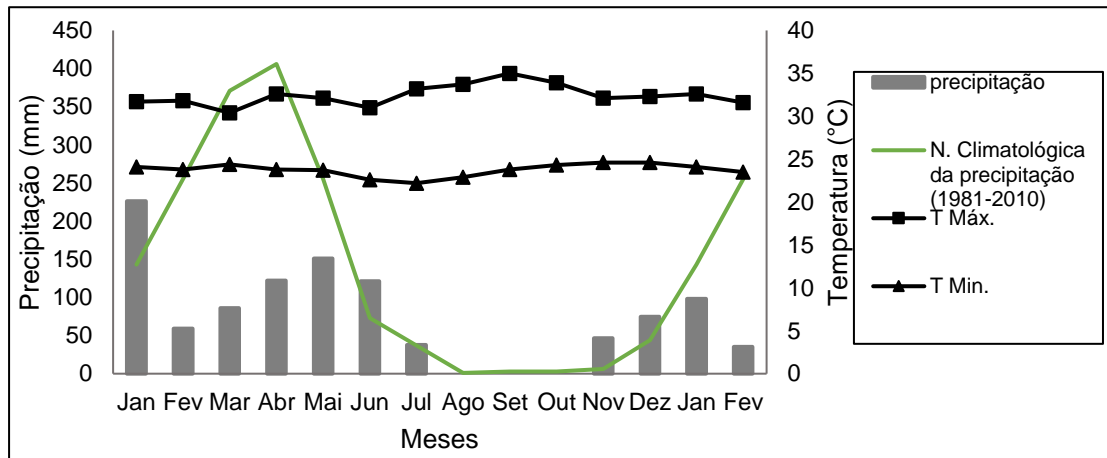


Figura 02. Dados de precipitação (mm) e temperatura máxima e mínima (°C) da área de estudo de janeiro de 2016 a fevereiro de 2017 e normal climatológica de precipitação de 1981 a 2010. Fonte: INMET.

Quanto aos solos, de modo geral, as principais ordens de solos encontradas na área de estudo foram os Neossolos (Quartzarênicos e Flúvicos), Planossolos, Gleissolos, Espodossolos, Cambissolos e os Vertissolos (CABRAL, 2018).

Por se tratar de uma unidade de conservação de uso sustentável, classificado pelo Sistema Nacional de Unidades de conservação – SNUC a área em estudo tem parte de sua área ocupada por moradias, atividades agrícolas e produção de energia eólica, apresentando áreas de acesso restrito.

A região de estudo possui uma diversidade biológica vegetal traduzida nos diversos tipos de vegetações encontrados, já citados anteriormente, que predominam na paisagem se misturando com outras formações como os tabuleiros litorâneos, caatinga e cerrado.

Segundo Costa e Cavalcanti (2010) a vegetação presente na área possui a maioria de suas espécies lenhosas, caracterizada por árvores distribuídas espaçadamente, com copas irregulares e um aspecto secundário, interpostas pela agricultura de subsistência. Além disso, conta ainda com a presença de uma vegetação de fisionomia secundária com significativa interpenetração de espécies

típicas da caatinga, o que torna um diferencial importante na quantificação da biomassa vegetal nesse ambiente, quando comparado às outras regiões deltaicas do mundo.

O estudo foi realizado no período de dezembro de 2016 a fevereiro de 2017, em cinco áreas com vegetações distintas na região, classificadas segundo Fernandes et al. (1996): vegetação pioneira psamófila, vegetação subperenifólia de dunas, vegetação perenifólia de mangue, vegetação de várzea e vegetação associada a carnaubais, caracterizadas no quadro 01:

Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.

Fitofisionomia	Características
Vegetação perenifólia de mangues	Apresenta espécies vegetais com aspecto bastante homogêneo tanto do ponto de vista fisionômico quanto de sua composição florística. Um restrito número de espécies forma associações muito densas. Estruturalmente, o manguezal pode se apresentar de forma arbustiva ou arbórea, com árvores que chegam até 40 metros de altura.
Vegetação de várzea	Situa-se nas planícies fluviais e áreas de inundação flúvio-lacustres. Vinculam-se à presença desta cobertura vegetal os solos aluviais, de gênese deposicional e hidromórfica, que são comuns nos ambientes lacustres e fluviais, principalmente em faixas periféricas inundáveis durante o período chuvoso.
Vegetação pioneira psamófila	Desenvolve-se nos ambientes de pós-praia, sobre dunas de formação mais recentes e em algumas depressões interdunares. As espécies compõem, em diferentes associações florísticas, um estrato gramíneo- herbáceo, que nunca atinge a um porte de 40 cm.
Vegetação subperenifólia de dunas	Desenvolve-se pelas superfícies das dunas mais antigas e estabilizadas, e que foram anteriormente colonizadas pela vegetação pioneira. As espécies são predominantemente arbustivas e arbóreas e possuem um caráter subperenifólio, ou seja, em sua maior parte conservam a folhas durante o período seco.
Vegetação de carnaubais	Ocorre em áreas planas, que podem estar sujeitas a inundações. A espécie <i>Copernicia prunifera</i> está inserida na vegetação de várzea, porém neste trabalho, estudou-se separadamente, devido à alta representatividade dessa espécie dentro da área de estudo.

Fonte: Fernandes et al. (1996)

2.2 Determinação dos pontos de amostragem

Os pontos para execução do levantamento de dados de campo foram definidos previamente, considerando áreas de grande representatividade quanto a estrutura da vegetação. Esta representatividade foi observada por meio de visita prévia à área e da interpretação visual do NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada), e sua variabilidade, obtidos da imagem do Landsat/OLI do dia 05 de junho de 2016. Com este índice, foi possível observar a densidade da vegetação fotossinteticamente ativa e dessa forma, destacar os possíveis pontos amostrais.

Além disso, foi levado em consideração as características de acessibilidade da APA, devido a presença de áreas com propriedades privadas, florestas, dunas e outros terrenos de difícil trafegabilidade. Nesse sentido, foram escolhidos pontos de coleta com melhor acessibilidade para equipe de trabalho, porém tomando-se o cuidado de se afastar no mínimo 100 metros das bordas ou das estradas e procurando os pontos mais próximos possíveis daqueles previamente definidos.

Desse modo, para as coletas de dados da vegetação em campo, foram determinados 26 pontos, distribuídos para os cinco tipos de vegetações.

2.3 Quantificação da biomassa vegetal

Para a análise da biomassa da vegetação da área estudada, foi realizado um inventário florestal, lançando 26 unidades amostrais retangulares de 200m² (10 x 20 m), baseando-se no proposto por Fundación Solar (2000), Kauffman e Donato (2012) e Lima Junior et al. (2014). A estimativa da biomassa da vegetação foi subdividida em três frações: biomassa hipógea, epígea e serapilheira.

Para a vegetação subperenifólia de dunas, vegetação de várzea e vegetação associada a carnaubais, seguiu-se o proposto por Lima Júnior et al. (2014) e Fundación Solar (2000). Para a determinação da biomassa da primeira fração da vegetação, dentro de cada parcela, mediu-se as plantas com DAP- diâmetro a altura do peito maiores que 3 cm (CAP de 9,42 – 94,25 cm) e a altura, desconsiderando-se as plantas com DAP abaixo de 3 cm, e considerando indivíduos mortos em pé e caídos.

Para medição de biomassa vegetal para mangue seguiu-se o método proposto por Kauffman; Donato (2012), considerando as medidas de DAP, incluindo os de indivíduos mortos em pé e caídos, além da altura.

Após a coleta e tabulação dos dados, a biomassa de árvores vivas e mortas foram calculadas por meio de equações alométricas, adequadas para cada espécie ou para uma vegetação específica, segundo a literatura (Quadro 02).

Quadro 02. Equações alométricas utilizadas na determinação da biomassa vegetal viva no Delta do Parnaíba-PI.

Espécies	Equação	Autor	R²
Espécies da Caatinga (DAP \geq30 cm)	$Biom\ (kg) = 0,1730 \times DAP^{2,2950}$	Lima Júnior et al. (2014)	0,92
Espécies da Caatinga (DAP >30 cm)	$Biom\ (kg) = 0,1648 \times (AAP \times H \times p)^{0,9023}$	Lima Júnior et al. (2014)	0,96
Palmáceas	$Biom\ (kg) = 4.5 + 7.7 \times H$	Frangi e Lugo (1985)	0,90
Mangue Vermelho (<i>Rhizophora mangle</i>)	$\ln\ (Biom.(g)) = 14,867663 + 0,51320$ $\ln(\text{área basal}^2 \times H)$	Santos et al. (2017)	0,99
Mangue manso (<i>Laguncularia racemosa</i>)	$Biom\ (kg): 0,1023 \times DAP^{2,5}$	Fromard et al. (1998)	0,99
Mangue Siriba (<i>Avicennia germinans</i>)	$Biom\ (kg): 0,14 \times DAP^{2,4}$	Fromard et al. (1998)	0,97

Em que:

DAP: diâmetro a altura do peito (cm);

AAP: área seccional a altura do peito (cm)

H: altura da planta (m)

p: densidade de madeira (cm/dm³)

A biomassa das árvores de mangue mortas em pé foi determinada conforme sugere Kauffman, Donato e Adame (2012), pelo cálculo utilizando as equações usadas para arvores vivas e reduzindo-se os valores de 10 a 20% dependendo do decaimento do indivíduo.

Tratando-se de árvores mortas em pé de outras espécies, foi utilizada uma equação proposta por Brown et al. (1989) para árvores vivas, com a condição de que haja um desconto de 30% da biomassa reportada pela equação, como segue:

$$\text{Biomassa (kg)} = 10^{\{-0.535 + \log_{10}(\text{BA})\}} \times 0,7$$

Em que:

BA: área basal (cm²)

Para troncos caídos utilizou-se a equação proposta por Fundación Solar (2000), baseada nos valores de DAP e altura, para calcular a área basal e densidade de madeira:

$$\text{Biomassa (kg)} = \text{área basal} \times \text{altura} \times \text{densidade de madeira}$$

Os valores para densidade de madeira das espécies foram pesquisados na literatura (Maia, 2004). Para as espécies das quais não foram encontrados esses valores para densidade de madeira, utilizou-se um valor de 0,5, segundo Fundación Solar (2000).

A biomassa da serapilheira e da vegetação pioneira psamófila foi determinada pelo método direto. Em cada parcela, lançou-se aleatoriamente uma circunferência de 0,3 m² por três vezes, coletando-se todo o material contido no interior da mesma. Após a retirada do material, pesou-se ainda no momento da coleta ou corte (caso da vegetação pioneira psamófila), secou-se em estufa a 65°C até atingir peso constante e pesou-se o material depois seco.

Para determinação da biomassa abaixo do solo em plantas de mangue, utilizou-se a equação proposta por Komiyama et al. (2005), a seguir:

$$\text{Biom}_{.AS} \text{ (kg)} = 0,199 \times \rho^{0,899} \times (\text{DAP})^{2,22}$$

Em que:

Biom_{.AS} = Biomassa abaixo do solo (kg)

ρ = densidade da madeira (g/cm³)

DAP = Diâmetro a altura do peito (cm)

Para as outras espécies, a determinação da biomassa abaixo do solo foi calculada considerando um percentual de 30% da biomassa acima do solo calculada para essas espécies, seguindo o proposto por MacDicken (1997).

Após a obtenção dos dados de biomassa vegetal, os valores foram convertidos em carbono da biomassa utilizando um fator de conversão do IPCC (2006) de 0,5.

Os dados de biomassa e carbono foram analisados estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

2.4 Distribuição espacial da biomassa vegetal por sensoriamento remoto

Para a estimativa de biomassa acima do solo (AGB), seguiu-se o método proposto por Lu et al. (2014) e Lima Junior (2014), com adaptações, que consistem em etapas bem detalhadas. A primeira etapa consistiu no uso dos dados coletados em campo como dados de referência para validação, que são fundamentais para estimativas de AGB por sensoriamento remoto, pois no processo de calibração e validação, o modelo é confrontado com os dados de campo e a predição pode ser confirmada (NAESSENS et al., 2012). No estudo foram utilizados 35 pontos para treinamento e 8 pontos para validação da predição, totalizando 43 pontos, seguindo o padrão amostral de estudos realizados com quantificação de biomassa por sensoriamento remoto revisados por Fassnacht et al. (2014).

A segunda etapa consistiu na extração e seleção de variáveis de sensoriamento remoto. As variáveis espectrais foram obtidas a partir de imagens do sensor OLI (Operational Land Imager) / Landsat 8, órbita/ponto 219/062, com as devidas correções geométricas, radiométricas e atmosféricas. Foram utilizados esses dados por serem de fácil obtenção e sem custo de aquisição. Os dados do Landsat 8 OLI são processados para reflectância de superfície usando o Código de reflectância de superfície do Landsat (LaSRC), que utiliza a faixa de aerossol costeira para realizar testes de inversão de aerossol, usa dados climáticos auxiliares do MODIS e usa um modelo de transferência radiativa exclusivo. (VERMOTE et al., 2016).

O produto do sensor possui uma resolução espacial de 30 metros para bandas multiespectrais, resolução radiométrica de 16 bits e resolução temporal de 16 dias. As imagens obtidas do instrumento OLI consistem em nove bandas. Entretanto, no estudo foram utilizadas 6 bandas espectrais, caracterizadas a seguir (Tabela 01).

Tabela 01. Características espectrais do instrumento OLI/Landsat-8.

Bandas	Comprimento de onda (micrômetros)	Resolução (metros)
Banda 2- Azul	0,452 - 0,512	30
Banda 3- Verde	0,533 - 0,590	30
Banda 4- Vermelho	0,636 - 0,673	30
Banda 5- Infravermelho Próximo (NIR)	0,851 - 0,879	30
Banda 6- Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 1	1,566 - 1,651	30
Banda 7- Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 2	2,107 - 2,294	30

*Fonte: *United States Geological Survey* (USGS, 2013)

As imagens foram coletadas dos dias 21 de junho de 2016, 12 de novembro de 2016 e 28 de novembro de 2016, obtida gratuitamente pela USGS (United States Geological Survey), cujas características, quanto a geometria de coleta, estão apresentadas a seguir (Tabela 02):

Tabela 02. Valores dos atributos cobertura de nuvens (%), ângulo de elevação solar e ângulo azimutal (graus) para as imagens coletadas nas datas 21.06.2016, 12.11.2016 e 28.11.2016

Data	Cobertura de nuvens	Angulação de elevação solar	Angulação azimutal
21.06.2016	5,7%	52,20	44,36
12.11.2016	9,12%	62,68	124,91
28.11.2016	9,35%	59,98	130,08

*metadados disponibilizados pela USGS.

A escolha das imagens nas datas acima citadas foi relacionada com a semelhança das condições climáticas delas com o período de coleta dos dados de campo. Embora a datas das imagens sejam de aproximadamente seis meses, um mês anterior e um ano após, respectivamente, ao início das coletas de dados em campo, supôs-se que os valores de biomassa vegetal na região não tenham variado significativamente nesse período.

Além desse critério, a seleção das imagens nestas datas obedeceu ao percentual de cobertura de nuvens inferior a 10%, tendo em vista que a presença destas impõe uma série de limitações ao uso operacional das técnicas de sensoriamento remoto na estimativa de distribuição espacial da biomassa vegetal.

Inicialmente foram utilizadas 6 bandas, descritas no quadro 03, e calculados 08 índices espectrais: RVI, NDVI, SAVI, EVI, NDWI, GNDVI, MNDWI e CTVI. Estes índices foram escolhidos por estarem diretamente relacionados com a vegetação (RVI, NDVI, GNDVI, EVI e CTVI), solo (SAVI) e água (NDWI e MNDWI). As equações de determinação destes índices estão no quadro 03.

Quadro 03. Equações utilizadas para a determinação dos índices espectrais

Índice	Equação	Autor
Ratio Vigor Index (RVI)	$RVI = \frac{NIR}{RED}$	Pearson e Miller (1972)
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Rouse et al. (1974)

Quadro 03, continua.

Índice	Equação	Autor
Soil-adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L} * (1 + L)$	Huete (1988)
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$EVI = G \left(\frac{NIR - RED}{NIR + C1 * RED - C2 * BLUE + L} \right)$	Huete et al.(1997)
Normalized difference water index (NDWI)	$NDWI = \frac{GREEN - NIR}{GREEN + NIR}$	Gao (1996)
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)	$GNDVI = \frac{NIR - G}{NIR + G}$	Gitelson et al. (1996)
Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)	$MNDWI = \frac{GREEN - swir2}{GREEN + swir2}$	Xu (2006)
Corrected Transformed Vegetation Index (CTVI)	$CTVI = \frac{NDVI - 0,5}{ NDVI + 0,5 \sqrt{ NDVI + 0,5 }}$	Perry e Lautenschlager (1984)

Em que:

NIR: Banda do infravermelho próximo;

RED: Banda do vermelho;

GREEN: Banda verde;

BLUE: Banda azul;

Swir2: Faixa infravermelha de onda curta (1400-1800nm);

G: Fator de ganho;

L: Fator de correção para o solo;

C1 e C2: Coeficientes de ajuste para o efeito de aerossóis da atmosfera.

