

**Universidade Federal do Sul da Bahia - UFSB
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - IFBA
Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais -
PPGCTA**

Joaquim Lemos Ornellas

**A RESEX BAÍA DO IGUAPE (BA) COMO PRESTADORA DE
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO SEQUESTRO DE CARBONO:
MODELAGEM DAS ALTERAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO**

Orientador: Prof. Dr. Elfany Reis do Nascimento
Lopes

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Alessandra Nasser
Caiafa

PORTO SEGURO - BA

Janeiro – 2022

Joaquim Lemos Ornellas

A RESEX BAÍA DO IGUAPE (BA) COMO PRESTADORA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO SEQUESTRO DE CARBONO: MODELAGEM DAS ALTERAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Sul da Bahia e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais para obtenção do Título de Mestre em Ciências e Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Elfany Reis Nascimento Lopes

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Alessandra Nasser Caiafa

PORTO SEGURO - BA

Janeiro – 2022

Dados internacionais de catalogação na publicação (CIP)
Universidade Federal do Sul da Bahia – Sistema de Bibliotecas

O74r Ornellas, Joaquim Lemos, 1994 -
 A Resex Baía do Iguape (BA) como prestadora de serviços
 ecossistêmicos no sequestro de carbono: modelagem das alterações no
 estoque de carbono. / Joaquim Lemos Ornellas. – Porto Seguro, 2022.
 109 p.

 Orientador: Elfany Reis do Nascimento Lopes
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Sul da Bahia. Centro
 de Formação em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em
 Ciências e Tecnologias Ambientais. Campus Sosígenes Costa.

 1. Unidade de Conservação. 2. Conservação. 3. Modelagem Ambiental. I.
 Lopes, Elfany Reis do Nascimento. II. Título.

CDD: 363.70071

JOAQUIM LEMOS ORNELLAS

**A RESEX BAÍA DO IGUAPE COMO PRESTADORA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
NO SEQUESTRO DE CARBONO: MODELAGEM NAS ALTERAÇÕES DE ESTOQUE DE
CARBONO.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em
Ciências e Tecnologias Ambientais da Universidade Federal
do Sul da Bahia e do Instituto Federal de Educação, Ciência
e Tecnologia da Bahia, com vistas à obtenção do título de
mestre(a) em Ciências e Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Elfany Reis do Nascimento Lopes

Coorientadora: Profa. Dra. Alessandra Nasser Caiafa

Este trabalho foi submetido à avaliação e julgado aprovado em: 03/02/2022.

BANCA EXAMINADORA



Dr. Igor Emiliano Gomes Pinheiro
UFSB



Dr. Alexandre Camargo Martensen
UFSCar



Dr. Rodrigo Lilla Manzione
UNESP

ORIENTADOR



Dr. Elfany Reis do Nascimento Lopes
UFSB

PORTO SEGURO
2022

AGRADECIMENTO

Os autores deste trabalho gostariam de agradecer ao Instituto Federal da Bahia pelo apoio financeiro contemplado pelo edital 19/2020. Também gostaríamos de agradecer a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia pela concessão da bolsa de pesquisa contemplado pelo pedido n. 611/2020. Por fim gostaríamos de agradecer ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pela licença de pesquisa n. 66814.

RESUMO

O carbono é o quarto elemento mais abundante no planeta e nos sistemas naturais perpassa todos os ecossistemas por diferentes vias. Nos manguezais, ecossistemas tropicais de regiões costeiras alagadas, a rápida ciclagem de nutrientes e altas taxas fotossintéticas, permitem elevado sequestro e estoque de carbono atmosférico. Desta forma este trabalho teve por objetivo modelar e estimar as concentrações de estoque/sequestro de carbono na fitomassa epígea presentes no manguezal da Reserva Extrativista Baía do Iguape no município de Maragogipe/BA, Brasil. Foi realizado o mapeamento temporal do uso da terra utilizando imagens dos satélites Landsat 5, sensor TM, e Landsat 8 sensor OLI, ambos com resolução espacial de 30 m, o método de classificação utilizado foi não-supervisionado pela técnica de interpretação visual no *software* Arcgis 10.8. Atrelado ao mapeamento também foram produzidos os índices de vegetação NDVI, sPRI e CO₂FLUX para detectar mudanças espaço-temporais na vegetação, a modelagem do sequestro e estoques de carbono no manguezal da RESEX foi realizada no *software* inVEST. Também foram realizadas as análises de transição de área para o uso da terra entre os anos mapeados e os quantitativos de classes naturais e antrópicas. O resultado do mapeamento indica aumento das classes de manguezal e floresta ombrófila densa em 240 ha e 52 ha respectivamente entre 1986 e 2020, atrelado a isso, o mapeamento indica aumento de áreas naturais em 186 ha. As classes que apresentaram o maior quantitativo de transição em toda a análise foram o manguezal, floresta ombrófila e áreas campestres, indicando que ainda há conversão de classes naturais. Em relação a análise espectral dos manguezais, o NDVI sugere flutuação do vigor vegetativo dos manguezais, sendo 2005 o ano com maiores valores de NDVI enquanto na produção fotossintética, há baixa nos anos com grandes distúrbios antrópicos seguido de alta em 2000 e 2020. Já para o fluxo de carbono, o índice sugere que a partir de 2005 houve aumento na taxa de sequestro com o passar do tempo, exceto em 2000, sendo o pico em 2020. Na modelagem do estoque de carbono foi possível observar o aumento temporal e linear do estoque de carbono, sendo os anos de 1986 e 2040 aqueles com menor e maior estoque de carbono com, respectivamente, 0,0001034 MtCO₂/ha e 0,0002945 MtCO₂/ha. Em relação a valoração do estoque de carbono em 2000 foi avaliado um estoque equivalente a US\$ 13.706.342,10 com a tonelada de CO₂/ha valendo US\$ 5.170,00. Já a projeção para 2040 é esperado ter em estoque o equivalente a US\$ 32.323.138,92 e a tonelada de CO₂/ha a US\$ 11.188,00. O valor monetário do sequestro de carbono tem o máximo de US\$ 28.831,41 em 2000 e projeta-se o máximo de US\$ 261.650,18 em 2040. As análises demonstraram que quanto mais densidade vegetativa maior a quantidade de carbono sequestrado pelos manguezais e que tensores antrópicos e salinidade podem interferir no comportamento espectral da vegetação em função dos mecanismos de fotoproteção e estresse hídrico. Dessa maneira considera-se que o aumentos de manguezais se deram longe dos impactos antrópicos, sugerindo a existência de antropobiomas costeiros na RESEX. o modelo de estoque de carbono mostra-se útil para indicar áreas prioritárias para conservação do estoque, além de demonstrar áreas onde há menor concentração de carbono.

Palavras-chave: Unidade de Conservação, Conservação, Modelagem ambiental

ABSTRACT

Carbon is the fourth most abundant element on the planet and in natural systems it permeates all ecosystems in different ways. In mangroves, tropical ecosystems of coastal flooded regions, the rapid cycling of nutrients and high photosynthetic rates allow high sequestration and storage of atmospheric carbon. Thus, this work aimed to model and estimate the concentrations of carbon stock/sequestration in the above-ground biomass present in the mangrove ecosystem of the Reserva Extrativista Baía do Iguape in the municipality of Maragogipe/BA, Brazil. The temporal mapping of land use was carried out using images from the Landsat 5 satellites, TM sensor, and Landsat 8 OLI sensor, both with a special resolution of 30 m, the classification method used was unsupervised by the visual interpretation technique in the Arcgis software 10.8. Linked to the mapping, the NDVI, sPRI and CO₂FLUX vegetation indices were also produced to detect spatio-temporal changes in the vegetation, the modeling of carbon sequestration and carbon stocks in the mangrove was performed using the inVEST software. Transition analyzes of area for land use mapping were also carried out between the years mapped and the quantitative of natural and anthropic classes. The result of the mapping indicates an increase in the classes of mangrove and dense rainforest in 240 ha and 52 ha respectively between 1986 and 2020, linked to this, the mapping indicates an increase in natural areas by 186 ha. The classes that presented the highest amount of transition in the entire analysis were the mangrove, rainforest and grassland areas, indicating that there is still conversion of natural classes. Regarding the spectral analysis of the mangroves, the NDVI suggests a fluctuation in the vegetative vigor of the mangroves, with 2005 being the year with the highest NDVI values, while in photosynthetic production, there is a low in years with large anthropic disturbances, followed by a high in 2000 and 2020. the carbon flux, the index suggests that from 2005 there was an increase in the rate of sequestration over time, except in 2000, with the peak being in 2020. In the modeling of the carbon stock, it was possible to observe the temporal and linear increase of the carbon stock, with the years 1986 and 2040 being those with the lowest and highest carbon stocks with, respectively, 0.0001034 MtCO₂/ha and 0.0002945 MtCO₂/ha. Regarding the valuation of the carbon stock in 2000, a stock equivalent to US\$ 13,706,342.10 was evaluated, with a ton of CO₂/ha worth US\$ 5,170.00. The projection for 2040 is expected to have in stock the equivalent of US\$ 32,323,138.92 and a ton of CO₂/ha at US\$ 11,188.00. The monetary value of carbon sequestration has a maximum of US\$ 28,831.41 in 2000 and a maximum of US\$ 261,650.18 is projected in 2040. The analyzes showed that the greater the vegetation density, the greater the amount of carbon sequestered by mangroves and those anthropic tensors and salinity can interfere in the spectral behavior of vegetation as a function of photoprotection and water stress mechanisms. Thus, it is considered that the increases in mangroves occurred far from anthropic impacts, suggesting the existence of coastal anthropobiomes in the RESEX. The carbon stock model proves to be efficient to indicate priority areas for stock conservation, in addition to demonstrating areas where there is a lower concentration of carbon.

Keywords: Protected Areas, Conservation, Environmental Modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de manguezais e Unidades de Conservação do Brasil.....	14
Figura 2: Mapa de localização da RESEX Baía do Iguape, e do montante e jusante da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo	17
Figura 3: A RESEX Baía do Iguape. A-B: trechos da Baía do Iguape com vegetação de manguezal e floresta ombrófila densa. C: píer municipal de Maragogipe dentro dos limites da RESEX. D: Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo.....	19
Figura 4: Modelo de movimento do carbono entre os compartimentos.....	28
Figura 5: Modelo em cascata para descrever o fluxo dos serviços ecossistêmicos e distingui-los entre benefícios, serviços, funções e processos biofísicos dos ecossistemas em um sistema ecológico-social.....	30
Figura 6: Diagrama da oferta e demanda dos serviços ecossistêmicos no sistema ecológico-social.....	33
Figura 7: Classificação de divisão do serviço de regulação e manutenção.....	36
Figura 8: Representação do uso da terra e florestas para RESEX Baía do Iguape entre 1986 e 2020.....	43
Figura 9: Mapa de uso da terra e florestas para a RESEX Baía do Iguape de 1986 a 2020.....	45
Figura 10: Classes de uso da terra para RESEX Baía do Iguape em agosto de 2021.....	46
Figura 11: Mapeamento espacial de perdas, ganhos e perdas para manguezal (Mapa 1), transição espacial entre manguezal e floresta ombrófila densa atlântica (Mapa 2).	54
Figura 12: Distribuição espacial do NDVI para a RESEX Baía do Iguape entre 1986 e 2020.....	57
Figura 13: Distribuição espacial do sPRI para a RESEX Baía do Iguape de 1986 a 2020.....	60
Figura 14: Distribuição espacial do CO ₂ FLUX para a RESEX Baía do Iguape de 1986 a 2020.....	62
Figura 15: Bosques de mangue na RESEX da Baía do Iguape, Bahia, Brasil. A e B - bosques próximos a área de agricultura, apresentando menor valores de vigor	

vegetativo. C e D – bosques de mangue com maior vigor vegetativo64

Figura 16: Áreas de manguezal na Salamina do Putumuju e de Ponta de Souza em diferentes estágios de conservação. A – B: manguezais com estágio avançado de conservação. C - D: diferentes tensores antrópicos no manguezal bairro de Ponta de Souza em Maragogipe.....69

Figura 17: Avaliação da biomassa de mangue na RESEX da Baía do Iguape. A-B: mensuração do diâmetro das árvores de mangue. C: identificação das árvores. D: delimitação das parcelas.....71

Figura 18: Modelagem de estoque de carbono para os anos de 1986, 2000, 2005 e 2020 na RESEX Baía do Iguape.....79

Figura 19: Estimativa quantitativa de carbono. A: Valoração do carbono em estoque nos anos de 2000, 2005, 2020 e 2040 na RESEX. B: Quantitativo de estoque e emissão de CO₂ na RESEX em 1986, 2000, 2005 e 2020. C: Diferença de estoque e emissão para RESEX em 2000, 2005 e 2020.....81

Figura 20: Modelo de pagamento por sequestro de carbono nos mangues da RESEX em 2000, 2005, 2020 e 2040.....84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados referentes as imagens utilizadas para produção dos índices de vegetação, a data de processamento da imagem, seus satélites, sensores, bandas espectrais e respectivas faixas do espectro eletromagnético.....	40
Tabela 2: Quantitativo de transição entre 1986 e 2020 para as classes de uso da terra.....	47
Tabela 3: Quantitativo de transição entre 2000 e 2020 para as classes de uso da terra.....	48
Tabela 4: Quantitativo de transição entre 2005 e 2020 para as classes de uso da terra.....	51
Tabela 5: Vazão média da Barragem e Usina Hidroelétrica da Pedra do Cavalo ao longo dos anos.....	52
Tabela 6: Valores para as classes do mapa de uso da terra, seu código de identificação e se é fonte de carbono.....	68
Tabela 7: Atributos biofísicos utilizados na modelagem baseado nos dados de campo.....	72
Tabela 8: Matriz de transição entre as classes de uso da terra e seu impacto no carbono.....	73
Tabela 9: Estimativa de emissão, valoração e de estoque de carbono para RESEX Baía do Iguape.....	81