A primeira investigação foi o ajuste de equações para o melhor entendimento das relações entre a biomassa e as variáveis derivadas de sensoriamento remoto. Para tanto realizou-se uma análise exploratória de dados por meio da distribuição de frequência de dados e a correlação entre a biomassa vegetal, como variável dependente e as variáveis de sensoriamento remoto, como variáveis independentes.

As equações foram ajustadas considerando a biomassa como variável dependente e todas as bandas e índices de vegetação como as variáveis independentes, buscando-se o ajuste com o menor número de variáveis

independentes possível. O método de seleção *Stepwise backward* foi utilizado para a seleção das variáveis independentes mais significativas. Esse método ajusta inicialmente um modelo com todas as variáveis e, em seguida, eliminar uma a uma (SILVA, 2016). Das quatorze variáveis independentes avaliadas em todas as cenas (seis bandas e oito índices), apenas uma variável para a imagem do dia 21 de junho de 2016, três variáveis para a imagem do dia 12 de novembro de 2016 e duas variáveis para a imagem do dia 28 de novembro de 2016 foram significativas.

Na etapa seguinte aplicou-se análise de regressão linear múltipla, em que se considerou como variáveis independentes significativas selecionadas pelo algoritmo, para a construção do modelo de predição.

Medidas de validação, como o coeficiente de determinação (R^2), o erro absoluto médio (EAM) e a raiz do erro médio quadrático (RMSE) foram calculadas com o intuito de avaliar o desempenho das estimativas para cada data avaliada. As estimativas foram utilizadas para espacialização da AGB em todas as datas para a área de estudo. As etapas estatísticas foram realizadas no software estatístico R (R CORE TEAM, 2017).

3.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a biomassa vegetal total e o estoque de carbono da biomassa, a análise de variância indicou diferenças significativa entre as vegetações (Tabela 03).

Tabela 03. Análise de variância da biomassa vegetal, de diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI.

Fatores	GL	SQ	QM	F
Vegetação	4	95,70	23,92	31,56**
Resíduo	20	15,16	0,758	
Total	24			

GL: Graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; QM: Quadrado Médio.

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

Pelo teste de Tukey, observou-se que a vegetação perenifólia de mangues apresentou a maiores médias para biomassa vegetal ($517,43 \text{ Mg.ha}^{-1}$), estoque de carbono vegetal ($258,34 \text{ Mg.ha}^{-1}$), pela diferença significativa ($p < 0,01$) entre as médias e a vegetação pioneira psamófila a menor quantidade ($p < 0,05$). Observou-se ainda uma semelhança entre as variáveis das vegetações de várzea, carnaubais e subperenifólia de dunas (Figura 03).

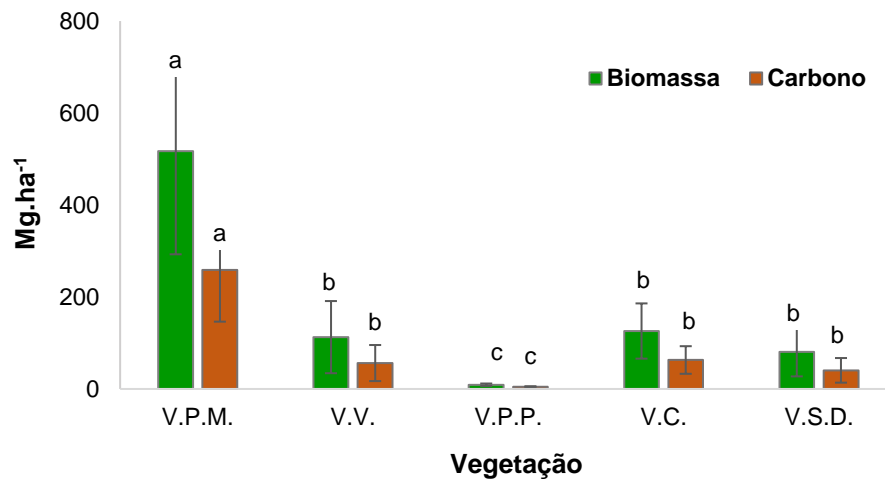


Figura 03. Médias de biomassa e carbono da biomassa vegetal nos diferentes tipos de vegetação no Delta do Parnaíba-PI. VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas). Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey. CV_{biomassa} : 38,24%; CV_{carbono} : 35,84%

Tratando-se de vegetação perenifólia de mangues, diversas características morfológicas e fisiológicas são responsáveis por tornar essa vegetação uma grande produtora de biomassa e sequestradora de carbono, quando comparada as outras vegetações estudadas. Naidoo (2016) destaca que os manguezais crescem em substratos macios, dotados de matéria orgânica, que contribuem para que essas plantas cresçam e sejam detentoras de altos teores de biomassa e, conseqüentemente, altos estoques de carbono.

A condição de inundação, desenvolve adaptações, que incluem modificações nas paredes dos tecidos vegetais, na forma e tamanho das raízes das espécies de mangues, e nas taxas fotossintéticas que influenciam diretamente na resistência dessas espécies, principalmente sob condições de alta salinidade, como é o caso do ambiente estudado.

Embora a salinidade seja uma condição de limitação para algumas espécies de mangues, onde quanto maior a salinidade, menor são as taxas de crescimento e ganhos de carbono (Nguyen et al., 2015), constatou-se a presença de espécies mais resistentes a essas condições, indicando a adaptação às condições apresentadas. Este cenário foi percebido diante do grande porte dos indivíduos e a presença de uma única espécie, com indivíduos com características dendrométricas similares, em todas as parcelas avaliadas, o que resulta em teores de biomassas maiores quando comparado a florestas com diversidade de espécies de mangues.

Pesquisas realizadas no mundo, nos últimos oito anos (Hickey et al., 2018; Kamruzzaman et al., 2017; Tang et al., 2016; Wang et al., 2013; Ray et al., 2013; Kauffman e Cole, 2010), apresentaram variações nos valores médios de biomassa. No Brasil, em manguezais da região amazônica, por exemplo, Kauffman et al. (2018) reportaram biomassa vegetal menor que a média observada neste estudo utilizando as mesmas equações alométricas. Fonseca e Mochel (2016) estimaram a biomassa de manguezais de três espécies em São Luís, no Maranhão e observaram valor médio de biomassa total para a espécie *R. mangle*, menor que a verificada nesse trabalho, utilizando uma equação alométrica desenvolvida pelos autores (Tabela 04).

Tabela 04. Valores médios de biomassa utilizando equações alométricas desenvolvidas pela literatura.

Local (Autores)	Equação utilizada	Valor médio de biomassa observado pelos autores	Valor médio de biomassa observada neste estudo*
Austrália (Hickey et al., 2018)	Saenger e Snedaker (1993)	70 Mg.ha ⁻¹	220,02 Mg.ha ⁻¹
Japão (Kamruzzaman et al., 2017)	Comely e McGuinness (2005)	162,7 Mg.ha ⁻¹	208,62 Mg.ha ⁻¹
Costa Atlântica da África Ocidental (Tang et al., 2016)	Saenger e Snedaker (1993)	196,17 Mg.ha ⁻¹	220,02 Mg.ha ⁻¹
Sul da China (Wang et al., 2013)	Comley e McGuinness (2005)	270,59 Mg.ha ⁻¹	208,62 Mg.ha ⁻¹
Índia (Ray et al., 2012)	Ray et al. (2011)	37,78 Mg.ha ⁻¹	180,54 Mg.ha ⁻¹
Micronésia (Kauffman e Cole, 2010)	Cole et al. (1999)	321 Mg.ha ⁻¹	247,46 Mg.ha ⁻¹
Região Amazônica (Kauffman et al., 2018)	Fromard et al. (1998)	290 Mg.ha ⁻¹	343,52 Mg.ha ⁻¹
São Luís (MA) -Fonseca e Mochel (2016)	Próprios autores	50,49 Mg.ha ⁻¹	284,06 Mg.ha ⁻¹

*Valores calculados com as mesmas equações utilizadas pelos autores citados.

A biomassa observada em manguezais do Japão, África Ocidental e Índia assim como as verificadas em manguezais do Brasil supracitados, foram inferiores aos reportados neste estudo, mesmo utilizando as mesmas equações que os autores e tendo em vista as características dendrométricas medidas, que diferem

principalmente pelas condições climáticas desses locais e pela posição geográfica, como indicam Saintilan et al. (2014).

Nos manguezais estudados, observou-se que 57,62 % da vegetação de mangues mensurada, apresentou DAP acima de 30 cm. Em relação à altura, verificou-se que 52,54% dos indivíduos apresentaram alturas superiores a 20 metros. Em algumas parcelas avaliadas, foi possível medir indivíduos com altura superior a 40 metros, fator, que juntamente com o DAP espesso de muitos indivíduos, influenciam diretamente nos resultados obtidos das equações utilizadas.

Fonseca e Mochel (2016) observaram em manguezais do Maranhão indivíduos de *R. mangle* com DAP médio de 13,1 cm e altura média de 15 metros e consideraram esses parâmetros como fatores determinantes na biomassa vegetal total de um fragmento florestal, pois estas são as detentoras de maior conteúdo de biomassa na planta.

Um segundo fator importante é a utilização das equações alométricas, que no caso do estudo, foram específicas para a região nordeste do Brasil, principalmente quando se trata da espécie *R. mangle*, diferente dos trabalhos citados, que apesar de utilizarem equações que consideram os mesmos parâmetros avaliados neste trabalho, utilizaram equações desenvolvidas para manguezais em regiões tropicais de maneira global.

Ao se estabelecer uma comparação com a floresta amazônica primária Lu, Batistella e Moran (2005), observaram valores de AGB entre 110 e 490 Mg.ha⁻¹ com média de 248 Mg.ha⁻¹, em Machadinho D'Oeste, RO. Chambers et al. (2001) encontraram valores entre 232 e 391 Mg.ha⁻¹ para a Amazônia central. Os resultados indicam o grande potencial de estoque de carbono na AGB dos manguezais do litoral piauiense.

Quanto ao estoque de carbono vegetal, considerando o fator de conversão proposto pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), que indica a quantidade de carbono estocado na biomassa vegetal esteja em torno de 50% (IPCC, 2006), os valores estimados para essa variável são derivados da relação entre a biomassa obtida pelas equações alométricas e o fator de conversão. Logo, esse resultado está diretamente relacionado com os dados de biomassa vegetal.

Pinto et al. (2016), calculando a absorção de carbono em um bosque de mangues na APA da Serra do Guararú, em São Paulo, observaram que as espécies estudadas tinham capacidade de estocar 0,08 Mg.ha⁻¹ de carbono. Siteo, Mandlate e

Guedes (2014), observaram que as florestas de mangues da Baía de Sofala, em Moçambique estocam em torno de 58,60 Mg.ha⁻¹ de carbono, valores abaixo dos observados neste trabalho. Os autores mencionados, destacam a relação do estoque de carbono da biomassa com a altura das árvores, sendo uma relação diretamente proporcional.

Em contrapartida, nas regiões do Pacífico tropical, Donato et al. (2012) observaram a estocagem de carbono da biomassa vegetal de manguezais que variavam de 169 a 452 Mg.ha⁻¹. Kauffman et al. (2017) observaram reservatórios de carbono em manguezais da África Centro-Occidental que variavam de 5,2 a 312 Mg.ha⁻¹. Do mesmo modo, Kauffman et al. (2018) reportaram estoques de carbono em manguezais da Amazônia que se aproximaram de 145 Mg.ha⁻¹.

Comparando com a média global de carbono estocado em manguezais, acima do solo, que é de 82 Mg C ha⁻¹ (IPCC, 2014), a média de estoque de carbono acima do solo, observado nos manguezais do Delta do Parnaíba, estão acima do valor padrão (190,44 Mg C ha⁻¹) proposto.

Com referência as vegetações de várzea, de carnaubais e subperenifólia de dunas, elas apresentaram quantidades de biomassa semelhantes estatisticamente, embora estejam em condições de solos, número de indivíduos e espécies diferentes. O mesmo padrão foi verificado para os resultados de estoque de carbono. Esse resultado pode ser explicado pelo padrão fisiológico das plantas.

As vegetações de várzea e carnaubais, estão presentes em áreas que podem ficar inundadas no período chuvoso e posteriormente ficam um certo tempo submetidas ao estresse hídrico nos meses mais secos. Essa condição proporciona o desenvolvimento de adaptações morfoanatômicas, principalmente nas palmáceas como *M. flexuosa*, *E. oleracea* e *C. prunifera*, para suportarem a redução do oxigênio no solo. Dessa forma, essas espécies conseguem manter sua alta taxa fotossintética mesmo sob inundações, continuando sua produção de biomassa independente do período do ano (Arruda e Calbo, 2004), chegando a biomassas semelhantes aos de árvores de grande porte como o *A. occidentale*, encontrados na vegetação subperenifólia de dunas.

Analisando a média dos valores de biomassa vegetal reportados pela vegetação subperenifólia de dunas (78,30 Mg.ha⁻¹), constatou-se maior biomassa em relação ao reportado por Santos et al. (2016), que quantificaram valores de 12 Mg.ha⁻¹ para a biomassa, em vegetação com espécies da caatinga em Caicó-RN.

Considerando a utilização das equações alométricas de Lima Junior et al. (2014), para calcular a biomassa na vegetação subperenifólia de dunas, também foi observado valores maiores do que os reportados pelos autores, que variaram de 5,93 a 60,74 Mg.ha⁻¹.

Tendo em vista que foram mensurados todos os indivíduos dessa vegetação, independente do DAP, observou-se grande quantidade de indivíduos com DAP abaixo de 30 cm (89,13% do total). Embora o DAP tenha uma influência direta com a biomassa, o pequeno percentual de indivíduos com DAP acima de 30 cm pode ter incrementado o conteúdo de biomassa dessa vegetação. Além disso, a altura, sendo considerada um fator determinante para a biomassa, também influenciou diretamente no resultado, tendo em vista que 44,6 % dos indivíduos apresentaram altura acima de 12 metros, com presença de plantas de até 20 metros de altura.

Nesse contexto, Sausen et al. (2013) destacam que, em florestas nativas, a ocorrência de determinadas espécies que possuem grande porte, constitui o principal fator promotor de incremento em biomassa e nos estoques de carbono. Além disso, os autores apontam que algumas espécies contribuem de maneira mais intensa para os estoques de carbono, sendo o aumento do estoque diretamente proporcional ao volume de madeira. De modo simplificado, quanto maior a densidade da madeira, maior será a biomassa estocada por metro cúbico de madeira (CARNEIRO et al., 2014).

Tratando-se da vegetação pioneira psamófila, a biomassa vegetal variou de 6,68 a 12,92 Mg.ha⁻¹, apresentando a menor média de biomassa por hectare (9,22 Mg.ha⁻¹) na área de estudo. Este resultado está diretamente relacionado com o porte da vegetação analisada, que é composta por plantas rasteiras, tolerantes a alta mobilidade de substratos, que ocorrem em locais com baixa disponibilidade de matéria orgânica, drenagem rápida da água, luz solar direta e intensa causando superaquecimento durante algumas horas do dia, principalmente nos meses mais quentes (ANDRADE, 1966).

Diante das condições acima citadas, essas plantas são pouco desenvolvidas, e conseqüentemente detentoras de baixas quantidades de biomassa, mesmo cobrindo grande faixas, o que justifica os menores valores para biomassa registrados neste trabalho e conseqüentemente baixas médias de estoque de carbono (4,61 Mg.ha⁻¹).

Fidelis, Lyra e Pivello (2012), avaliaram campos úmidos no cerrado de Tocantins e observaram biomassas que chegaram até 15,92 Mg.ha⁻¹, valor que não está distante do maior valor de biomassa registrado para a vegetação pioneira psamófila. Em contrapartida, Rocha e Miranda (2012), quantificaram a biomassa do estrato arbóreo de ambiente savânico na Amazônia e observaram valores de biomassa que não ultrapassaram 2,5 Mg.ha⁻¹, média menor que a observada na vegetação pioneira psamófila.

Embora quando comparada com as outras vegetações estudadas, a biomassa da vegetação pioneira psamófila seja baixa, a média observada também foi superior àquelas atribuídas por Bokhorst et al. (2017), para vegetação de arbustos e gramíneas nas Ilhas Malvinas, de 2,77 Mg.ha⁻¹. Os autores associaram o resultado ao uso intenso do pastoreio na região.

Resultados com valores inferiores também foram reportados por Chabi et al. (2015), que observaram biomassa em áreas de savana herbácea no Sudão, que variaram de 0,06 a 9,2 Mg.ha⁻¹.