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

BTS – Baía de Todos os Santos

CH₄– Metano

CO – Monóxido de carbono

CO₂– Dióxido de carbono

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CSV - *Comma-Separated Values*

DIC – Carbono Inorgânico Dissolvido

DOC – Carbono Orgânico Dissolvido

EMBASA – Empresa Baiana de Água e Saneamento

GAO – *U. S. Government Accountability Office*

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

INEMA – Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

LCM – *Land Change Modeler*

LEVRE – Laboratório de Ecologia Vegetal e Restauração Ecológica

MMA – Ministério do Meio Ambiente

NCC – *No Carbon Change*

NDVI – Índice de Vegetação pela Diferença Normalizada

PAP – Perímetro a Altura do Peito

PI – Proteção Integral

PPB – Produtividade Primária Bruta

PPL – Produtividade Primária Líquida

PRI – Índice de Reflectância fotossintética

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

UC – Unidade de Conservação

UHPC – Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo

USGS – Serviço Geológico dos Estados Unidos

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	12
INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 Área de Estudo	16
1.1.1 Caracterização física e biótica	17
1.1.2 Caracterização socioeconômica	19
1.1.3 Conflitos territoriais	20
1.2. Objetivos	21
1.2.1 Objetivo Geral	21
1.2.2 Objetivos específicos	22
CAPÍTULO II	23
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 Estoques de carbono	23
2.1.1 Carbono na litosfera	23
2.1.2 Ciclo terrestre	24
2.1.3 Ciclo atmosférico	25
2.1.4 Ciclo oceânico	26
2.2 Serviços ecossistêmicos	29
2.2.1 Categorias e classificação de serviços ecossistêmicos	34
2.2.2 O Manguezal como prestador de serviços ecossistêmicos	36
CAPÍTULO III	39
DINÂMICA DE USO DA TERRA, ATIVIDADES ANTRÓPICAS E CONSERVAÇÃO DE MANGUEZAIS NA RESEX BAÍA DO IGUAPE	39
3.1 Métodos	39
3.1.1 Mapeamento da dinâmica de uso da terra	39
3.1.2 Análise de transição do uso da terra	41
3.1.3 Análise espectral do manguezal	41
3.1.4 Validação de campo	43
3.2 Resultados e Discussão	43
3.2.1 Mapeamento da dinâmica de uso da terra	43
3.2.2 Análise da dinâmica de uso da terra	47
3.2.3 Análise espectral do manguezal	56
3.2.4 Validação de campo	63
3.3. Conclusão	65
CAPÍTULO IV	66

MODELAGEM ESPACIAL DO CARBONO EM ÁREAS DE MANGUEZAIS DA RESEX BAÍA DO IGUAPE, MARAGOGIPE, BAHIA.....	66
4.1 Métodos	66
4.1.1.1 Pré-processador	67
4.1.2 Processador	73
4.1.1.2 Estimativa quantitativa	78
4.2 Resultados e discussão	78
4.3 Conclusão	90
CAPÍTULO V	92
CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
REFERÊNCIAS	93

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

Durante os últimos cem anos, a influência dos seres humanos nos sistemas naturais tem sido intensificada pelo crescimento populacional, demanda por alimentos e energia. As principais forças motrizes para a degradação ambiental, segundo o IPBES (2018), têm sido a supressão da vegetação natural para agricultura, práticas de silvicultura insustentáveis, competição por terras férteis, mudanças climáticas, extrativismo industrial e a expansão urbana. Essas atividades têm acarretado à conversão de ecossistemas naturais em sistemas antrópicos (KANIASKA, 2016).

A mudança nos padrões de uso da terra tem se mostrado um dos principais contribuintes para o aumento da emissão de dióxido de carbono (CO₂) (HÖRTENHUBER *et al.*, 2018). Estima-se que do total de CO₂ emitido para a atmosfera entre os anos de 2007 e 2016, 13% é originário da agricultura, silvicultura e outras formas de uso antrópico enquanto as emissões globais de CO₂ aumentaram em 40% desde a revolução industrial (IPCC, 2014; 2019). Desta forma, os ecossistemas terrestres são tanto fonte como depósitos de CO₂ influenciados por mudanças de uso da terra (KANIANSKA, 2016).

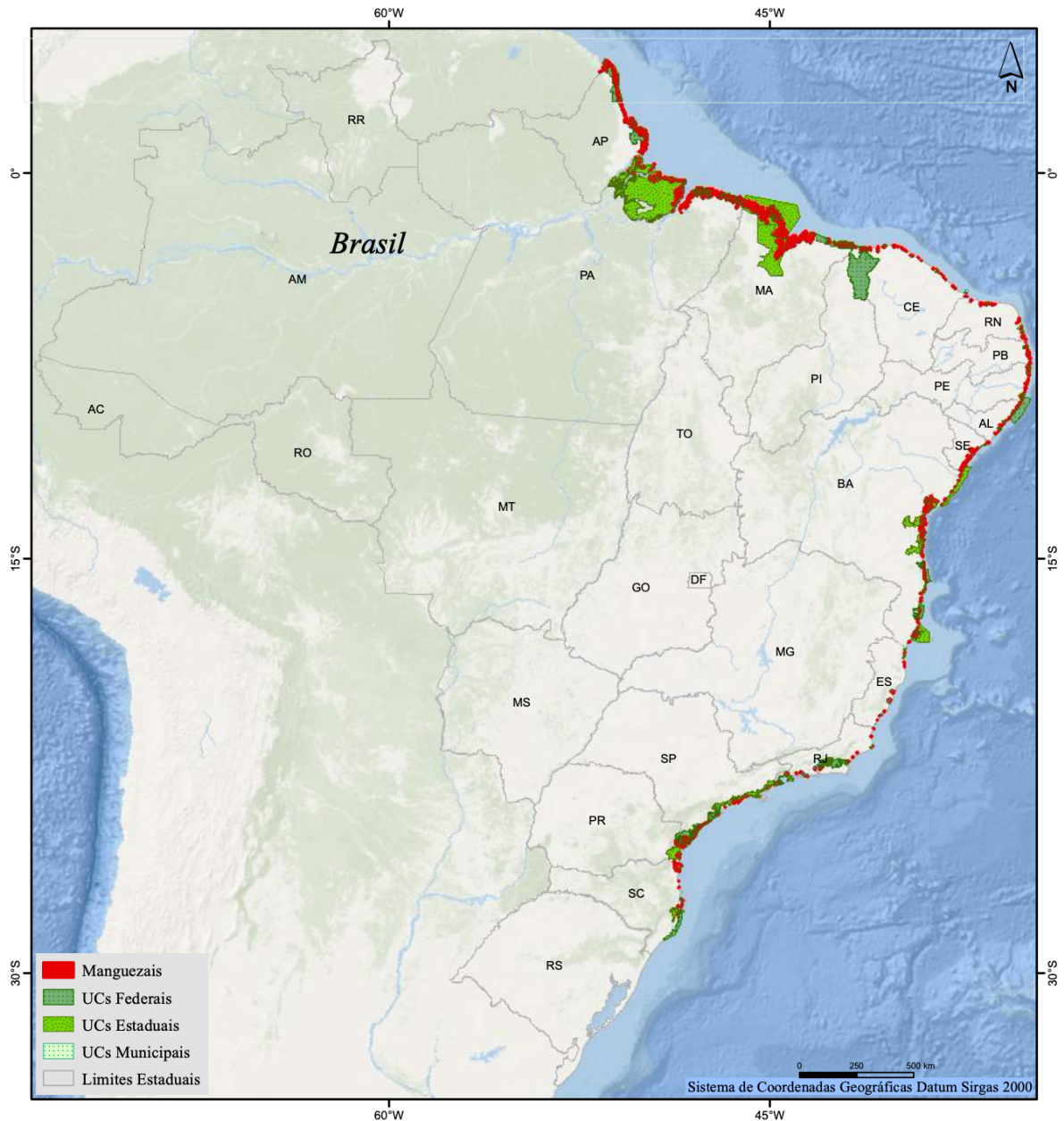
Na dinâmica do uso da terra, o ecossistema manguezal apresenta taxas de desmatamento entre três e cinco vezes maiores do que os outros sistemas naturais tropicais (UNEP, 2014; ROMANACH *et al.*, 2018). Segundo Lucas *et al.* (2014), em 1990 estimava-se haver 16.100.000 ha de manguezais no mundo. Esse quantitativo foi reduzido para 13.776.000 ha em 2000, aumentou para 15.200.000 ha em 2005 e 15.600.000 ha em 2010. Na última estimativa, realizada em 2018, a distribuição global foi estimada em 15.200.000 ha, distribuídos em 38,7% na Ásia, 20,3% no Caribe e América Latina, 20% na África, 11,9% na Oceania, 8,4% na América do Norte e 0,7% nos territórios dos mares europeus (UNEP, 2014; BUNTING, 2018).