Destacando a correlação entre a variável significativa da imagem de 21 de junho de 2016 e a biomassa vegetal observou-se o estabelecimento de uma forte correlação positiva entre a biomassa e o MNDWI, em torno de 78,33% (Figura 04).

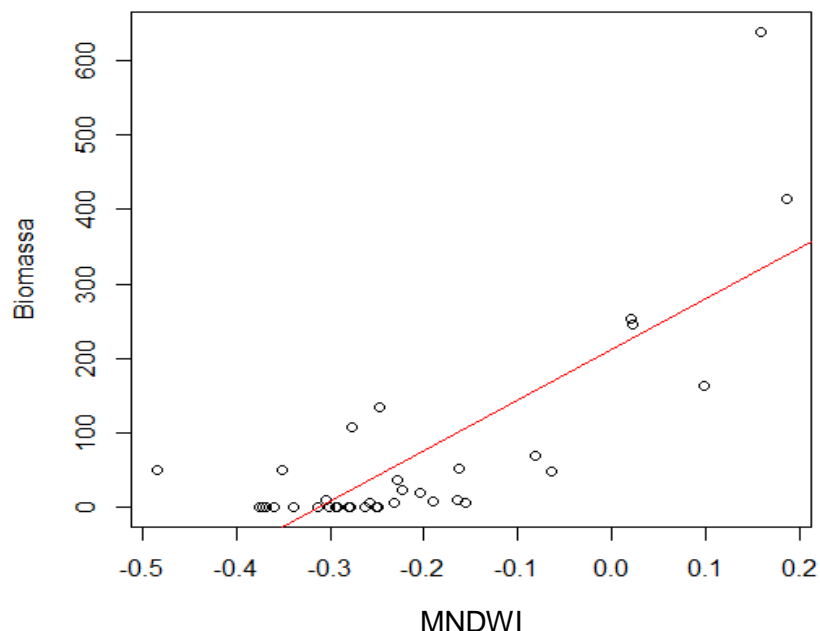


Figura 04. Diagrama de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 21.06.2016

Para a imagem do dia 12 de novembro de 2016, observou-se, no modelo, que a biomassa vegetal apresentou uma maior correlação com a Banda 7, EVI e MNDWI (Figura 05 e tabela 04).

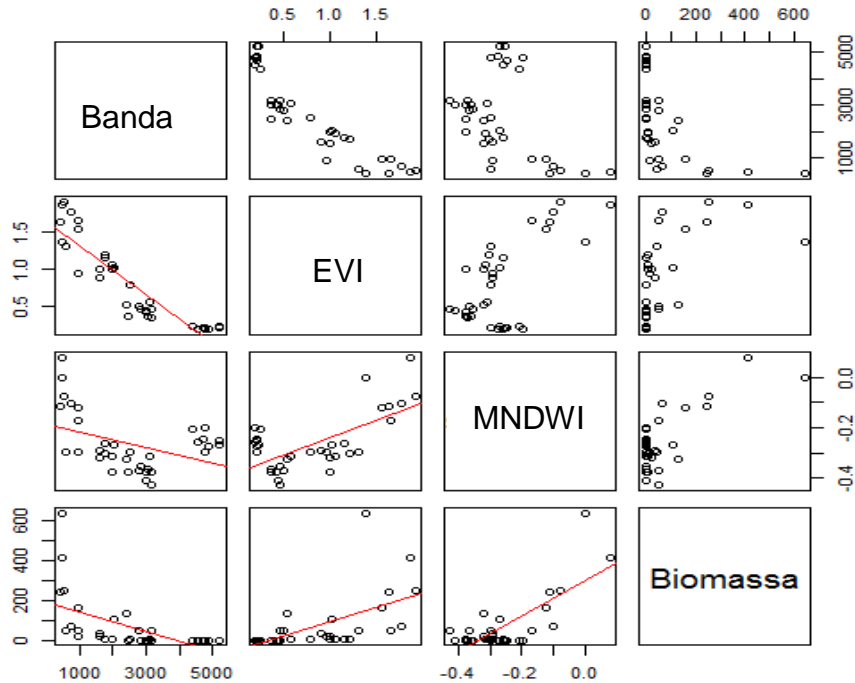


Figura 05. Diagramas de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 12.11.2016

Verificou-se que o EVI e a banda 7 apresentaram uma correlação moderada com a biomassa predita. Entretanto, as variações da biomassa em relação às variações na banda 7 ocorrem de modo inverso, observadas pela linha de tendência indicando decréscimo na biomassa vegetal com o aumento dos valores de reflectância na banda 7. Resultado semelhante foi observado por Wu et al. (2016), que estimaram a biomassa vegetal de uma floresta no nordeste da China e reportaram uma correlação da biomassa com a banda 7 de -0,566.

O MNDWI apresentou uma forte correlação positiva com a biomassa predita, de modo que a biomassa vegetal apresenta crescimento aproximadamente na mesma proporção da variável independente (Tabela 05).

Tabela 05. Coeficientes de correlação entre as três variáveis e a biomassa vegetal acima do solo, do modelo obtido da imagem do Landsat 8/OLI, do dia 12.11.2016

	Banda 7	EVI	MNDWI	Biomassa
Banda 7	1	-0,90571	-0,41324	-0,55545
EVI	-0,90571	1	0,653825	0,592127
MNDWI	-0,41324	0,653825	1	0,761285
Biomassa	-0,55545	0,592127	0,761285	1

Analisando o modelo obtido da imagem do dia 28 de novembro de 2016, observou-se que a biomassa apresentou uma maior correlação com a banda 7 e o MNDWI (Figura 06).

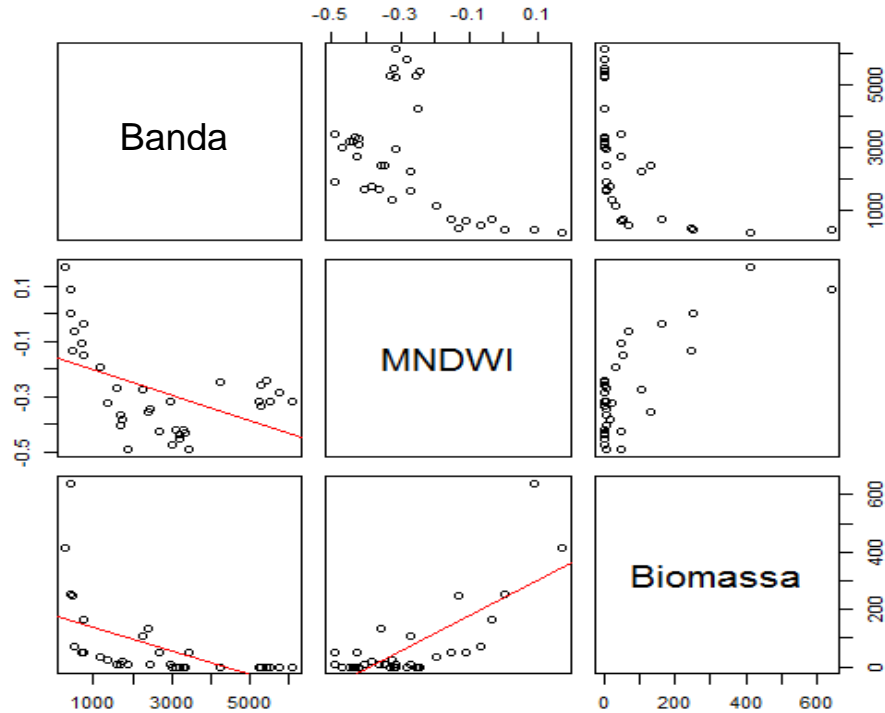


Figura 06. Diagramas de dispersão entre as variáveis do modelo para imagem do dia 28.11.2016

Quanto ao comportamento das variáveis significativas no modelo, observou-se que a biomassa apresentou uma forte correlação positiva com o MNDWI, cuja correlação entre variáveis observada foi de aproximadamente 75,29%. Com relação à banda 7, do mesmo modo da equação anteriormente analisada, apresentou correlação negativa com a biomassa acima do solo predita. (Tabela 06).

Tabela 06. Coeficientes de correlação entre duas variáveis e a biomassa vegetal acima do solo, do modelo obtido da imagem do Landsat 8/OLI, do dia 28.11.2016

	Banda7	MNDWI	Biomassa
Banda7	1	-0,4911	-0,53747
MNDWI	-0,4911	1	0,752867
Biomassa	-0,53747	0,752866	1

Risdiyanto e Fakhrul (2017), reportaram que os altos valores de biomassa acima do solo em florestas na Indonésia estavam cerca de 63,06% relacionados com os baixos valores de reflectância na banda 7 do Landsat 8. Os mesmos autores indicam que as variações na biomassa estimada do dossel acontecem principalmente

pela heterogeneidade da vegetação e pela influência da umidade, características semelhantes às da vegetação do presente estudo.

Tratando-se da predição de AGB por sensoriamento remoto, os modelos de predição considerando as variáveis selecionadas pelo algoritmo *Stepwise backward*, estão apresentados na tabela 07.

Tabela 07. Descrição dos modelos obtidos por tratamento. Onde: NV é o número de variáveis selecionadas pelo *Stepwise backward*, incluindo a constante; R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} é o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; EAM é o erro absoluto médio; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio.

Datas	Variáveis explicativas	Modelo					
		NV	R^2	R^2_{aj}	SQR	EAM	RMSE (Mg.ha ⁻¹)
21.06.2016	MNDWI***	1	0,61	0,60	239.482,00	-109,994	276,04
	BIO= 212,62+680,31 MNDWI						
12.11.2016	Banda 7***, EVI**, MNDWI***	3	0,74	0,72	158.199,00	6,84	47,89
	BIO= 825,99 - 0,0973Banda7 - 225,82 EVI+ 1164,55 MNDWI						
28.11.2016	Banda 7**, MNDWI***	2	0,60	0,58	245.521,00	9,63	34,67
	BIO= 260,369 – 0,01671Banda 7 + 529,617 MNDWI						

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Na estimativa, os maiores valores para R^2 e R^2_{aj} e os menores valores para SQR foram observados para os modelos das imagens do dia 21 de junho e 12 de novembro de 2016. Entretanto, os menores valores para o EAM e RMSE foram observados nos modelos obtidos das imagens de 12 de novembro de 2016 e 28 de novembro de 2016, sendo estes considerados os melhores modelos para estimar biomassa vegetal acima do solo (Tabela 06).

Em todos os modelos gerados para as cenas, observou-se que o MNDWI esteve presente como variável explicativa, apresentando maior sensibilidade na detecção da AGB na área de estudo. Esse resultado tem relação com as condições do local de estudo, caracterizado por ser uma região em contato com a água,

influenciado pela movimentação das marés, apresentando algumas áreas inundadas. Além disso, o MNDWI é um índice que melhora a eficiência na identificação de corpos d'água e na diminuição de ruídos produzidos por áreas com vegetação ou solo exposto, bem como algumas espécies apresentam uma maior concentração de água nas folhas e, conseqüentemente, índices como MNDWI tendem a apresentar melhores resultados.

Barrachina, Cristóbal e Tulla (2015), estimando biomassa na vegetação de pradaria dos Pirineus, sudoeste da Europa, também observaram que o MNDWI apresentou forte relação com a biomassa vegetal. Segundo os autores, embora os índices espectrais como NDVI, EVI e GNDVI sejam *a priori* mais relacionados com a produção de biomassa, aqueles relacionados à umidade desempenham um papel importante na modelagem de AGB, principalmente em regiões influenciadas por corpos d'água, sendo estatisticamente mais selecionados do que outros índices. Dessa forma, indica-se que as faixas do infravermelho médio sejam descritores cruciais do AGB.

Diferente de outros estudos o NDVI não foi considerado como uma variável explicativa nos modelos desenvolvidos. Nakai (2016) também observou uma baixa correlação do NDVI com a biomassa, apresentando-se pouco sensível na estimativa dessa variável dependente, em relação ao EVI. Segundo a autora, o EVI é mais sensível a queda de folhas e responde melhor à estratificação e características da arquitetura do dossel, sendo mais sensível para detecção de vegetação densa.

Alba et al. (2017), também observaram ausência de correlação significativa entre o NDVI e biomassa em dosséis de *Eucalyptus grandis* com 18 anos de idade e relacionaram este resultado ao fato da vegetação apresentar dissimilaridade na altura de árvores dentro das unidades amostrais, influenciando nos pontos de sombreamento mesmo em áreas planas e reduzindo a reflectância da radiação eletromagnética na faixa espectral do infravermelho próximo.

Deve-se ressaltar que, embora as bandas espectrais e alguns índices que estejam relacionados diretamente com a estrutura do dossel sejam mais sensíveis e estatisticamente mais significativos que outros, os modelos de estimativas de biomassa incorporaram a condição úmida da área de estudo. Essa afirmação pode ser verificada na presença do MNDWI em todos os modelos de predição elaborados neste estudo e da banda 7 em pelo menos dois modelos. Barsi et al. (2014) indicam

que o uso da banda 7 em mapeamentos auxiliam na identificação do melhor conteúdo de água na vegetação, o que provavelmente foi identificado neste estudo.

Os erros de predição EAM e RMSE calculados para cada vegetação em cada data de imagem, são apresentados na Tabela 08.

Tabela 08. Erros estatísticos de predição calculados para cada tipo de vegetação do Delta do Parnaíba, para as imagens de 21.06.2016, 12.11.2016 e 28.11.2016, onde: EAM (erro absoluto médio); RMSE (raiz quadrada do erro quadrático médio); VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas).

Vegetação	21.06.2016		12.11.2016		28.11.2016	
	EAM	RMSE	EAM	RMSE	EAM	RMSE
V.P.M.	87,66	146,59	56,65	157,49	98,28	92,20
V.V.	-78,96	87,90	-49,36	112,10	-104,84	62,40
V.C.	65,56	97,31	37,82	98,80	59,45	73,59
V.S.D.	-3,98	60,56	1,34	51,93	-25,40	67,32
V.P.P.	-67,66	80,17	12,52	36,39	-2,57	30,72

Os erros estatísticos da predição, para cada vegetação, em cada data de imagem, indicam que os valores de biomassa estimados pelos modelos de regressão linear múltipla apresentaram padrões discrepantes. A vegetação perenifólia de mangues, foi aquela que mais apresentou erros de estimativas de AGB. Quando comparada com as outras vegetações estudadas, o erro absoluto médio indicou que houve superestimação de valores na estimativa. Observou-se ainda que as variáveis utilizadas da imagem de 28.11.2016 obtiveram os menores RMSE.

Quanto a distribuição espacial da biomassa vegetal acima do solo para as três datas (Figura 07), os mapas indicam que os maiores valores de biomassa estão concentrados em áreas de planícies com vegetação perenifólia de mangues e os valores intermediários em áreas correspondentes aos terraços e planícies sob a vegetação de várzea e algumas áreas sob vegetação de carnaubais. Estas áreas apresentaram biomassa vegetal acima de 150 Mg.ha⁻¹.

Os menores valores de biomassa foram observados em áreas correspondentes a vegetação subperenifólia de dunas e vegetação pioneira psamófila. Estas áreas apresentaram biomassa abaixo de 50 Mg.ha⁻¹.

Os resultados apresentados pelo RMSE das duas espacializações são confirmados quando se observa e compara os pontos de validação utilizados para cada vegetação estudada. A biomassa estimada para estes pontos indica que os pontos correspondentes a vegetação perenifolia de mangues, apesar de apresentarem o maior RMSE, ainda assim, registraram maior biomassa estimada, quando comparada com outras vegetações, seguido da vegetação de várzea e vegetação de carnaubais.

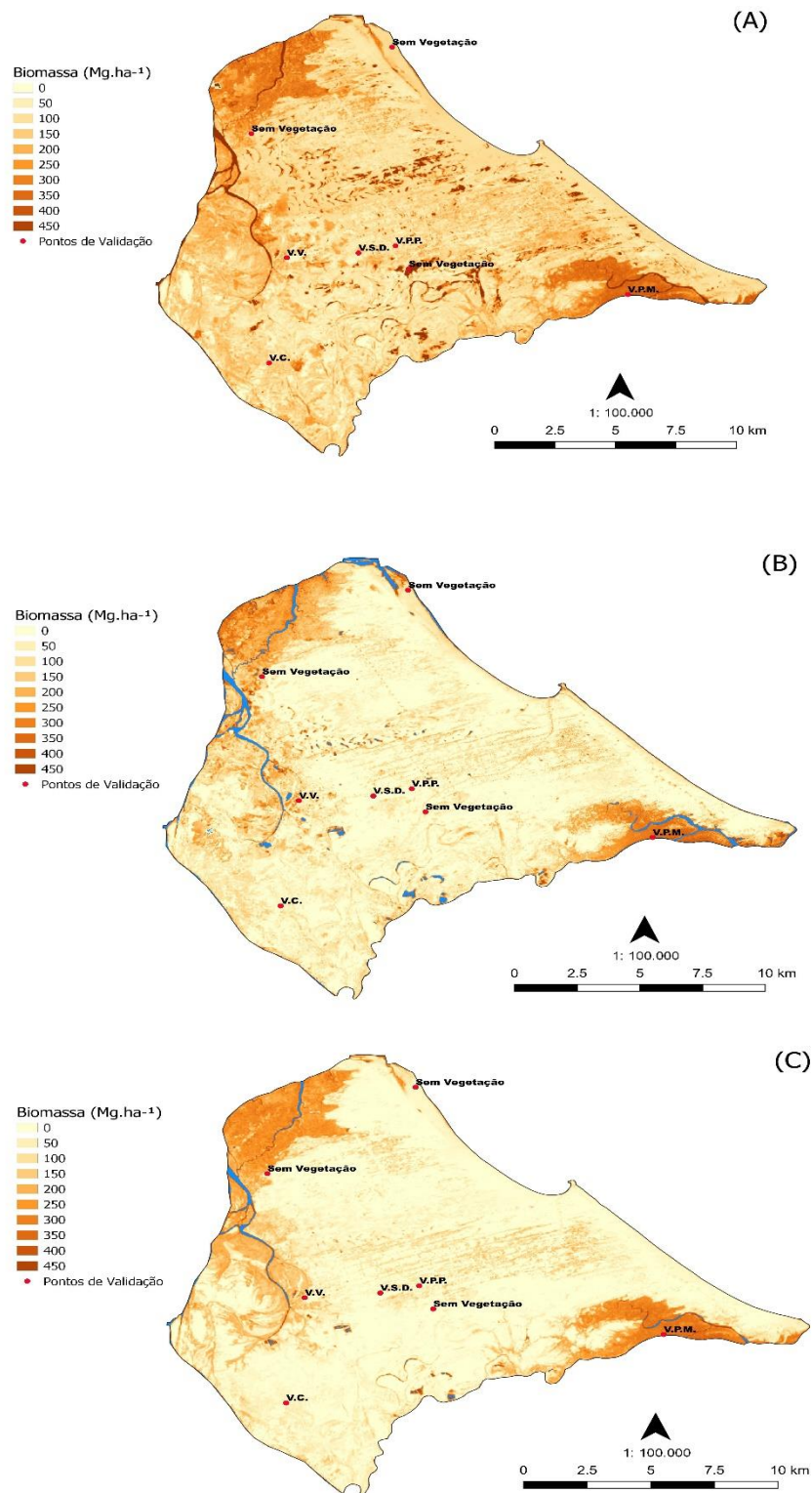


Figura 07. Biomassa acima do solo estimada (Mg.ha⁻¹) da vegetação do Delta do Parnaíba, Piauí, baseada em modelos utilizando dados do Landsat 8/ OLI em 21/06/2016 (MNDWI) (A), 12/11/2016 (banda 7, EVI, MNDWI) (B) e 28 /11/ 2016 (banda 7, MNDWI) (C). Onde VPM (vegetação perenifólia de mangue), VV (vegetação de várzea), VPP (vegetação pioneira psamófila), VC (vegetação de carnaubais) e VSD (vegetação subperenifólia de dunas).

Ressalta-se ainda que a geometria de aquisição dos dados interferiu na geometria de iluminação das cenas, onde a imagem com o menor ângulo de elevação solar (21 de junho de 2016) sofre a diminuição da irradiância solar sobre na superfície devido ao maior sombreamento, principalmente em áreas de transição entre uma vegetação e outra.

Estes efeitos são manifestados nas variações da reflectância de superfície e conseqüentemente nos valores dos índices de vegetação e nas estimativas de biomassa derivadas dos modelos.

4.0 CONCLUSÕES

Existe uma grande variabilidade da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba de acordo com os diferentes tipos de vegetação e paisagem presentes.

A vegetação perenifólia de mangues possui maior quantidade de biomassa vegetal e, conseqüentemente, maior potencial de estocagem, que outras vegetações no Delta do Parnaíba-PI.

A vegetação pioneira psamófila possui a menor quantidade de biomassa vegetal e, conseqüentemente, menor potencial de estocagem de carbono.

As estimativas de biomassa vegetal utilizando variáveis de sensoriamento remoto são possíveis de serem realizadas com significativa precisão, para a vegetação do Delta do Parnaíba- PI, indicando que o trabalho pode ser ampliado para outros ambientes litorâneos. A geometria de iluminação das cenas e a época do ano resultaram em diferentes padrões na estimativa da biomassa vegetal.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBA, E.; MARSHESAN, J.; TRAMONTINA, J.; MELLO, E.; SILVA, E.; PEREIRA, R. S. Uso de imagens de média resolução espacial para o monitoramento de dosséis de *Eucalyptus grandis*, **Scientia Agraria**, v.18, n.4, p. 1-8, 2017 <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v18i4.51944>

ARAÚJO, A. C. M.; SILVA, A. N. F.; ALMEIDA JUNIOR, E. B. Caracterização estrutural e *status* de conservação do estrato herbáceo de dunas da Praia de São Marcos, Maranhão, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 46, n. 3, p. 247-259, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201504265>

- BARSI, J.A.; LEE, K.; KVARAN, G.; MARKHAM, B.L.; PEDELTY, J.A. The Spectral Response of the Landsat-8 Operational Land Imager. **Remote Sens.** V.6, n.10, p.10232-10251, 2014 <http://doi.org/10.3390/rs61010232>
- BARRACHINA, M. CRISTÓBAL, H. TULLA, A. F. Estimating above-ground biomass on mountain meadows and pastures through remote sensing, **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.38, p.184-192, 2015 <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.12.002>
- BOKHORST, S.; CONVEY, P.; HUISKES, A.; AERTS, R. Dwarf shrub and grass vegetation resistant to long-term experimental warming while microarthropod abundance declines on the Falkland Islands. **Austral ecology**, v.42, n.8, p. 984-994, 2017 <http://doi.org/10.1111/aec.12527>
- BRASIL. Decreto de 28 de Agosto de 1996. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, nos Estados do Piauí, Maranhão, e Ceará, e dá outras providências, 1996. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/Anterior%20a%202000/1996/Dnn4368.htm, acesso em 16 de agosto de 2016.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art.225, §1º, incisos I, II, III e IV da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, 2000a.
- BRASIL. Decreto de 16 de novembro de 2000. Cria a Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba, no Município de Ilha Grande de Santa Isabel, Estado do Piauí, e nos Municípios de Araióses e Água Doce, Estado do Maranhão, e dá outras providências, 2000b. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/DNN9084.htm, acesso em 28 de março de 2019.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A.E. L. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. **Forest Science**, v.35, p.881-902, 1989. <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>
- CABRAL, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI.** Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.
- CANDIAGO, S.; REMONDINO, F.; De GIGLIO, M.; DUBBINI, M.; GATTELLI, M. Evaluating Multispectral Images and Vegetation Indices for Precision Farming Applications from UAV Images. **Remote Sens.** v.7, n.4, p.4026-4047, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs70404026>
- CARNEIRO, A. C. O.; CASTRO, A. F. N. M.; CASTRO, R. V. O.; SANTOS, R. C.; FERREIRA, L. P.; DAMÁSIO, R. A. P.; VITAL, B. R. Potencial energético da madeira de Eucalyptus sp. em função da idade e de diferentes materiais genéticos. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 375-381, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000200019>

CHAMBERS, J. Q.; DOS SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v.152, n.1-3, 73-84, 2001.

COLE, T.G.; EWEL, K.C.; DEVOE, N.N. Structure of mangrove trees and forests in Micronesia. **Forest Ecology and Management**. v.117, n. 1-7, p.95–109, 1999 [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00474-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00474-5)

COMLEY, B.W.T.; MCGUINNESS, K. A. Above- and below-ground biomass, and allometry, of four common northern Australian mangroves. **Australian Journal of Botany**, v.53, p.431–436, 2005.

DUNCAN, C.; OWEN, H. J.; THOMPSON, J. R.; KOLDEWEY, H. J.; PRIMAVERA, J. H.; PETTORELLI, N. Satellite remote sensing to monitor mangrove forest resilience and resistance to sea level rise. **Methods in Ecology and Evolution**, v.9, n.8, p.1837-1852, 2018. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12923>

FIDELIS, A.; LYRA, M. F. S.; PIVELLO, V. R. Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 356-364, 2012 <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01465.x>

FONSECA, I. L. A.; MOCHEL, F. R. Fitomassa aérea de um manguezal no estuário do rio dos cachorros, São Luís, Maranhão, Brasil. **Boletim laboratório de hidrobiologia**. v.26, p- 17-25, 2016.

FRANGI, J. L.; LUGO, A. E. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. **Ecological Monographs**, n.55, n.3, p. 351-369, 1985. <https://doi.org/10.2307/1942582>

FROMARD, F.; PUIG, H.; MOUGIN, E.; MARTY, G.; BETOULLE, J. L.; CADAMURO, L. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, v.115, p.39-53, 1998. <https://doi.org/10.1007/s004420050>

FERNANDES, A.G.; LOPES, A.S.; SILVA, E.V.; CONCEIÇÃO, G.M.; ARAÚJO, M.F.V. IV – Componentes biológicos: Vegetação. In: CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí**: relatório geo-ambiental e sócio-econômico. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

FUNDAÇÃO CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí**: relatório geo-ambiental e sócio-econômico. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

FUNDACION SOLAR. **Elementos técnicos para inventários de carbono em uso del solo**. Guatemala, 2010. 36p.

GAO, B. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**. v.58, n. 3, p. 257-266, 1996 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

GITELSON, A.A.; KAUFMAN, Y.J.; MERZLYAK, M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of**

Environment, v.58, p.289-298, 1996 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

GUZZI, A. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba**: litoral piauiense. Parnaíba: EDUFPI, 2012. 466p.

HICKEY, S.M., CALLOW, N. J.; PHINN, S.; LOVELOCK, C. E.; DUARTE, C. M. Spatial complexities in aboveground carbon stocks of a semi-arid mangrove community: A remote sensing height-biomass-carbon approach, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v.200, p.194-201, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.004>

HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of Environment**, v. 25, n.3, p. 295-309, 1988. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

HUETE, A.R.; LIU, H.Q.; BATCHILY, K.; LEEUWEN, W. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v.59, n. 3, p.440-451, 1997 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00112-5)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate change 2007: the scientific basis summary for policymakers**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 2007

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013 **Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: Wetlands, Hiraishi T, Krug T, Tanabe K, Srivastava N, Baasansuren J, Fukuda M, Troxler TG. (eds). Published: IPCC, Switzerland; 2014.

KAUFFMAN, J. B.; COLE, T. G. Micronesian Mangrove Forest Structure and Tree Responses to a Severe Typhoon. **Wetlands**, v. 30, p. 1077-1084, 2010 <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-010-0114-y>

KAUFFMAN, J. B.; D. C. DONATO. **Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. CIFOR Working Paper 86. Indonesia: Center for International Forest Research, 2012

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PLoS ONE** 7, v.12, n. 11, p. 1-17, 2017. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; GIOVANNONI, L.R.; DE O. GOMES, L.E.; ROMERO, D.J.; JIMENEZ, L.C.Z.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett.** v.14, p.1-4, 2018. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

KOMIYAMA, A., POUNGPARN, S., KATO, S. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **J. Trop. Ecol.** v.21, n.4, p.471–477, 2005. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002476>

- LIMA JÚNIOR, C. et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, 2014, Vol.42, pp.289-298
- LU, D.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 71, n. 8, p. 967-974, 2005.
- MACDICKEN, K. **A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects**. Winrock International, Institute for Agricultural Development, Arlington, 1997.
- MAIA, G. N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: Leitura & Arte, 2004. 413 p.
- NAIDOO, G. The mangroves of South Africa: An ecophysiological review. **South African Journal of Botany**. v.107, P. 101-113, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.04.014>
- NAKAI, E. S. **Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas vegetais por meio de sensoriamento remoto**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Tese(Doutorado em ciências), 154p., 2016.
- NAESSENS, W; MAERE, T; NOPENS, I. Critical review of membrane bioreactor models – Part 1: Biokinetic and filtration models. **Bioresource Technology**. v.122, n.1, p. 95-106, out. 2012 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.070>
- NGUYEN, H.T.; STANTON, D.E.; SCHMITZ, N.; FARQUHAR, G.D.; BALL, M.C. Growth responses of the mangrove *Avicennia marina* to salinity: development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. **Annals of Botany**. 2015 <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcu257>.
- PEARSON, R. L.; MILLER, L. D. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: **Proceedings of the 8th International Symposium on Remote Sensing of the Environment**, Ann Arbor, MI, v. 2, p. 1355-1379, 1972.
- PERRY, C.R.; LAUTENSCHLAGER, L.F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v.14, n.1-3, p.169-182, 1984. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)
- PINTO, L.M.; VICENTE, A. F. C.; VILLAÇA, I. M.; BARAÇAL, R.A.F.; GOMES, R. L.; MAGENTA, M. A. G.; GIORDANO, F. Sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, Guarujá-SP. **UNISANTA Bioscience**, v.5, n.5, p.51-57, 2016.
- RAY, R.; CHOWDHURY, C.; MAJUMDER, N.; DUTTA, M. K.; MUKHOPADHYAY, S. K.; JANA, T. K. Improved model calculation of atmospheric CO₂ increment in affecting carbon stock of tropical mangrove forest, **Tellus**, v.65, p.1-11, 2013 <http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v65i0.18981>

RAY, R., GANGULY, D., CHOWDHURY, C., DEY, M., DAS, S.; DUTTA, M. K.; MANDAL, N.; MAJUMDER, N.; MUKHOPADHYAY, S. K.; JANA, T. K. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. **Atmos. Environ.** v.45, n.28, p.5016-5024, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.074>

R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing.** Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <https://www.R-project.org/>

RISDIYANTO, I.; FAKHRUL, M. Examination of multi-spectral radiance of the Landsat 8 satellite data for estimating biomass carbon stock at wetland ecosystem, **Preprints**, v.1, n.1, p.1-14, 2017 <http://dx.doi.org/10.20944/preprints201704.0020.v1>

ROCHA, A. E. S.; MIRANDA, I. S. Cobertura vegetal, biomassa aérea e teor de proteína do estrato herbáceo de ambiente savânico no município de Maracanã, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Biociência**, v. 10, n. 4, p. 513-520, 2012 disponível em : <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2319/1162>, acesso em 22 de março de 2019.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W.; HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation.** NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 371p., 1974.

SAINTILAN, N.; WILSON, N.C.; ROGERS, K.; RAJKARAN, A.; KRAUSS, K.W. Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. **Global Change Biology**. v.20, p. 147–157, 2014 <https://doi.org/10.1111/gcb.12341>

SAENGER, P.; SNEDAKER, S.C. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. **Oecologia**, v.96, p.293–299, 1993

SANTOS, H. V. S.; HOLLANDA, F. S. R.; SANTOS, T. O.; ANDRADE, K. V. S.; SANTANA, M. B. S.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. **Brazilian Journal of Oceanography**. v.65, n. 1, p.44-53, 2017.

SANTOS, R. C.; CASTRO, R. V. O.; CARNEIRO, A. C. O.; CASTRO, A. F. N. M.; PIMENTA, A. S.; PINTO, E. M.; MARINHO, I. V. Estoques de volume, biomassa e carbono na madeira de espécies da Caatinga em Caicó, RN. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v.36, n.85, p.1-7, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592017127006501>

SOARES, M. L. G.; SHAEFFER-NOVELLI, Y. Above ground biomass of mangroves species. I. Analysis of model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 65, n. 1-2, p.1-18, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.05.001>

SOUZA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPÍNDOLA, G. M. Mapeamento multitemporal do uso e cobertura da terra da planície costeira do estado do Piauí. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.09, n. 05, p. 1606-1620, 2016. Disponível em : <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233812/27344> Acesso em 29 de março de 2019.