O manguezal é um ecossistema de bosques tropicais e subtropicais estabelecidos em regiões costeiras e estuarinas com altos valores de produtividade, sobretudo de matéria orgânica para os ecossistemas terrestres e aquáticos (TWILLEY *et al.*, 1996). Compreende o conjunto de populações vegetais, animais e

microrganismos que coexistem e interagem entre si no mesmo ambiente físico, influenciado por bacias hidrográficas e regimes de marés (SPALDING; BLASCO; FIELD, 1997; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000; UNEP, 2014).

Em todo território brasileiro os manguezais estão inclusos como Área de Preservação Permanente (APP), segundo o Código Florestal Brasileiro ou inseridos em Unidades de Conservação (UCs) (BRASIL, 2012). Também é incluído no Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) (BRASIL, 1988; MMA, 1997) e no bioma da Mata Atlântica e Amazônico, sendo amparado pela Lei de Proteção da Mata Atlântica que dispõe sobre a utilização, supressão e proteção da vegetação (BRASIL, 2006). Os manguezais também estão inseridos nos no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), sendo que 120 UCs apresentam manguezais em seu território e 17 são localizadas na Bahia, conforme pode ser visto na Figura 1 (BRASIL, 2000; LEÃO; PRATES; FUMI, 2018).

Figura 1: Mapa de manguezais e Unidades de Conservação do Brasil.



Fonte: ICMBio, 2018. Modificado pelo autor, 2022.

Segundo o MapBiomas (2020), em 1985 a Bahia possuía 65.292,64 ha de mangue e 3.946,51 ha de apicuns, totalizando 69.239,15 ha de manguezais. Já em 2018, o Estado continha 67.869,12 ha de mangue e 6.316,30 ha de apicuns, ou seja 74.185,42 ha. Apesar do aumento temporal, a Bahia apresentou uma perda de cerca de 16 hectares do ecossistema quando comparados os dados entre 2017-2018 e 2018-2019 (SOS, 2019; 2020).

Ademais, o Brasil apresenta manguezais em estado crítico de degradação e o ecossistema ocupa grande parte da zona costeira, presente do Oiapoque (AP) à Laguna (SC), submetido as distintas pressões antrópicas pelos 26,6% da sua população residente na região costeira, um quantitativo equivalente a 50,7 milhões de habitantes usufruindo de todo complexo natural costeiro para atender as necessidades sociais, econômicas, culturais e políticas contemporâneas (IBGE, 2010; FERREIRA; LACERDA, 2016; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

Além disso, as barragens constituem o grupo de empreendimentos fixos com capacidade de trazer modificações na dinâmica dos manguezais. Em regiões de estuários a maior entrada de salinidade provoca alterações na fauna e flora, no transporte de sedimento e materiais de maior diâmetro na calha do rio, mudança na força e influência das marés (WOLANSKI *et al.*, 2001; SCHARLER; BAIRD, 2000; CARVALHO, 1994). Na Bahia, essas condições podem ter ocorrido com os manguezais situados na Baía de Iguape, a partir da instalação da Barragem Pedra do Cavalo (BPC) desde 1985, interferindo no fluxo de água doce para a atual Reserva Extrativista Marinha Baía do Iguape (RESEX) (PALMA, 2007). Com a crise energética no Brasil a geração de energia foi distribuídas em diversas centrais, sendo inaugurada em 2005 a Usina Hidrelétrica Pedra do Cavalo (UHPC) na mesma área da barragem.

De acordo com Couto (2014) a operação da UHPC alterou os níveis de salinidade do estuário do Iguape, quando em ano com seca e estiagem, a intrusão salina percorre aproximadamente 18 km na preamar enquanto na baixa-mar a intrusão percorre cerca de 16 km. Já para anos com cenários de umidade no período de cheias, o autor relata não haver intrusão salina. Até 1997, a BPC executava uma vazão mínima de 11 m³/s resultando a situação de penetração de salinidade similar à natural (GENZ; LESSA; CIRANO, 2008). Contudo, após a UHPC o limite operacional das turbinas foi estabelecido entre 40 e 160 m³/s impondo novas alterações ecológicas e adaptação às condições salinas (PROST, 2007; GENZ, 2007).

É nesse sentido que se propõe investigar as modificações que podem ocorrer nos ecossistemas manguezais, pois esses compartimentos atuam como reservatório de carbono com desempenho acima das florestas terrestres tropicais, constituindo um dos sistemas naturais mais ricos em carbono na biomassa acima e abaixo do solo,

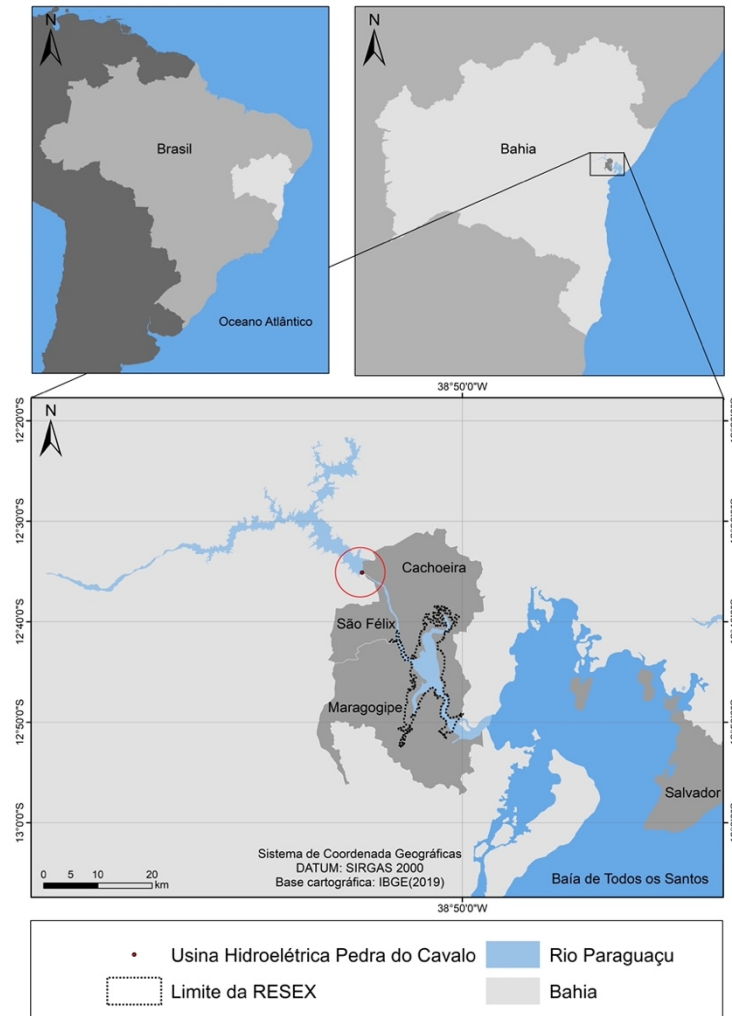
responsável por 3% do carbono sequestrado pelas florestas do mundo e 14% pelo sequestro de carbono pelos oceanos (ALONGI, 2012; 2014).

No âmbito das ciências ambientais, este estudo contribui para compreender os tensores de mudança dos manguezais e sua relação com a variação espaço-temporal à medida que se propôs a investigar a hipótese de que os mangues da Reserva Extrativista Baía do Iguape (RESEX Baía do Iguape) sofreram alterações na dinâmica do carbono devido a instalação e operação da Barragem e Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo, e que os manguezais mais distantes de áreas antrópicas urbanas apresentam as maiores concentrações de carbono na fitomassa epígea e, consequentemente, a maior taxa de biomassa e carbono.

1.1 Área de Estudo

A pesquisa foi realizada na Reserva Extrativista Baía do Iguape posicionada a Oeste da Baía de Todos os Santos (BTS) entre os municípios de Maragogipe e Cachoeira na Bahia, localizados a aproximadamente 100 km da capital baiana Salvador (Figura 2). A RESEX engloba um trecho do baixo curso do Rio Paraguaçu, a Baía do Iguape e o canal do Paraguaçu.

Figura 2: Mapa de localização da RESEX Baía do Iguape, e do montante e jusante da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo.



Fonte: Construção do autor, 2021.

1.1.1 Caracterização física e biótica

O baixo curso do Rio Paraguaçu possui início na jusante da Usina Hidrelétrica Pedra do Cavalo (UHPC) até à desembocadura na Baía do Iguape. Estende-se por 16 km, encontra-se sob um vale composto de rochas cristalinas e com relevo com características acidentado, depressões com profundidades de até 10 metros e bancos de areia, assim o escoamento é raso e se dá por pequenos canais (GENZ, 2007).

A Baía do Iguape abrange uma área de 76,1 km² dividindo-se em três grandes áreas: a Central, o Norte e Sul. A área Central é caracterizada por bancos de areia alongados no sentido da corrente, e fica exposta na maré baixa de sizígia, além de

compreender o delta fluvial do Rio Paraguaçu (LESSA *et al.*, 2000). Já as áreas norte e sul, respectivamente, estendem-se por aproximadamente 11 km e 7 km com canais de maré e profundidade entre 5 e 10 m. Entre São Francisco do Paraguaçu e a Ilha do Francês e na entrada do canal as profundidades podem alcançar até 18 m.

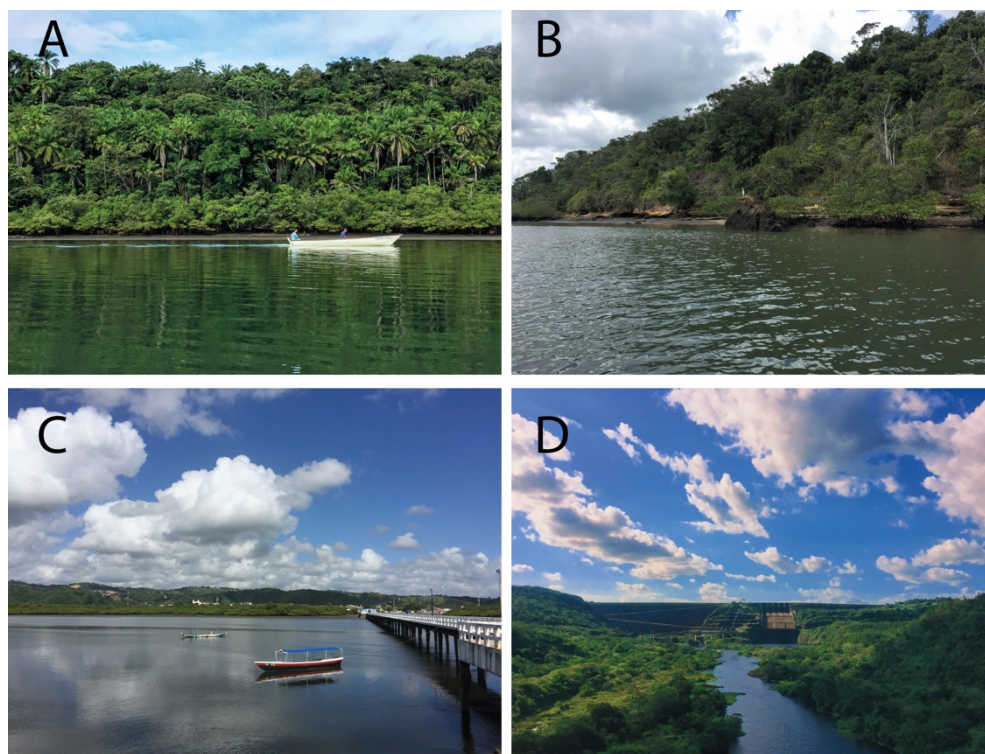
O clima, é quente e úmido com período de chuvas de outono-inverno, sendo os meses de novembro a março os que apresentam as maiores temperaturas e julho e agosto as menores (GENZ, 2007). A umidade relativa do ar apresenta dois períodos, o período chuvoso de abril a setembro e o período seco de outubro a março.