TANG, W.; FENG, W.; JIA, M.; SHI, J.; ZUO, H.; TRETTIN, C.C. The assessment of mangrove biomass and carbon in West Africa: a spatially explicit analytical framework. **Wetlands Ecology and Management**, v. 24, n.2, p. 153-171, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-015-9474-7>

VERMOTE, E.; JUSTICE, C.; CLAVERIE, M.; FRANCH, B. Preliminary analysis of the performance of the landsat 8/oli land surface reflectance product. **Remote Sensing of Environment**, v.185, p.46–56, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>

WANG, G.; GUAN, D.; PEART, M.R.; CHEN, Y.; PENG, Y. Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. **Forest Ecology and Management**. v.310, p. 539-546, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.045>

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**. v.27, n. 14, p. 3025-3033, 2006 <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

CAPÍTULO 3

ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO SOB DIFERENTES VEGETAÇÕES NO DELTA DO PARNAÍBA-PI

RESUMO: O objetivo deste estudo foi realizar a determinação do carbono orgânico e estoques de carbono do solo sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil e estimá-los por três métodos de previsão, utilizando as bandas espectrais e índices de vegetação derivados de imagens do Landsat 8. O estudo foi realizado na APA do Delta do Parnaíba-PI, em cinco áreas com vegetações distintas: vegetação pioneira psamófila, vegetação subperenifólia de dunas, vegetação perenifólia de mangue, vegetação de várzea e vegetação associada a carnaubais. Foram coletadas amostras de solos em 40 pontos distribuídos na área e determinadas as concentrações de carbono e calculados os estoques de carbono. Avaliou-se a interação da vegetação com as variáveis do solo pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Em seguida foi realizado a previsão da concentração de carbono de 0-10 cm (SOC) e estoques de carbono de 0-30 cm (CS30) e de 0-100 cm (CS100), utilizando-se de três métodos de previsão: regressão linear múltipla (MLR), krigagem ordinária (OK) e krigagem com regressão (RK). Os resultados reportaram que os solos sob a vegetação perenifólia de mangues apresentaram as maiores médias para concentrações de carbono e estoques de carbono independente da profundidade. Na previsão do SOC, CS30 e CS100, observou-se que RK apresentou os menores RMSE (5,54 g.kg⁻¹, 11,70 Mg.ha⁻¹ e 38,35 Mg.ha⁻¹, respectivamente) e maiores R² (0,97, 0,89 e 0,95, respectivamente), sendo considerado o melhor método para previsão dessas variáveis na área de estudo.

Palavras-chave: Litoral; mapeamento digital de solos; métodos de previsão; blue carbon.

CHAPTER 3

SOIL CARBON STOCKS UNDER DIFFERENT VEGETATION IN PARNAÍBA'S DELTA -PI

ABSTRACT: The objective of this study was to perform the determination of soil organic carbon and soil carbon stocks under different vegetation in the Parnaíba's Delta, Piauí, Brazil and to estimate them by three prediction methods using spectral bands and vegetation indices derived from Landsat 8. The study was carry out in the APA of the Parnaíba's Delta -PI, in five areas with distinct vegetation: pioneer psamophile vegetation, subperenifolia dune vegetation, perennial mangrove vegetation, varzea vegetation and vegetation associated with carnaubais. Samples were collect in soil profiles at 40 points distributed in the area, carbon concentrations were determine, and carbon stocks were calculated. The interaction of the vegetation with the soil variables was evaluate by the Tukey test at 5% probability. Then the carbon concentration of 0-10 cm (SOC) and carbon stocks of 0-30 cm (CS30) and 0-100 cm (CS100) were predicted using three prediction methods: regression linear (MLR), ordinary kriging (OK) and regression kriging (RK). The results reported that the soils under the evergreen vegetation of mangroves obtained the highest averages for concentrations of carbon and carbon stocks independent of depth. In predicting SOC, CS30 and CS100, it was observe that RK had the lowest RMSE (5.54 g.kg⁻¹, 11.70 Mg.ha⁻¹ and 38.35 Mg.ha⁻¹, respectively) and higher R² (0.97, 0.89 and 0.95, respectively), being considered the best method to predict these variables in the study area.

Keywords: Coast; digital soil mapping; predict methods; blue carbon.

LISTA DE QUADROS E TABELAS

	Pág.
Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.....	102
Quadro 02. Classificação dos solos sob diferentes vegetações na APA do Delta do Parnaíba-PI.....	104
Quadro 03. Equações utilizadas para a determinação dos índices de vegetação.....	107
Tabela 01. Características espectrais do instrumento OLI/Landsat-8.....	106
Tabela 02. Análise de variância do carbono orgânico do solo (COT), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI.....	109
Tabela 03. Médias de carbono orgânico do solo (g.kg^{-1}), em sete profundidades (cm), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI.....	109
Tabela 04. Análise de variância do estoque de carbono do solo (CS), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI, nas profundidades 0-30 cm e 0-100 cm.....	110
Tabela 05: Modelos de regressão linear usando variáveis de Sensoriamento remoto.....	111
Tabela 06: Variograma ajustado dos parâmetros do solo.....	111
Tabela 07. Estatística descritiva de treinamento, validação e estimativa do conteúdo de conteúdo de carbon orgânico do solo, CS30 e CS100 por regressão linear múltipla (MLR), krigagem ordinária (OK) e krigagem com regressão (RK).....	112
Tabela 08. Validação da regressão linear múltipla, krigagem ordinária e krigagem com regressão para a predição do conteúdo de carbon orgânico do solo (g.kg^{-1}), e estoque de carbono de 0-30 cm e de 0-100 cm (Mg.ha^{-1})	113

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 01. Localização da Área de estudo, com os pontos de coleta.....	101
Figura 02. Médias de estoques de carbono do solo, nos diferentes tipos de vegetação do Delta do Parnaíba, nas profundidades de 0-30 cm e 0-100 cm. VPM= Vegetação Perenifólia de Mangues; VV= Vegetação de várzea; VC= vegetação de carnaubais; VPP= Vegetação Pioneira Psamófila; VSD=Vegetação Subperenifólia de Dunas. Médias de mesma letra não diferem estatisticamente entre si. CV% _{0-30cm} = 18,09; CV% _{0-100cm} = 18,10.....	110
Figura 03. Mapas finais de predição de atributos do solo derivados dos melhores métodos de predição: (A) Carbono orgânico do solo predito por krigagem com regressão; (B) Estoque de carbono de 0-30 cm predito por krigagem com regressão; (C) Estoque de carbono de 0-100 cm predito por krigagem com regressão.....	114

1.0 INTRODUÇÃO

O carbono orgânico do solo (SOC) é uma propriedade dinâmica do que representa o componente chave dos ecossistemas florestais, considerados como potenciais armazenadores de carbono (KUMAR et al., 2016).

Os ambientes costeiros, sustentam habitats biodiversos de interesse de conservação e proporcionam outros benefícios essenciais, como o sequestro de carbono, graças às suas altas taxas de acumulação no solo. Este carbono, denominado “carbono azul” desempenha um importante papel nas estratégias de mitigação das mudanças climáticas (DRIUS, et al., 2016; NEHREN; WICAKSONO, 2018).

Alguns estudos, ao longo dos anos, têm sido desenvolvidos com o intuito de apresentar essas medições de carbono no solo em regiões costeiras (NEHREN; WICAKSONO, 2018; VILHENA et al., 2018; KIDA et al., 2017; MARCHAND, 2017; BAI et al., 2016; BARRETO et al., 2016). Entretanto, o que se observa é que as medições dessa propriedade em solos de regiões costeiras e deltaicas ainda são insuficientemente pesquisadas e as pesquisas existentes estão amplamente relacionadas aos manguezais.

Dentre as principais dificuldades em estudos de solos, cita-se o fato das medições de SOC requererem amostragem de solo e, por conta disso, serem dispendiosas e demoradas. Conseqüentemente, o número de amostras disponíveis em uma determinada área é geralmente escasso e não reflete o nível real de variação que pode estar presente nos locais de estudo. Logo, a interpolação precisa das concentrações de carbono em locais não amostrados é necessária para um melhor planejamento e gerenciamento.

Algumas técnicas, desde modelos lineares simples (YANG et al., 2016) até técnicas complexas (SOMARATHNA; MALONE; MINASNY, 2016), têm sido empregadas para estimar o carbono orgânico do solo. Bonfatti et al. (2016) destacaram que a regressão linear múltipla foi mais robusta que outros métodos na predição de carbono orgânico em solos da região sul do Brasil. Melo et al. (2016), reportaram que a krigagem foi um método satisfatório para predição do carbono orgânico, em solos sob diferentes usos no semiárido cearense, enquanto Ceddia et al. (2017) indicaram a cokrigagem como o método mais adequado para predizer estoques de carbono até 100 cm, em solos da Amazônia Central.

Estudos desenvolvidos por Bhunia, Shit e Maiti (2018) em solos de Bengal Ocidental, apontaram que a krigagem ordinária foi um método superior e com menores erros de validação, quando comparado a outros métodos para prever o carbono orgânico do solo. Em contrapartida, Mondal et al. (2017) relataram que o método de krigagem da regressão para prever o carbono do solo em áreas da Índia Central, apresentou resultados satisfatórios.

O presente capítulo teve como objetivo determinar as concentrações e estoques de carbono nos solos do Delta do Parnaíba-PI por meio de técnicas de mapeamento digital de solos.

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no estado do Piauí, na porção Oeste da região Nordeste do Brasil e compreende parte da Área de Proteção Ambiental (APA) do Delta do Parnaíba, e parte da Reserva Extrativista (Resex) Marinha Delta do Parnaíba. Ocupa, mais precisamente, a região limitada pelo rio Igaracu ao sudeste, Parnaíba ao Oeste e Oceano Atlântico, abrangendo o município de Ilha Grande e parte do município de Parnaíba, ocupando uma área de aproximadamente 282 km², da qual aproximadamente 8 km², são pertencentes à Resex Marinha Delta do Parnaíba (Figura 01).

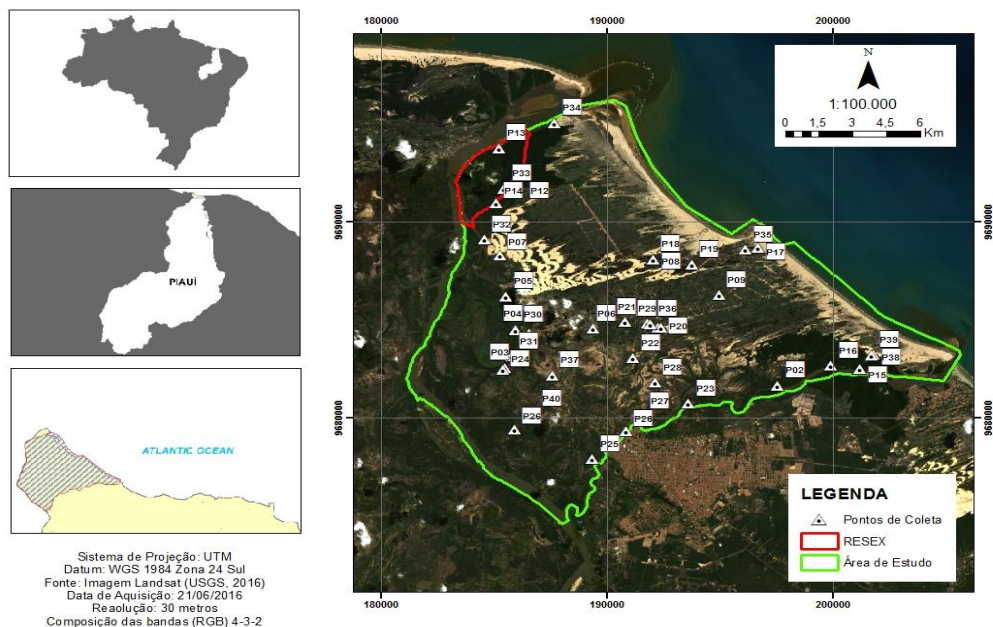


Figura 01. Localização da área de estudo, com os pontos de coleta.

A APA Delta do Parnaíba foi criada pela União, em 1996, com o objetivo de proteger os deltas dos rios Parnaíba, Timonha e Ubatuba, abrangendo uma área de aproximadamente 313.800 hectares (BRASIL, 1996). Esta APA caracteriza-se por apresentar um mosaico de ecossistemas entrecortados por baías e estuários, além de ser uma região flúvio-marinha bastante dinâmica, formada pela tensão ecológica entre cerrado, caatinga e sistemas marinhos (GUZZI, 2012).

A Resex Marinha Delta do Parnaíba foi criada pela União através do decreto de 16 de novembro de 2000, com o objetivo de garantir a exploração e a conservação dos recursos naturais renováveis tradicionalmente utilizados pela população extrativista da área, abrangendo uma área de aproximadamente de 27.021 hectares (BRASIL, 2000).

O estudo foi realizado no período de dezembro de 2016 a fevereiro de 2017, em cinco áreas com vegetações distintas na região, classificadas segundo Fernandes et al. (1996): vegetação pioneira psamófila (V.P.P), vegetação subperenifólia de dunas (V.S.D.), vegetação perenifólia de mangue (V.P.M), vegetação de várzea (V.V.) e vegetação associada a carnaubais (V.C.), caracterizadas no quadro 01:

Quadro 01. Caracterização da vegetação estudada.

Fitofisionomia	Características
Vegetação perenifólia de mangues	Apresenta espécies vegetais com aspecto bastante homogêneo tanto do ponto de vista fisionômico quanto de sua composição florística. Um restrito número de espécies forma associações muito densas. Estruturalmente, o manguezal pode se apresentar de forma arbustiva ou arbórea, com árvores que chegam até 40 metros de altura.
Vegetação de várzea	Situa-se nas planícies fluviais e áreas de inundação flúvio-lacustres. Vinculam-se à presença desta cobertura vegetal os solos aluviais, de gênese deposicional e hidromórfica, que são comuns nos ambientes lacustres e fluviais, principalmente em faixas periféricas inundáveis durante o período chuvoso.
Vegetação pioneira psamófila	Desenvolve-se nos ambientes de pós-praia, sobre dunas de formação mais recentes e em algumas depressões interdunares. As espécies compõem, em diferentes associações florísticas, um estrato gramíneo-herbáceo, que nunca atinge a um porte de 40 cm.

Fonte: Fernandes et al. (1996)

Quadro 01, continua.

Fitofisionomia	Características
Vegetação subperenifólia de dunas	Desenvolve-se pelas superfícies das dunas mais antigas e estabilizadas, e que foram anteriormente colonizadas pela vegetação pioneira. As espécies são predominantemente arbustivas e arbóreas e possuem um caráter subperenifólio, ou seja, em sua maior parte conservam as folhas durante o período seco.
Vegetação de carnaubais	Ocorre em áreas planas, que podem estar sujeitas a inundações. A espécie <i>Copernicia prunifera</i> está inserida na vegetação de várzea, porém neste trabalho, estudou-se separadamente, devido à alta representatividade dessa espécie dentro da área de estudo.

Fonte: Fernandes et al. (1996)

2.2 Amostragem dos solos

Os pontos para execução do levantamento de dados de solo em campo, foram definidos previamente, considerando áreas de grande representatividade quanto a estrutura da vegetação, baseando-se no conhecimento preliminar da área, na fotointerpretação de forma a obter maior variabilidade e pelo NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada) e suas variações. Por meio deste índice, é possível verificar a densidade da vegetação fotossinteticamente ativa e dessa forma, destacar os pontos amostrais na área de estudo.

Além disso, considerou-se o fato de se tratar de uma área de vegetação nativa, na qual as vias de acesso são difíceis. Por conseguinte, foram escolhidos pontos de coleta com maior acessibilidade para equipe de trabalho, contudo tomando-se o cuidado de se afastar no mínimo 100m metros das bordas ou das estradas e procurando os pontos preferencialmente mais próximos daqueles previamente definidos.

Os solos foram coletados em 40 pontos amostrais, sendo 25 pontos coletados em sete camadas até 100 centímetros de profundidade, nos intervalos 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidade. Outros 15 perfis de solos amostrados em horizontes pedogenéticos, por Cabral (2018), foram utilizados, também de 0-100 cm de profundidade, conforme a profundidade e espessura dos horizontes genéticos observados e descritos.

2.3 Determinação da granulometria, condutividade elétrica e pH do solo

A análise de granulometria das amostras foi realizada por dispersão total, seguindo-se o método da pipeta proposta por EMBRAPA (1997). Este método baseia-

se no princípio da velocidade de quedas das partículas que compõem o solo. No método fixou-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de um dispersante químico (hidróxido de sódio). Pipetou-se um volume da suspensão, para determinação da argila, que é levada em estufa e pesada ao secar. As frações grosseiras (areia fina e grossa) foram separadas por tamisação, secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais. O silte foi obtido por diferença das outras frações em relação à amostra original.

A condutividade elétrica foi determinada por meio do extrato aquoso, seguindo o método proposto por Camargo et al (2009). Pesou-se 100g de TFSA, adicionou-se 100 mL de água deionizada, agitando-se manualmente, por trinta segundos, a cada meia hora, cinco vezes, durante duas horas. Em seguida, filtrou-se lentamente e procedeu-se à leitura no condutivímetro.

A classificação dos solos até o quarto nível categórico, seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Santos et al.,2018), é apresentada no quadro 02:

Quadro 02. Classificação dos solos sob diferentes vegetações na APA do Delta do Parnaíba-PI.

Vegetação	Classificação do solo	Número de perfis
Vegetação Perenifólia de Mangues	ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Sáprico sálico sódico térrico	1
	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sódico sálico	4
	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sálico solódico	1
	GLEISSOLO HÁPLICO Sódico neofluvissólico	1
Vegetação de Várzea	GLEISSOLO MELÂNICO Sódico neofluvissólico	1
	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sódico sálico	2
	GLEISSOLO HÁPLICO Sódico neofluvissólico	1
	GLEISSOLO SÁLICO Sódico típico	1
	GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico	2
	GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico neofluvissólico	1
Vegetação de Carnaubais	VERTISSOLO HÁPLICO Sódico típico	1
	CAMBISSOLO FLÚVICO Ta Distrófico típico	2
	CAMBISSOLO FLÚVICO Sálico típico	1
	GLEISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico neofluvissólico	1
	NEOSSOLO FLÚVICO Ta Eutrófico típico	2

Quadro 02, continua.

Vegetação	Classificação do solo	Número de perfis
Vegetação de Carnaubais	NEOSSOLO FLÚVICO Sódico típico	1
	CAMBISSOLO FLÚVICO Sódico vertissólico e salino	1
Vegetação Pioneira Psamófila	NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico	3
	NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico típico	3
	PLANOSSOLO NÁTRICO Sálico neofluvissólico	1
	ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico arênico	1
	VERTISSOLO HÁPLICO Sódico típico	1
Vegetação subperenifólia de dunas	NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico	1
	NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico sódico	5
	ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico arênico	1

2.4 Determinação dos estoques totais de carbono no solo

Os teores de carbono orgânico total (COT) foram quantificados pelo método de oxidação da matéria orgânica via úmida, que se baseia na oxidação do carbono orgânico por meio de íons dicromato em meio sulfúrico (TEIXEIRA et al., 2017).

Para a determinação da densidade do solo utilizou-se o método do anel volumétrico, proposto pelo manual de métodos de análise de solos (DONAGEMA et al., 2011). Foram coletadas amostras de solo indeformadas em anéis de aço. Colocou-se as amostras em cadinhos, realizou-se a pesagem, colocou-se as amostras em estufa a 105°C para secar e após secagem anotou-se o peso seco de cada amostra. Após esse procedimento, a densidade do solo foi determinada pela equação 1:

$$D_s = \frac{a}{b} \quad (1)$$

Em que:

D_s = densidade do solo (kg.dm³)

a = massa da amostra seca a 105°C (kg)

b = volume do anel ou cilindro (dm³)

Em alguns pontos de amostragem, não foram possíveis as coletas de amostras indeformadas, para determinação da densidade. Para esses casos foi realizada, posteriormente, a predição da densidade por funções de pedotransferência calculados a partir de variáveis do solo gerando a equação 2:

$$D_s = 1,488 + 0,00073 * \text{Teor de Argila} - 0,00105 * \text{Teor de Silte} - 0,00452 * \text{COT} \quad (2)$$

$$R^2 = 0,752$$

Após a determinação da densidade do solo, foram calculados os estoques de carbono por meio da equação 3, desenvolvida por Veldkamp, (1994) :

$$\text{EstC (Mg.ha}^{-1}\text{)} = (\text{COT} \times \text{Ds} \times \text{e}) / 10 \quad (3)$$

Em que:

COT: teor de carbono orgânico total (g.kg^{-1});

Ds: densidade do solo em cada profundidade (kg.dm^{-3})

e: espessura da camada considerada (cm)

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias avaliadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para comparar os teores e estoques de carbono do solo sob as diferentes vegetações e a interação das vegetações com as profundidades.

2.5 Dados de covariáveis de sensoriamento remoto

As variáveis espectrais utilizadas para estimar o carbono orgânico na profundidade de 0-10 cm e estoques de carbono do solo a 0-30 e 0-100 cm, foram obtidas a partir de imagens do sensor OLI (Operational Land Imager) / Landsat 8, órbita/ponto 219/062. O produto do sensor possui uma resolução espacial de 30 metros, resolução radiométrica de 16 bits e resolução temporal de 16 dias. As imagens obtidas do instrumento OLI consistem em nove bandas multiespectrais, porém no estudo foram utilizadas apenas 6 bandas, caracterizadas abaixo (Tabela 01).

Tabela 01. Características espectrais do instrumento OLI/Landsat-8.

Bandas	Comprimento de onda (micrômetros)	Resolução (metros)
Banda 2- Azul	0,452 - 0,512	30
Banda 3- Verde	0,533 - 0,590	30
Banda 4- Vermelho	0,636 - 0,673	30
Banda 5- Infravermelho Próximo (NIR)	0,851 - 0,879	30
Banda 6- Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 1	1,566 - 1,651	30
Banda 7- Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 2	2,107 - 2,294	30

*Fonte: *United States Geological Survey (USGS)*

A imagem foi coletada do dia 21 de junho de 2016, obtida de forma gratuita do USGS (United States Geological Survey), com cobertura de nuvem de 5,7%, angulação de elevação solar de 52,20 e angulação azimutal de 44,36 graus.

Das bandas foram gerados 8 índices: RVI, NDVI, SAVI, EVI, NDWI, GNDVI, MNDWI e CTVI. As equações de determinação destes índices são apresentadas no quadro 03.

Quadro 03. Equações utilizadas para a determinação dos índices de vegetação

Índice	Equação	Autor
Ratio Vigor Index (RVI)	$RVI = \frac{NIR}{RED}$	Pearson e Miller (1972)
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Rouse et al. (1974)
Soil-adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L} * (1 + L)$	Huete (1988)
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$EVI = G \left(\frac{NIR - RED}{NIR + C1 * RED - C2 * BLUE + L} \right)$	Huete et al. (1997)
Normalized difference water index (NDWI)	$NDWI = \frac{GREEN - NIR}{GREEN + NIR}$	Gao (1996)
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)	$GNDVI = \frac{NIR - G}{NIR + G}$	Gitelson et al. (1996)
Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)	$MNDWI = \frac{GREEN - swir2}{GREEN - swir2}$	Xu (2006)
Corrected Transformed Vegetation Index (CTVI)	$CTVI = \frac{NDVI - 0,5}{ NDVI + 0,5 \sqrt{ NDVI + 0,5 }}$	Perry e Lautenschlager (1984)

Em que:

NIR: Banda do infravermelho próximo;

RED: Banda do vermelho;

GREEN: Banda verde;

BLUE: Banda azul;

Swir2: Faixa infravermelha de onda curta (1400-1800nm);

G: Fator de ganho;

L: Fator de correção para o solo;

C1 e C2: Coeficientes de ajuste para o efeito de aerossóis da atmosfera.

Todos os rasters de covariáveis de sensoriamento remoto foram montados em um Sistema de Informações Geográficas e seus valores extraídos para os dados de solo de campo no ArcGIS, derivando assim o banco de dados usado para construir os modelos de previsão. Ressalta-se que, nesta etapa foram utilizados 40 pontos

amostrais, sendo 25 pontos coletados por gradagem em profundidades, anteriormente citados, e 15 pontos obtidos em horizontes pedogenéticos, por Cabral (2018).

2.6 Métodos de previsão avaliados

Três métodos foram utilizados para prever o carbono orgânico do solo (SOC) de 0-10 cm e estoques de carbono do solo de 0-30 cm (CS30) e de 0-100 cm (CS100), incluindo a regressão linear múltipla (MLR), krigagem ordinária (OK) e krigagem com regressão (RK)

A MLR consiste em determinar as equações ajustadas considerando as variáveis do solo como variável dependente e todas as bandas e índices de vegetação como as variáveis independentes. O algoritmo *Stepwise backward* foi utilizado para escolha das variáveis independentes mais significativas na regressão. O modelo de seleção de variáveis ($p < 0,05$) foi derivada no XLSTAT, extensão do Microsoft Excel, para as variáveis de solo (SOC, CS30 e CS100).

A OK é um método univariado que utiliza a variável primária (SOC ou CS) medida nos pontos amostrais para prevê-la nos locais não amostrados. Neste método, a média é tomada como um valor constante, mas desconhecido, e sua estacionariedade é assumida apenas dentro de uma vizinhança local centrada no local que está sendo previsto.

A RK é um método geoestatístico híbrido, pois abrange duas abordagens: primeiro utiliza a regressão para prever uma variável e depois usa krigagem simples para interpolar os resíduos do modelo de regressão (HENGL et al., 2004). A RK utilizada neste trabalho foi a do tipo C, que envolve um modelo de regressão normal seguido pela krigagem dos valores dos resíduos da regressão (ODEH et al., 1995).

Os modelos de concentração de carbono orgânico e estoques de carbono foram validados com 20% dos dados, utilizando três parâmetros estatísticos: RMSE, EAM e R^2 . O R^2 representa o coeficiente de determinação de regressão linear, entre os valores observados e os preditos. O EAM corresponde ao erro absoluto médio e o RMSE o erro quadrático médio e o, obtidos pelas equações 4 e 5:

$$EAM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i) \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2} \quad (5),$$

Onde O_i e P_i são os valores observados e os preditos, respectivamente.

3.0 RESULTADOS

A análise de variância indicou diferenças significativas nos teores de carbono orgânico total do solo sob as diferentes vegetações estudadas e entre profundidades (Tabela 02).

Tabela 02. Análise de variância do carbono orgânico do solo (COT), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI.

Fatores	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
Vegetação (V)	4	71,49	17,87	105,26**
Profundidade (P)	6	9,79	1,63	9,61**
V x P	24	1,77	0,07	0,43n.s
Tratamento	34	83,06	2,44	14,38**
Resíduos	140	23,77	0,16	
Total	174	106,83		

GL: Graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; QM: Quadrado Médio; ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$). ns: Não significativo

Os SOC total dos solos sob as vegetações variaram de 0,03 a 92,76 g.kg⁻¹ de solo, sendo os maiores teores médios observados em solos sob vegetação perenifólia de mangues e os menores teores médios associados aos solos sob vegetação subperenifólia de dunas ($p < 0,01$) (Tabela 03).

Tabela 03. Médias de carbono orgânico do solo (g.kg⁻¹), em sete profundidades (cm), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI

	0-10	10-20	20-30	30-40	40-60	60-80	80-100	Médias
V.P.M	60,59 aA	48,94 aA	53,37 aA	44,58 aA	39,81 aA	41,97 aA	37,31 aA	46,68 a
V.V.	30,66 aA	28,34 abA	21,68 abA	15,75 abA	13,88 bA	16,20 bA	15,34 bA	20,26 b
V.C.	18,93 abA	8,50 bcAB	8,18 bcAB	6,68 bcAB	6,25 bcAB	5,47 bcAB	1,90 bcB	7,985 c
V.P.P.	3,77 bcA	3,36 cdA	2,24 cA	1,68 cdA	1,22 cdA	1,22 cdA	0,90 cdA	2,058 d
V.S.D.	1,90 cA	1,51 dA	1,50 cA	0,85 dAB	0,56 dAB	0,42 dAB	0,34 dB	1,047 e
Médias	23,17a	18,13ab	17,40ab	14,00c	12,35cd	13,06cd	11,16c	

VPM= Vegetação Perenifólia de Mangues; VV= Vegetação de várzea; VC= vegetação de carnaubais; VPP= Vegetação Pioneira Psamófila; VSD=Vegetação Subperenifólia de Dunas. Médias de mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Classificação com letras maiúsculas para linhas e classificação para letras minúsculas para colunas. CV%= 25,05%

Dentre as vegetações os teores de carbono orgânico em V.P.M variaram de 18,02 a 92,76 g.kg⁻¹, em V.V. variaram de 1,16 a 66,73 g.kg⁻¹, em V.C. variaram de 0,25 a 46,59 g.kg⁻¹, em V.S.D. variaram de 0,03 a 3,67 g.kg⁻¹ e em V.P.P. variaram de 0,13 a 6,70 g.kg⁻¹.

Quanto as profundidades, observou-se semelhanças nos teores médios das camadas até 30 centímetros. Além disso, observou-se relação do SOC com a profundidade.

Para CS30 e CS100, as análises de variância indicaram diferenças significativas para os tratamentos (Tabela 04).

Tabela 04. Análise de variância do estoque de carbono do solo (CS), sob diferentes vegetações no Delta do Parnaíba-PI, nas profundidades 0-30 cm e 0-100 cm.

Fatores	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
0-30 cm				
Tratamento	4	4,9504	1,237	16,853**
Resíduos	20	1,469	0,073	
Total	24	6,419		
0-100 cm				
Tratamento	4	6,508	1,701	17,143**
Resíduos	20	1,984	0,099	
Total	24			

GL: Graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; QM: Quadrado Médio. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

Os CS100, independente da vegetação, variaram de 5,83 Mg.ha⁻¹ a 466,63 Mg.ha⁻¹. Observou-se que a maior média de estoque de carbono no solo está associada à vegetação perenifólia de mangues, e a menores médias associadas à vegetação pioneira psamófila e à vegetação subperenifólia de dunas ($p < 0,01$) (Figura 02), assim como observado para os teores de carbono.

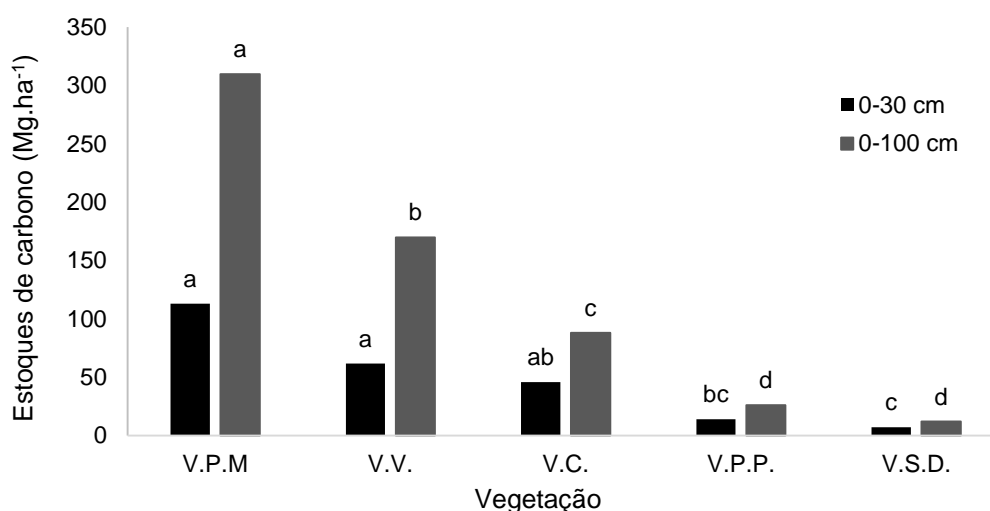


Figura 02. Médias de estoques de carbono do solo, nos diferentes tipos de vegetação do Delta do Parnaíba, nas profundidades de 0-30 cm e 0-100 cm. VPM= Vegetação Perenifólia de Mangues; VV= Vegetação de várzea; VC= vegetação de carnaubais; VPP= Vegetação Pioneira Psamófila; VSD=Vegetação Subperenifólia de Dunas. Médias de mesma letra não diferem estatisticamente entre si. CV%_{0-30cm}= 18,09; CV%_{0-100cm}= 18,10

Os CS100 sob vegetação perenifólia de mangues variaram de 232,48 a 457,3 Mg.ha⁻¹. Nos solos sob a vegetação de várzea os estoques variaram de 59,6 a 466,63 Mg.ha⁻¹, sob a vegetação de carnaubais variaram de 31,74 a 220,97 Mg.ha⁻¹, sob a vegetação subperenifólia de dunas variaram de 5,94 a 19,66 Mg.ha⁻¹ e sob a vegetação pioneira psamófila variaram de 5,83 a 43,18 Mg.ha⁻¹.

Quanto a previsão do SOC e CS30 e CS100, os modelos desenvolvidos para essas propriedades estão destacados na tabela 5. O modelo de regressão para prever o CS30 apresentou o maior coeficiente de determinação, embora as outras predições também tenham apresentado coeficientes satisfatórios.

Tabela 05: Modelos de regressão linear usando variáveis de Sensoriamento remoto

Atributos	Covariáveis	Modelo de regressão	R ²
SOC	Todas as variáveis	SOC (g.kg ⁻¹) = 16,07 – 0,046*Banda6 + 0,047*Banda7 + 66,98*GNDVI	0,51
CS30	Todas as variáveis	CS30 (Mg.ha ⁻¹) = -24,97 – 0,047*Banda5 + 0,049*Banda7 + 302,68*GNDVI + 196,36*MNDWI	0,63
CS100	Todas as variáveis	CS100 (Mg.ha ⁻¹) = 466,12 – 0,25*Banda3 – 0,32*Banda6 + 0,42*Banda7	0,53

SOC: Carbono orgânico do solo de 0-10 cm; CS30: Estoque de carbono de 0-30 cm; CS100: Estoque de carbono de at 0-100 cm. As bandas 3, 5, 6 e 7 foram derivadas do Landsat 8, sensor OLI.

Observou-se que o SOC apresentou correlação negativa com as bandas 6 (r= -0,561) e 7 (r= -0,499), O GNDVI foi significativo na previsão do SOC (r= 0,448), assim como na previsão do CS30 (r= 0,455) no qual o MNDWI (r=0,53) também foi significativo. O CS30 apresentou uma correlação negativa com as bandas 5 e 7, de 30,0 % e 53,1 %, respectivamente. Destaca-se ainda que o modelo para predição de CS100, a banda 3, 6 e 7 apresentaram correlação negativa com esta propriedade de 44,7%, 54,4% e 47,6%, respectivamente, pelas covariáveis do modelo.