O Rio Paraguaçu é o principal afluente da Baía de Todos os Santos, suas nascentes encontram-se na Chapada Diamantina, com clima de montanhas, enquanto sua parte média encontra-se no clima semiárido. Está contida na bacia de drenagem de área equivalente a 55.317 km² e seu principal afluente é o Rio Jacuípe, ambos inseridos no aproveitamento hídrico da UHPC (GENZ, 2007).

Em relação a vegetação natural, a área é predominada por mangues e floresta. Os mangues são compostos por *Rhizophora mangle* L. (1753) (mangue vermelho), *Laguncularia racemosa* Gaertner (1807) (mangue branco) e *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechman (1939) (mangue preto). Os remanescentes florestais de Mata Atlântica apresentam fitofisionomia de floresta ombrófila densa atlântica (OLIVEIRA *et al.*, 2020) e vegetação arbórea de grande e médio porte, lianas e epífitas em função do clima tropical e temperaturas entre 22 °C e 25 °C (MMA, 2021).

Na Figura 3 é possível visualizar as características fisiográficas da RESEX Baía do Iguape.

Figura 3: A RESEX Baía do Iguape. A-B: trechos da Baía do Iguape com vegetação de manguezal e floresta ombrófila densa. C: píer municipal de Maragogipe dentro dos limites da RESEX. D: Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo.



Fonte: Construção do autor, 2021.

1.1.2 Caracterização socioeconômica

A RESEX é gerida pelo Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e seu conselho. A Reserva foi a primeira Unidade de Conservação no formato extrativista marinha criada na Bahia, a partir do Decreto sem número de 11 de agosto de 2000 (BRASIL, 2000) com cerca de 8.117,53 hectares. Após a Lei nº 12.058 de 13 de outubro de 2009, o limite foi expandido e atualmente a área dentro da Unidade é de aproximadamente 10.074,42 hectares (BRASIL, 2009).

A publicação da Lei nº 12.058/09 inclui a área ao norte da RESEX que agrega o Convento de São Francisco do Paraguaçu nos limites territoriais da RESEX, o que levanta um conflito territorial entre as terras das comunidades quilombolas de São Francisco do Paraguaçu (ZAGATTO, 2013). Segundo Prost (2011) esse conflito é resultante da política do Estado da Bahia de implementar um estaleiro em São Roque do Paraguaçu. Dessa forma, o interesse na implantação do polo naval é contrário aos objetivos de conservação da UC, forçando a mudança a poligonal na Unidade.

De acordo com o ICMBio (2013), a RESEX comporta aproximadamente 3.400 famílias e 95% identificam-se como pescadores ou marisqueiras tradicionais. Em decorrência do processo histórico de plantações de cana-de-açúcar na região do Recôncavo da Bahia, várias comunidades de pescadores e marisqueiras são remanescentes quilombolas integrados às comunidades indígenas, o que proporcionou habilidades de pesca extremamente eficientes (MAFEI, 2011).

Além da pesca e coleta de mariscos de subsistência as comunidades quilombolas pertencentes ao lado norte da RESEX (pertencente a Cachoeira) praticam agricultura de subsistência e de origem familiar, pode-se citar as comunidades de Santiago de Iguape, São Francisco do Paraguaçu, Calolé e Engenho da Pedra. Já na porção pertencente a Maragogipe (lado oeste da RESEX) os distritos de Nagé, Coqueiros, São Roque e a sede de Maragogipe são voltados para o comércio dos produtos pescados, que normalmente ocorre por atravessador.

1.1.3 Conflitos territoriais

A região da Baía do Iguape comporta comunidades tradicionais com hábitos socioeconômicos distintos que são em grande parte exercidos dentro da RESEX Baía do Iguape. Além disso dos usos múltiplos pelas comunidades há também o choque de interesses entre a Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), responsável pelo abastecimento de Salvador com água potável do reservatório da Pedra do Cavalo com o Grupo Votorantim na geração de energia hidroelétrica (FIOCRUZ, 2021).

Os impactos ambientais gerados por esses empreendimentos para as comunidades tradicionais foram alvo de diversas ações civis públicas. Em 11 de dezembro de 2008 o Ministério Público do Estado da Bahia e o Ministério Público Federal (MPF) publicaram a recomendação conjunta nº 01/2008 recomendando ao Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (INEMA) não renovar a licença de operação da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo com vencimento previsto em 5 de fevereiro de 2009 com base na falta de estudos sobre impactos ambientais (FIOCRUZ, 2021).

Novamente em 2015 o MPF em conjunto com o ICMBio elaboraram um parecer técnico nº 01/2015 condicionando a operação da UHPC com ações de controle,

manejo e monitoramento de impactos sobre o ambiente e as populações locais. A Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo segue sem Licença de Operação até o momento de publicação desse trabalho.

Além dos problemas dos problemas gerados pelo barramento e geração de energia, a área da RESEX também sofreu alteração dos seus limites em 2009 visando a instalação de um estaleiro naval Enseada Indústria Naval S.A. Dessa forma, algumas comunidades auto identificadas como quilombolas deixaram a competência do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) para a gestão da UC pelo ICMBio (BRASIL, 2009; FIOCRUZ, 2021).

O empreendimento conseguiu a licença de operação junto ao IBAMA em outubro de 2014, mas no primeiro semestre de 2014 todas as atividades foram suspensas através da operação Lava-Jato envolvendo as empreiteiras responsáveis como réus na investigação (Odebrecht, OAS e UTC) (MPF, 2017). Além disso, houveram diversas denúncias do MPF sobre os Estudo de Impacto Ambiental com falhas e erros, pedidos de compensação ambiental e indenização. Em janeiro de 2018 o estaleiro recebeu a licença de instalação de Terminal de Líquidos e Granéis pelo INEMA.

Por fim, em 4 de agosto de 2020 o Grupo Votorantim, administradores da usina hidroelétrica, informaram a intenção realizar um teste de calha na barragem da Pedra do Cavalo (CPP, 2020). Contudo a falta de acessibilidade e comunicação entre as diversas comunidades nas áreas rurais e os impactos ambientais para as comunidades de pesca pressionaram o Grupo Votorantim a remarcar o teste, mas, a pressão popular e a repercussão negativa contribuíram para logo em seguida a empresa divulgar o cancelamento dos testes.

1.2. Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Compreender a dinâmica das concentrações de estoque e sequestro de carbono na fitomassa epígea no manguezal da Reserva Extrativista Baía do Iguape, entre os municípios de Maragogipe e Cachoeira/BA, Brasil.

1.2.2 Objetivos específicos

- Compreender a dinâmica de uso da terra e florestas, as alterações na paisagem e a interferência da operação da Barragem e Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo entre 1986 e 2020;
- Avaliar espacialmente a biomassa, uso eficiente da radiação no processo fotossintético e o fluxo de carbono atmosférico dos manguezais;
- Identificar a distribuição espacial das concentrações de carbono e cenários futuros para a manutenção dos serviços ecossistêmicos dos manguezais;
- Valorar financeiramente o estoque e sequestro de carbono do manguezal conforme o mercado mundial de carbono.

CAPÍTULO II

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo está concentrado em suas seções: estoque de carbono e serviços ecossistêmicos. A primeira, aborda o carbono, o seu ciclo nos ecossistemas naturais e fontes de estoque. A segunda versa sobre a origem e caracterização dos serviços ecossistêmicos, e como manguezais e carbono estão inseridos nessa temática.

2.1 Estoques de carbono

O carbono faz parte do grupo de elementos químicos essenciais a existência de vida no planeta. É o quarto elemento mais abundante no universo, sendo um único átomo de carbono capaz de realizar ligações tetravalentes com outros elementos presentes em todos os seres vivos e em boa parte dos componentes abióticos (VIEIRA *et al.*, 2018).

É justamente por ser um elemento importante para a vida e tão abundante que o ciclo do carbono é visto como reservatórios interligados pelas trocas realizadas nos sistemas geológico, biológico, hidrológicos, entre outros sistemas biogeoquímicos. Segundo Keeling (1993) o carbono é armazenado majoritariamente em quatro reservatórios principais: litosfera, biosfera, atmosfera e oceano.

2.1.1 Carbono na litosfera

De forma, geral a litosfera apresenta a maior parte do carbono existente no planeta, boa parte da crosta terrestre é composta por carbono. Nas regiões de encontro de placas tectônicas, a fricção entre placas acaba por fragmentar grandes pedaços de rochas até mesmo contribuindo com a porção de Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC) oceânico (POST, 1993).

No fundo dos oceanos podem ocorrer dois processos distintos que integram o carbono a litosfera, o primeiro está associado a sedimentação de DIC ao longo dos milhares de anos. Ao longo do tempo, a pressão torna esses compartimentos mais compactos a ponto de produzir novamente rochas sedimentares a partir do DIC sedimentado (CIAIS *et al.*, 2014). O outro processo descrito pelos autores não apenas

está associado aos oceanos mais também aos ciclos terrestres, na sedimentação de Carbono Orgânico Dissolvido (DOC), detrito e restos de animais ou plantas.

Ao longo do tempo esse acúmulo aumenta a força de compressão exercida pelo material sobre o substrato gerando derivados do DOC preso entre as rochas dentre eles nomeiam-se os combustíveis fósseis: gás natural, petróleo e o carvão vegetal sendo hoje utilizados na produção de energia.

Com o advento da revolução industrial, foi possível ter acesso a grandes reservatórios de carbono nas mais diversas profundidades e dessa maneira utilizar a energia armazenada ao longo desses milhões de anos através da combustão. Contudo a reação química da queima de combustíveis fósseis não somente libera energia, como calor e dióxido de carbono (CO_2) para atmosfera, podendo novamente ser inserido em outros compartimentos de carbono.

2.1.2 Ciclo terrestre

Em ecossistemas terrestres o ciclo do carbono tem início na captação do CO_2 atmosférico pelos organismos fotossintetizantes para a produção de compostos orgânicos energéticos. Durante o processo fotossintético, o dióxido de carbono é assimilado em carboidratos que serão utilizados pelos organismos vegetais no incremento da biomassa, respiração ou estoque (TAIZ *et al.*, 2017). De acordo com Prentice *et al.* (2001), esse processo é denominado Produtividade Primária Bruta (PPB), estimada, entre 2000 e 2016, em aproximadamente 121.60 a 129.42×10^{15} g C por ano (ZHANG *et al.*, 2017).

Se utilizados na produção de biomassa vegetal, uma parte dos carboidratos produzidos são inseridos na criação de novos tecidos, folhas, raízes e sementes, a parte restante é utilizada na respiração celular (PRENTICE *et al.*, 2001). Segundo os autores, a diferença do carbono utilizado na fotossíntese menos o que é consumido na respiração é conceituada como Produtividade Primária Líquida (PPL), referindo-se a quanto de biomassa nova gerada a partir dos processos metabólicos vegetais.

O carbono fixado na biomassa pode então seguir a cadeia trófica servindo de biomassa a ser assimilada para os níveis seguintes disponível nas formas de açúcar, proteína ou gordura (PRENTICE *et al.*, 2001). Por meio das reações energéticas da

fotossíntese o carbono é acumulado nos tecidos orgânicos como reserva de energética até ser utilizado para a realização de trabalho ou permanecer armazenado.

No solo, a velocidade com qual a ciclagem do carbono atua depende do tipo de solo, clima e vegetação em que estão associados. Acredita-se que em regiões temperadas o ciclo do carbono seja mais demorado do que regiões tropicais (POST, 1993). Os ecossistemas de solos alagados como manguezais e pântanos possuem solos anóxicos, com intensa atividade de decomposição, liberação de metano na respiração de bactérias e, ao mesmo tempo, a vegetação desses ecossistemas apresenta-se como grandes fixadores de carbono atmosférico, ultrapassando o potencial de florestas tropicais (ALONGI, 2016).

Os sistemas terrestres, no contexto do ciclo do carbono, apresentam-se como áreas fonte e emissoras de carbono. Essa relação é dada pela diferença entre o carbono assimilado na biomassa vegetal e o carbono emitido na atmosfera por qualquer que seja a via, resultando no saldo líquido de carbono assimilado (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2009). Segundo os autores, quando as taxas de emissão são maiores do que a de assimilação, assume-se que o sistema deixa de ser um sumidouro de carbono para ser uma fonte emissora de carbono atmosférico.

2.1.3 Ciclo atmosférico

A interação do carbono com a atmosfera se dá na forma de gases, aponta-se principalmente o CO_2 , o monóxido de carbono (CO) e o metano (CH_4) (HOLMÉN, 2000). Segundo Holmén (2000), o CO é um gás traço no estado de oxidação II enquanto o metano, outro tipo de gás traço, mas oriundo da redução do carbono por bactérias anaeróbicas ou processos inorgânicos em estado de oxidação de -IV.

Segundo Keeling (1993), a atmosfera desempenha o papel de reservatório temporário ou passivo do carbono liberado dos reservatórios restantes em função dos processos biológicos e da volatilidade dos elementos. Ao longo da história do planeta, as concentrações de carbono na atmosfera foram variando conforme a escala temporal e geológico. Acredita-se que entre 600 e 400 milhões de anos as concentrações de CO_2 encontravam-se acima de 3.000 ppm, mas o aumento da vegetação terrestre ao longo milhares de anos reduziu consideravelmente as

concentrações desse gás na atmosfera, chegando a menos de 300 ppm por volta de 20 milhões de anos (PRENTICE *et al.*, 2001).

Por volta de 8 mil anos atrás, os níveis de CO₂ atmosféricos ainda estavam baixos, por volta de 260 ppm, contudo o período pré-industrial contribuiu para a liberação de carbono na atmosfera elevando a concentração aproximada de 278 ppm (PRENTICE *et al.*, 2001; DUNN *et al.*, 2020). A revolução industrial permitiu a rápida expansão da capacidade produtiva e energética e também o aumento das concentrações de gases contendo o carbono para a atmosfera. Estima-se que, em 1958, as concentrações de CO₂ encontravam-se em 315 ppm, nessa época o aumento desse gás na atmosfera se dava em entorno de 0,6 ppm/ano enquanto em 2019 essa a concentração alcançou 409,8 ppm estimulada pelo aumento médio anual de 2,3 ppm/ano entre 2009 e 2018 (DUNN *et al.*, 2020).