Quanto a predição das variáveis do solo por meio da OK, os resultados da análise de dependência espacial das variáveis do solo estão apresentados na tabela 06.

Tabela 06. Variograma ajustado dos parâmetros do solo

Variáveis	C ₀	C	C ₁	Alcance	$\frac{C}{C_0+C} * 100$	R ²
Variáveis absolutas						
SOC*	276	786,9	1.062,9	21.100	74,03	0,32
CS30**	879	2.989	3.868	13.130	77,27	0,52
CS100**	4.230	23.490	27.720	9.300	84,74	0,68

Tabela 08, continua.

Variáveis	C ₀	C	C ₁	Alcance	$\frac{C}{C_0+C} * 100$	R ²
Regressão dos resíduos						
SOC**	1.000.000	447.000.000	448.000.000	348	99,77	0,66
CS30***	339.000.000	5.209.922.399,37	5.548.922.399,37	38.900 ⁽¹⁾ 100.100 ⁽²⁾	93,89	0,26
CS100**	4.250.000.000	5.764.000.000	10.014.000.000	8620	57,56	0,62

C₀: efeito pepita; C₁: patamar; C: contribuição; SOC: carbono orgânico do solo de 0-10 cm; CS30: estoque de carbono de 0-30 cm; CS100: Estoque de carbono de 0-100 cm; *Modelo exponencial; **Modelo Gaussiano***Modelo Linear; ⁽¹⁾A_{menor}; ⁽²⁾A_{maior}

O SOC apresentou a menor autocorrelação espacial, enquanto o CS100 apresentou a maior autocorrelação espacial, seguido do CS30. Quanto a OK dos resíduos, o SOC apresentou a maior autocorrelação espacial, seguido do CS30. O CS100 apresentou a menor dependência espacial. A RK requer que os resíduos da regressão sejam interpolados por OK. Para isso, os resíduos da regressão devem apresentar autocorrelação espacial. Neste caso, todos dos modelos de regressão apresentaram resíduos autocorrelacionados, podendo ser estimados por RK (tipo C).

A estatística descritiva dos dados de treinamento, validação e as estimativas pelos três métodos estão apresentadas na tabela 07.

Tabela 07. Estatística descritiva de treinamento, validação e estimativa do conteúdo de conteúdo de carbon orgânico do solo, CS30 e CS100 por regressão linear múltipla (MLR), krigagem ordinária (OK) e krigagem com regressão (RK).

		Dados de treinamento	Dados de validação	MLR	OK	RK
SOC	Média	18,25	20,89	15,98	17,67	19,23
	Min.	0,54	1,42	-6,18	2,96	1,1
	Max	91,40	76,74	45,53	63,32	93,13
CS30	Média	41,65	44,50	37,70	40,74	38,07
	Min.	3,78	15,67	-3,95	7,43	-2,60
	Max	197,14	114,86	116,40	99,90	116,69
CS100	Média	112,92	103,57	117,22	111,51	122,82
	Min.	5,83	5,94	-16,79	14,97	5,39
	Max	466,63	466,63	294,01	384,37	393,12

SOC: Carbono orgânico do solo de 0-10 cm; CS30: Estoque de carbon de 0-30 cm; CS100: Estoque de carbono de0-100 cm.

O SOC médio na camada de 0-10 cm da validação é ligeiramente superior aos dados de treinamento. Os dados estimados para carbono orgânico por MLR e por OK

são inferiores aos dados de treinamento, o que indica que estes métodos podem subestimar a concentração de carbono orgânico no solo.

Padrão similar foi observado com os dados de validação em relação aos dados de treinamento para CS30, assim como na predição usando MLR e OK. Entretanto, os dados estimados por RK foram inferiores aos dados de treinamento, sugerindo-se que este método subestimou o estoque de carbono nesta profundidade.

Para CS100, os dados médios de validação foram inferiores aos de treinamento. Observando-se os valores médios para esta variável predita pelos métodos estudados, indica-se que a MLR e a RK superestimam as predições, enquanto a OK subestima.

A validação para os modelos de MLR, OK e RK, é apresentada na tabela 08.

Tabela 08. Validação da regressão linear múltipla, krigagem ordinária e krigagem com regressão para a predição do conteúdo de carbon orgânico do solo (g.kg^{-1}), e estoque de carbono de 0-30 cm e de 0-100 cm (Mg.ha^{-1})

Variáveis	Regressão Linear			Krigagem ordinária			Krigagem com regressão		
	Múltipla			MAE	RMSE	R ²	MAE	RMSE	R ²
	MAE	RMSE	R ²						
SOC	14,02	27,62	0,51	0,58	9,56	0,32	-2,73	5,54	0,97
CS30	12,72	42,85	0,63	4,74	29,31	0,52	4,27	11,70	0,89
CS100	11,11	152,16	0,53	-15,11	49,33	0,67	2,15	38,35	0,95

SOC:Carbono orgânico do solo; CS30: Estoque de carbon de 0-30 cm; CS100: Estoque de carbon de 0-100 cm; R²=coeficiente de determinação, RMSE=Erro quadrático médio, MAE=Erro absoluto médio

Comparando-se a validação dos dados estimados pelos três métodos de previsão, observou-se que os maiores valores para coeficiente de determinação e menores valores para RMSE e MAE foram reportados pela previsão das variáveis realizadas pela RK. Para a previsão do carbono orgânico, a OK apresentou o menor R², porém o menor RMSE quando comparado a MLR.

Os mapas finais com os atributos do solo preditos, são apresentados na figura 03. Comparando-se os resultados da validação, destaca-se que o mapeamento do SOC, CS30 e CS100 desenvolvido pelo método de RK foi melhor que aquele realizado por outros métodos.

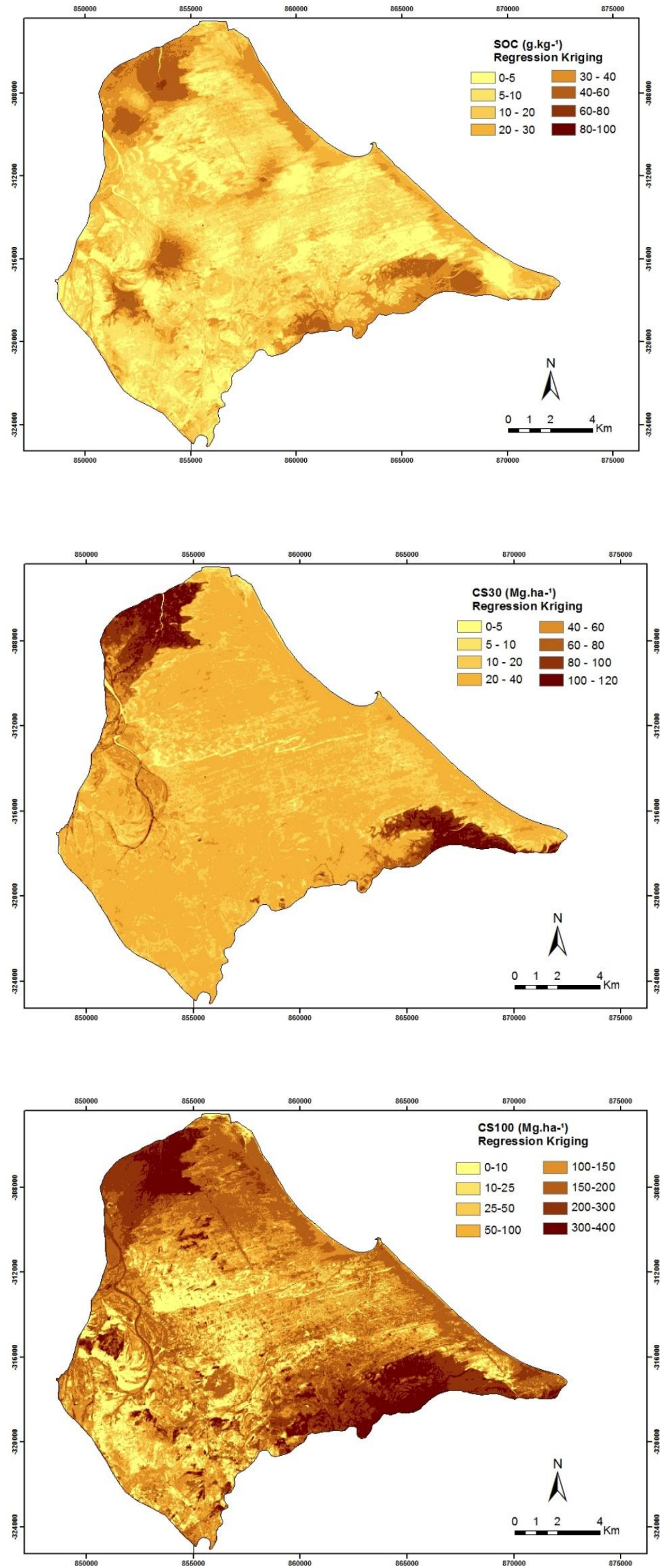


Figura 03. Mapas finais de predição de atributos do solo derivados dos melhores métodos de predição: (A) Carbono orgânico do solo predito por krigagem com regressão; (B) Estoque de carbono de 0-30 cm predito por krigagem com regressão; (C) Estoque de carbono de 0-100 cm predito por krigagem com regressão.

4.0 DISCUSSÃO

Os teores de carbono orgânico do solo observados apresentaram sua maior expressão ou maiores valores nas camadas superficiais e, de modo geral, tendência decrescente em profundidade, padrão também observado por Bai et al. (2016) em perfis de solos do Delta do Rio Yellow, na China. Os mesmos autores observaram alguns perfis com maiores valores de carbono orgânico na camada de 40-60 cm, semelhante ao ocorrido em alguns perfis deste estudo, destacando-se aqueles sob vegetação perenifólia de mangues.

Resultados semelhantes também foram destacados por Barreto et al. (2016), em solos sob manguezais na costa caribenha.

Este padrão pode estar associado aos altos teores argila nas camadas mais profundas, considerando que estes materiais são partículas efetivas em sequestrar carbono (BARRETO et al., 2016). Outra razão são os processos de translocação de compostos solúveis da matéria orgânica que também podem influenciar nesses valores de carbono nas camadas mais profundas. Segundo Wang et al. (2010), valores de carbono em maiores profundidades pode ser explicado por dois motivos: pela distribuição das raízes com intensa atividade biológica em camadas mais profundas e pela migração descendente do carbono orgânico que pode ocorrer com auxílio da força motriz da água proveniente da precipitação ou outras fontes.

Nesse sentido, destaca-se ainda o processo de bioturbação, que está associado aos caranguejos que vivem acima e abaixo da superfície do sedimento. Esses bioturbadores alteram a redistribuição de dióxido de carbono, e carbono dissolvido ao misturarem os sedimentos durante a escavação, aumentando a disponibilidade de diversos compostos para comunidades microbianas mais profundas, e os teores de carbono orgânico (KRISTENSEN et al., 2008; COVERDALE et al., 2014; MACREADIE et al., 2017).

Do mesmo modo, quando se compara essa propriedade entre os solos com as vegetações estudadas, verifica-se que os maiores teores de carbono orgânico reportados neste estudo estão associados aos teores de argila e silte observados em alguns perfis de solo sob vegetação perenifólia de mangues (até 30% de argila e 69% de silte em média), vegetação de várzea (até 35% de argila e 66% de silte em média) e vegetação de carnaubais (até 35% de argila e 44% de silte em média).

Bai et al., (2016), trabalhando em solos de áreas costeiras, destacaram que o teor de água, pH, e teores de argila e silte são propriedades que explicam as variações de carbono orgânico no solo em até 80% nas profundidades até 20 cm. Segundo os autores, isso acontece por que o aumento dessas frações estimula o crescimento de plantas, a retenção de água e aumenta os teores e estoques de carbono no solo. Tratando-se do pH, o mesmo influencia na limitação da capacidade de ligação dos compostos de argila, levando à diminuição da adsorção da matéria orgânica no solo (VERMEER; RIEMSDIJK; KOOPAL, 1998; MORRISSEY et al., 2014)

Nesse sentido, destacam-se ainda, os solos sob vegetação pioneira psamófila e vegetação subperenifólia de dunas, que apesar de apresentarem características granulométricas semelhantes, por serem arenosos, reportaram diferentes teores de carbono orgânico, demonstrando que a vegetação herbácea favoreceu maior concentração de carbono orgânico.

Este resultado pode ser consequência da elevada incorporação da matéria orgânica em superfície, tendo em vista que a principal fonte de matéria orgânica nos solos sob plantas herbáceas é proveniente das raízes, que se acumulam nas camadas superficiais do solo, concentram maior biomassa e estabilizam a matéria orgânica do solo (CERRI; VOLKOFF; ANDREAUX, 1999; BOLINDER et al., 2002; LAGANIERE; ANGERS; PARE, 2010; SCHMIDT et al., 2011).

Destacando os CS100 relacionados com a vegetação perenifólia de mangues, tais valores são mais elevados do intervalo para estoque de carbono apresentado por Nehren e Wicaksono (2018), que, estudando solos de manguezais na Indonésia, observaram CS100 sob manguezais que variavam de 3,3 a 366,7 Mg.ha⁻¹.

Kauffman et al. (2018a), avaliando CS100 de manguezais e restingas da Amazônia, observaram valores em torno de 341 Mg.ha⁻¹, valor próximo do CS100, para manguezais deste estudo, de 309,54 Mg.ha⁻¹.

A média observada neste estudo é elevada, porém não ultrapassa, médias observadas por Kauffman et al. (2018 b), para CS100 de manguezais no Ceará, de 413 Mg.ha⁻¹, e por Kauffman e Bhomia (2017) para o Gabão, de 392 Mg.ha⁻¹ e Libéria, de 901 Mg.ha⁻¹. Em contrapartida, essa média ultrapassa àquelas observadas por Marchand (2017) na Guiana Francesa, de 107 Mg.ha⁻¹, e por Sahu, Kumar e Ravindranath (2016) em manguezais da Índia, de 54,3 Mg.ha⁻¹. Ressalta-se ainda que os solos de manguezais do Delta do Parnaíba apresentaram CS100 superiores aos

dos Organossolos do Brasil (VALLADARES et al., 2016), que apresentaram estoques de 203,59 Mg.ha⁻¹.

O acúmulo de matéria orgânica pode ser influenciado pela textura, pois a mesma reduz a decomposição microbiana, estabilizando o carbono do solo e diminuindo a lixiviação, levando ao acúmulo. Segundo Mondal et al. (2017) solos argilosos geralmente são ricos em matéria orgânica e possuem alto estoque de carbono. Essa condição reduz gradualmente em solos argilo-arenosos, franco-arenosos e arenosos. Logo, segundo o autor, áreas com solos arenosos possuem menor estoque de carbono.

Um estudo realizado por Hontoria, Saa e Rodriguez-Murillo (1999), em solos da Espanha, reportou ausência de correlação entre o conteúdo de carbono orgânico e a textura do solo. No Brasil, não foi verificada correlação entre teor de carbono orgânico e a granulometria dos solos na ordem dos Organossolos (VALLADARES, 2003), indicando que solos hidromórficos podem ter padrão diverso.

Diante disso, explica-se o baixo aporte de carbono em solos sob vegetação subperenifólia de dunas e vegetação pioneira psamófila, caracterizados como solos arenosos (98% e 97% em média, respectivamente). Em solos com textura mais grossa, a matéria orgânica é mais suscetível à decomposição e menos provável de ter o carbono sequestrado e acumulado do que em solos com textura mais fina.

Além disso, outro fator que influencia é ausência de anoxia do solo, algo que facilitaria o acúmulo de carbono no solo (KAUFFMAN et al., 2018a; NOBREGA et al., 2016). A anoxia é uma condição estabelecidas em ambientes microredutores com baixa circulação de oxigênio, na qual contribui para a preservação da matéria orgânica no solo, uma vez que inibe sua oxidação ou alterações por organismos aeróbicos independente da sua estrutura química (SCHIMIDT et al., 2011; BARRETO et al., 2016), condição ausente em solos arenosos.

Adame et al. (2013) enfatizam ainda que elevados estoques de carbono em áreas úmidas podem estar associadas com o tipo da vegetação presente, onde locais com florestas altas e vigorosas são capazes de acumular maiores quantidades de carbono.

Entretanto, esta questão não é considerada uma regra, principalmente quando relacionada com a vegetação de mangues. Um manguezal em recuperação, por exemplo, pode crescer e tornar-se alto e vigoroso e ainda assim, não possuir uma

estocagem de carbono elevada, pois essa acumulação leva um tempo bem maior para se acumular no solo, do que o tempo que a vegetação leva para crescer.

Do mesmo modo, em solos sob vegetação subperenifolia de dunas, a espécie predominante é a *Anacardium occidentale*, espécie representada por indivíduos de médio a grande porte, na qual suas raízes poderiam exercer alguma influência na estocagem de carbono. Esta hipótese não se confirma neste trabalho, de modo que, se assim fosse, os estoques de carbono nos solos sob essa vegetação seriam elevados, o que não aconteceu.

Destaca-se ainda que a densidade do solo afeta os teores e estoques de carbono no solo. Os valores de densidade neste estudo variaram de 0,38 a 1,60 g.cm⁻³. Esta variação afeta diretamente os teores e estoques de carbono (Valladares et al., 2016), e tem relação com as diferentes fontes de matéria orgânica e condições de cobertura do solo. Estudos reportam que solos com menores densidades apresentam maiores valores de SOC e CS (BENITES et al., 2007; VALLADARES et al., 2008; CIPRIANO-SILVA et al., 2014; BARRETO et al., 2016; BEUTLER et al., 2017; RAMOS, 2017), observando o efeito oposto em solos com maiores registros de densidade.

Deste modo, este estudo corrobora com Valladares et al. (2016) ao considerar que as variações que ocorrem nos teores e estoques de carbono estão relacionadas diretamente aos tipos de vegetação presente, relevo, drenagem e substrato mineral, além de serem controlados pela cobertura vegetal, pelas mudanças nas condições do clima, água e umidade.

Este estudo oferece uma perspectiva para o uso de covariáveis derivadas de sensoriamento remoto para prever atributos do solo, por meio de métodos geoestatísticos em áreas de difícil acesso no litoral piauiense.

Considerando os modelos desenvolvidos por regressão linear múltipla, as covariáveis derivadas das imagens espectrais que foram selecionadas, explicaram a variância dos atributos do solo em proporção moderada (entre 50 e 65%). Isso significa que esses modelos tem uma proximidade de acerto, quando comparado aos dados coletados em campo, sendo bastante satisfatórios.

Nas predições de SOC, CS30 e CS100 as correlações negativas indicam que baixos valores de reflectância nessas bandas estão relacionados com altos conteúdos de SOC e altos CS30 e CS100. Esse resultado está associado ao padrão espectral

do solo, onde a curva de reflectância alcança picos de absorbância de energia eletromagnética em pontos com altos teores de carbono, como indicam Carneiro et al. (2019). Yang et al. (2015), observaram correlações negativas entre SOC em solos de região alpina e a banda espectral com comprimento de onda entre 630 e 690 nm. Alguns estudos indicam que em comprimentos de onda no intervalo entre 500 e 700 nm, quanto menor a reflectância maior o teor de carbono, pois ocorre maior absorção de energia incidente sobre solo (DALMOLIN et al., 2005; BELLINASO, DEMATÊ; ROMEIRO, 2009; CARNEIRO et al., 2019)

Destacam-se ainda as condições da região em estudo, caracterizada por áreas com grande influência de corpos d'água. Barsi et al. (2014), afirmam que a banda 5, por exemplo, responde bem para identificação de linhas costeiras. Os mesmos autores, sugerem ainda, que a banda 6 possui potencial para discriminar teores de umidade do solo e a banda 7 de identificar melhor conteúdo de umidade no solo e na vegetação.

Do mesmo modo a boa correlação com o MNDWI também está atrelada às condições do local de estudo, que apresentam, inclusive, algumas áreas inundadas. Além disso, este índice melhora a eficiência na identificação de corpos d'água e na diminuição de ruídos produzidos por áreas com vegetação densa ou solo exposto.

Com relação à seleção do GNDVI pelo modelo, tal resultado indica que a vegetação, conforme detectada pelas imagens, foi o fator mais influente na previsão de SOC e CS30, assim como o ocorrido no mapeamento preditivo de SCO de Yang et al. (2015).

Em comparação com os outros métodos de previsão, a MLR, de modo geral, teve um desempenho menor, em relação ao OK e RK. As covariáveis utilizadas no modelo desenvolvido por OK explicaram a variância dos atributos do solo em proporção acima de 50%, exceto na predição do SOC, em que o poder de predição reduziu para 32%. Entretanto, ao comparar-se os erros estatísticos, para a predição de SOC, a RK apresentou os melhores resultados.

Resultados similares foram obtidos por Bhunia, Shit e Maiti (2018), que testando métodos de predição de SOC em solos de Bengal Ocidental, obtiveram os menores erros na predição por OK. Segundo os autores, a OK geralmente oferece melhor interpolação para estimar valores em locais não amostrados.

Nas predições dos estoques de carbono, a krigagem da regressão foi o método mais adequado, tanto para CS30 quanto para CS100, tomando por base os menores valores dos erros estatísticos e maiores coeficientes de determinação.

O método RK tem dado resultados satisfatórios em alguns estudos (CEDDIA et al., 2017; MONDAL et al., 2017) devido à seleção de maior número de preditores para os modelos de previsão. O método RK pode ter melhor desempenho em relação à krigagem ordinária (OK), por exemplo, devido à capacidade adicional de maior número de informações auxiliares (PICCINI et al., 2014; MONDAL et al., 2017).

Vale ressaltar que os erros obtidos podem estar relacionados a alguns motivos, dentre eles, o número limitado das observações de treinamento ou a configuração espacial das observações. Entretanto, neste trabalho, com os dados coletados, foi possível promover a predição de modo a eleger a RK como o melhor método.

5.0 CONCLUSÕES

Os solos sob vegetação perene-folia de mangues possuem maiores concentrações de carbono do que outras vegetações presentes, assim como os estoques de carbono. Solos arenosos possuem menores SOC e CS.

Em todos os solos, independente da vegetação, as concentrações de carbono diminuíram em profundidade

Dentre os métodos de predição, a RK foi o mais adequado para predição dos atributos do solo, em que as variáveis independentes que apresentaram as melhores respostas foram banda 6, banda 7 e GNDV (para SOC), banda 6, banda 7, GNDVI e MNDWI (para CS30) e banda 3, banda 6 e banda 7 (para CS100).

Os modelos empregados foram satisfatórios no mapeamento digital dos teores e estoques de carbono orgânico nos solos do Delta do Parnaíba.

6.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAME, M. F.; KAUFFMAN, J. B.; MEDINA, I.; GAMBOA, J. N.; TORRES, O.; CAAMAL, J. P.; REZA, M.; HERRERA-SILVEIRA J. A. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean, **PLoS ONE**, v.8, n.2, 2013. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>

BAI, J.; ZHANG, G.; ZHANG, Q.; LU, Q.; JIA, J.; CUI, B.; LIU, X. Depth-distribution patterns and control of soil organic carbon in coastal salt marshes with different plant covers. **Scientific reports**. v.6, n.34835, p.1-12, 2017 <http://doi.org/10.1038/srep34835>

BARRETO, M. B.; MÓNACO, S. L.; DÍAZ, R.; BARRETO-PITTOL, E.; LÓPEZ, L.; PERALBA, M. C. R. Soil organic carbon of mangrove forests (Rhizophora and

Avicennia) of the Venezuelan Caribbean coast. **Organic Geochemistry**. v.100, p.51-61, 2016 <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>

BARSI, J.A.; LEE, K.; KVARAN, G.; MARKHAM, B.L.; PEDELTY, J.A. The Spectral Response of the Landsat-8 Operational Land Imager. **Remote Sens**. v.6, n.10, p.10232-10251, 2014 <http://doi.org/10.3390/rs61010232>

BELLINASSO, H.; DEMATTÊ, J. A. M.; ROMEIRO, S.A. Soil spectral library and its use in soil classification. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 861-870, 2009. BENITES, V.M.; MACHADO, P.L.O.A.; FIDALGO, E.C.C.; COELHO, M.R.; MADARI, B.E. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. **Geoderma**. V.139, p.90-97, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.005>

BEUTLER, S. J.; PEREIRA, M. G.; TASSINARI, W. D. S.; MENEZES, M. D. D.; VALLADARES, G. S.; ANJOS, L. H. C. D. Bulk density prediction for Histosols and soil horizons with high organic matter content. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.41, 2017.

BHUNIA, G. S.; SHIT, P. K.; MAITI, R. Comparison of GIS-based interpolation methods for spatial distribution of soil organic carbon (SOC). **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**. v.17, p. 114-126, 2018 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jssas.2016.02.001>

BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; MICHAUD, R.; LAVERDIÈRE, M. R. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 82, n. 4, p. 731-737, 2002. <https://doi.org/10.4141/P01-139>

BONFATTI, B. R.; HARTEMINK, A. E.; GIASSON, E.; TORNQUIST, C. G.; ADHIKARI, K. Digital mapping of soil carbon in a viticultural region of Southern Brazil. **Geoderma**. v.261, p. 204-221, 2016 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.016>

BRASIL. Decreto de 28 de Agosto de 1996. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, nos Estados do Piauí, Maranhão, e Ceará, e dá outras providências, 1996. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/Anterior%20a%202000/1996/Dnn4368.htm, acesso em 16 de agosto de 2016.

CABRAL, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas, Instituto Agronômico, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

CARNEIRO, A. S. R.; JESUS, T. B.; SANTOS, E. P.; SANTOS, R. L. Utilização da espectrorradiometria na caracterização do teor de matéria orgânica presente no solo. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 7, n.1, p. 86-95, 2019.

CEDDIA, M.B.; GOMES, A. S.; VASQUES, M. G.; PINHEIRO, E. F. M. Soil carbon stock and particle size fractions in the central amazon predicted from remotely sensed relief. **Remote sensing**. V.9, n.2, 2017 <http://dx.doi.org/10.3390/rs9020124>

CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; ANDREAU, F. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. **Forest Ecology and Management**, v. 38, n. 3-4, p. 247-257, 1991. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90146-M](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90146-M)

CIPRIANO-SILVA, R.; VALLADARES, G. S.; PREREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Caracterização de Organossolos em ambientes de várzea do nordeste do Brasil. *Rev Bras Cienc Solo*. v.38, p.26-38, 2014 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000100003>

DALMOLIN, R. S. D.; GONCALVES, C. N.; KLAMT, E.; DICK, D. P. Relação entre os constituintes do solo e seu comportamento espectral. **Ciência Rural**, v. 34, n. 2, p. 481-489, 2005.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

DRIUS, M.; CARRANZA, M. L.; STANISCI, A.; JONES, L. The role of Italian coastal dunes as carbon sinks and diversity sources. A multi-service perspective. **Applied Geography**. v.75, p. 127-136, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.08.007>

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212p

FERNANDES, A.G.; LOPES, A.S.; SILVA, E.V.; CONCEIÇÃO, G.M.; ARAÚJO, M.F.V. IV – Componentes biológicos: Vegetação. In: CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí: relatório geo-ambiental e sócio-econômico**. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

GAO, B. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**. v.58, n. 3, p. 257-266, 1996 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

GITELSON, A.A.; KAUFMAN, Y.J.; MERZLYAK, M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v.58, p.289-298, 1996 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

GUZZI, A. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense**. Parnaíba: EDUFPI, 2012. 466p

HENGL, T.; HEUVELINK, G.B.M.; Stein, A. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. **Geoderma**, v.120, n. 1-2, p.75–93, 2004 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.018>

HONTORIA, C.; SAA, A.; RODRIGUEZ-MURILLO, J. C. Relationships Between Soil Organic Carbon and Site Characteristics in Peninsular Spain. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n.3, p.614-621, 1999. [http://doi.org/10.2136 / sssaj1999.03615995006300030026x](http://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300030026x)

HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of Environment**, v. 25, n.3, p. 295-309, 1988. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

HUETE, A.R.; LIU, H.Q.; BATCHILY, K.; LEEUWEN, W. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v.59, n. 3, p.440-451, 1997 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00112-5)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi T, Krug T, Tanabe K, Srivastava N, Baasansuren J, Fukuda M, Troxler TG. (eds). Published: IPCC, Switzerland; 2014.

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PLoS ONE** 7, v. 12, n. 11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; GIOVANNONI, L.R.; DE O. GOMES, L.E.; ROMERO, D.J.; JIMENEZ, L.C.Z.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett.** v.14, p.1-4, 2018a. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; BOLTON, N.W.; GOMES L.E.O.; NOBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in Northeastern Brazilian mangroves. **Ecol. Evol.** v.8, n.1–11, 2018b <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.4079>

KIDA, M.; TOMOTSUNE, M.; IIMURA, Y.; KINJO, K.; OHTSUKA, T.; FUJITAKE, N. High salinity leads to accumulation of soil organic carbon in mangrove soil. **Chemosphere.** v.177, p. 51-55, 2017 <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.074>

KUMAR, P.; PANDEY, P. C.; SINGH, B. K.; KATIYAR, S.; MANDAL, V. P.; RANI, M.; TOMAR, V.; PATAIRIYA, S. Estimation of accumulated soil organic carbon stock in tropical forest using geospatial strategy. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science.** v.19, n.1, p.109-123, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.12.003>

LAGANIERE, J.; ANGERS, D.; PARE, D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v.16, n. 1, p. 439-453, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>

MARCHAND, C. Soil carbon stocks and burial rates along a mangrove forest chronosequence (French Guiana). **Forest Ecology and Management.** v. 384, p.92-99, 2017 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.030>

MELO, A. A. B.; VALLADARES, G. S.; CEDDIA, M. B.; PEREIRA, M. G.; SOARES, I. Spatial distribution of organic carbon and humic substances in irrigated soils under different management systems in a semi-arid zone in Ceará, Brazil. **Semina: ciências agrárias**, v. 37, n. 4, p. 1845-1856, 2016 <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n4p1845>

MONDAL, A.; KHARE, D.; KUNDU, S.; MONDAL, S.; MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHYAY, A. Spatial soil organic carbon (SOC) prediction by regression kriging using remote sensing data. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**. v.20, p.60-70, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.004>

NEHREN, U.; WICAKSONO, P. Mapping soil carbon stocks in an oceanic mangrove ecosystem in Karimunjawa Islands, Indonesia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 214, p. 185-193, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.022>

ODEH, I.O.A.; MCBRATNEY, A.B.; CHITTLEBOROUGH, D.J. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: Heterotpic cokriging and regression-kriging. **Geoderma**, v.67, n.3-4, p.215–225, 1995. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00007-B](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00007-B)

PEARSON, R. L.; MILLER, L. D. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: Proceedings of the 8th International Symposium on Remote Sensing of the Environment, Ann Arbor, MI, v. 2, p. 1355-1379, 1972.

PERRY, C.R.; LAUTENSCHLAGER, L.F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v.14, n.1-3, p.169-182, 1984. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)

PICCINI, C.; MARCHETTI, A.; FRANCAVIGLIA, R. Estimation of soil organic matter by geostatistical methods: use of auxiliary information in agricultural and environmental assessment. **Ecol. Ind.** v.36, p.301–314, 2014 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.009>

RAMOS, H.M. M. **Funções de pedotransferência para estimativa da densidade e atributos físico-hídricos de solos do estado do Piauí**. Tese (Doutorado em Agronomia), Centro de ciências agrárias, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2017.

SAHU, S. C.; KUMAR, M.; RAVINDRANATH, N. H. Carbon stocks in natural and planted mangrove forests of Mahanadi Mangrove Wetland, East Coast of India. **Current science**. v.100, n.12, p. 2334-2341, 2016 <https://doi.org/10.18520/cs/v110/i12/2334-2341>

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 5. Ed. Rev. e Ampl. , Brasília: Embrapa, 2018. 590p.

SCHMIDT, M. W.; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; NANNIPIERI, P. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v.478, n.7367, p. 49- 56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SOMARATHNA, P.D.S.N.; MALONE, B.P.; MINASNY, B. Mapping soil organic carbon content over New South Wales, Australia using local regression kriging. **Geoderma regional**. v.1, n. 1, p.38-48, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.12.002>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed. Técnicos). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 575p.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.175-180, 1994.

VALLADARES, G. S. **Caracterização de organossolos, auxílio à sua classificação** 2003. 129 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Agronomia da UFRRJ, Seropédica, 2003.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G. Caracterização de solos brasileiros com elevados teores de material orgânico. **Magistra**, v.20, n.1, p.95-104, 2008

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; BENITES, V. M.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G. ; GUARESCHI, R.F. Carbon and Nitrogen Stocks and Humic Fractions in Brazilian Organosols. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-16, 2016.

VILHENA, M. P. S. P.; COSTA, M. L.; BERREDO, J. F.; PAIVA, R. S.; MOREIRA, M. Z. The sources and accumulation of sedimentary organic matter in two estuaries in the Brazilian Northern coast. **Regional Studies in Marine Science**. v.18, p. 188-196, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.10.007>

YANG, R.; ROSSITER, D.G.; LIU, F.; LU, Y.; YANG, F.; YANG, F.; ZHAO, Y.; DECHENG, L.; ZHANG, G. Predictive Mapping of Topsoil Organic Carbon in an Alpine Environment Aided by Landsat TM. **PLOS ONE**. v.10, n.10, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139042>

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**. v.27, n. 14, p. 3025-3033, 2006 <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>