Dessa forma, as atividades humanas são potencialmente produtoras de carbono atmosférico devido a conversão de ecossistemas para usos antrópicos. Segundo Houghton *et al.* (1985) o desmatamento de florestas para cultivo agrícolas ou agropastoril contribui na liberação de carbono oxidado para atmosfera. Segundo os autores, há duas formas do carbono contido nas árvores ser liberado, a primeira pela decomposição da árvore e a segunda via, pela queima da madeira ou outros componentes vegetais liberando rapidamente o carbono para atmosfera.

O carbono ainda pode retornar ao reservatório atmosférico por intermédio da biodiversidade, por duas vias principais: na primeira os organismos vegetais são consumidos pelos consumidores primários, assimilando uma parte desse carbono na biomassa do próximo nível trófico e os organismos decompositores são responsáveis por remineralizar o carbono presente nos detritos e restos de animais e vegetais; na segunda via, o carbono é liberado para a atmosfera na forma de CO₂ gasoso provenientes da respiração heterotrófica. Uma vez na atmosfera, o carbono poderá ser incorporado novamente na biomassa vegetal através do processo fotossintético ou seguir para os oceanos (PRENTICE *et al.*, 2001).

2.1.4 Ciclo oceânico

Nos oceanos, a força motriz do ciclo do carbono é formada pela diferença de pressão entre a interface atmosfera-oceano, pelo gradiente de camadas oceânicas

existentes na superfície e em áreas profundas, e pelo aporte de nutrientes advindos dos ecossistemas terrestres (CALDEIRA *et al.*, 2006).

No ciclo oceânico, o fluxo de carbono é dado pela diferença existente entre regiões sumidouros, concentradas em regiões temperadas de grande latitude. Em função da temperatura oceânica nessas regiões, o CO₂ apresenta melhor solubilidade na água quando comparada às regiões fonte, normalmente associadas a regiões de baixas latitudes, em função da temperatura elevada (MARINOV; SARMIENTO, 2004). Sendo assim, de acordo com os autores há uma tendência de distribuição espaço-temporal na interface ar-água pela circulação desses fluidos sentido hemisférios norte-sul e vice-versa.

A primeira força motriz de movimentação do carbono são os estuários e rios, esses corpos hídricos são fontes de transferência de nutrientes para o fitoplâncton, por onde o Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC) é consumido na produção de carboidratos, liberando oxigênio para atmosfera (MARINOV; SARMIENTO, 2004). Uma parte dessa energia pode ser respirada e voltar a ser DIC, consumida por zooplâncton ou detrito. Outra parte dessa matéria orgânica é dissolvida (DOC), podendo ser oxidada por bactérias ou transferida verticalmente para outros organismos filtradores (PRENTICE *et al.*, 2001). Por fim, segundo os autores o Carbono restante é despejado nos oceanos na forma de Carbono Orgânico Particulado (POC) e transferido da superfície oceânica para as partes mais profundas, onde respiração heterotrófica converte o carbono orgânico restante em DIC.

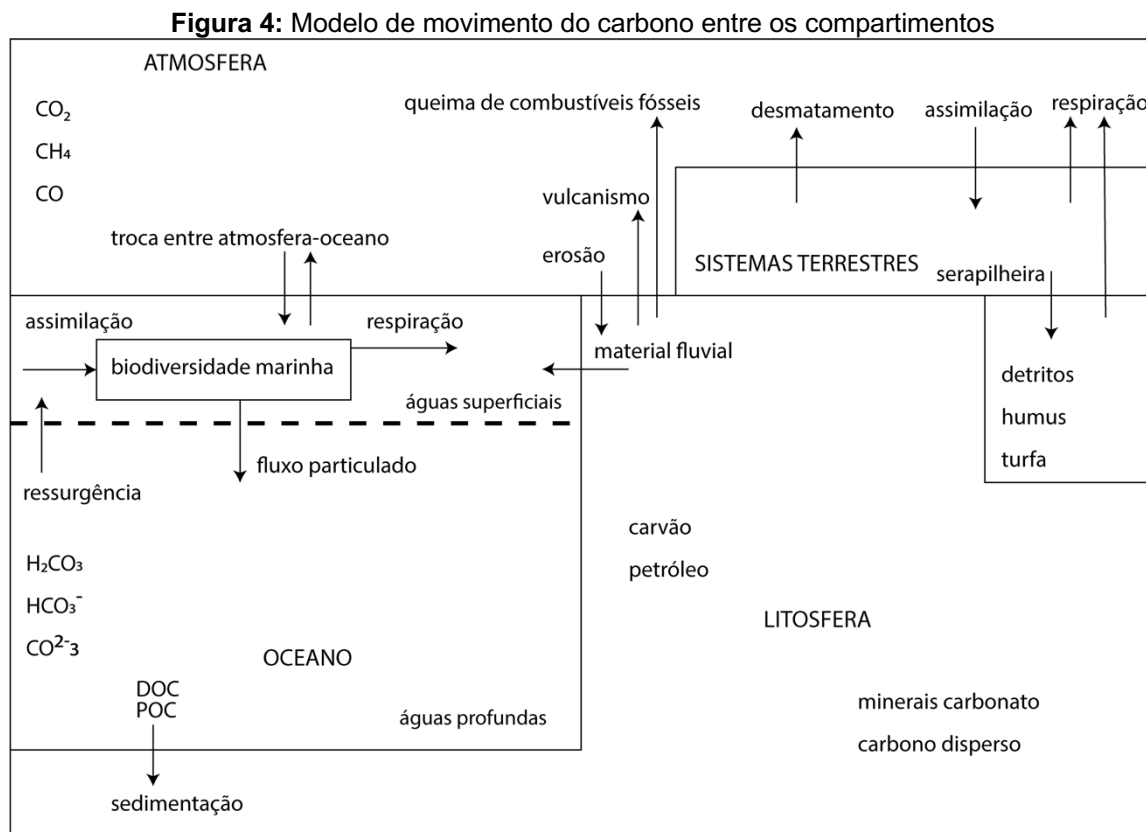
Uma vez em água profundas o DIC pode ser incorporado no substrato e formar rochas sedimentares ou ser reincorporado nos ciclos biológicos através da ressurgência das correntes marinhas reintroduzindo o DIC no processo de produtividade primária (WILLIAMS; FOLLOWS, 2011).

Outro mecanismo associado ao ciclo do carbono em grandes profundidades está relacionado com o carbonato de cálcio, principalmente aqueles secretados por conchas e corais. Esse mecanismo atua no sentido contrário do anterior (MURRAY, 2004). A formação de carbonato de cálcio é dada pela equação 1:



Desta forma, a formação de carbonato diminui o quantitativo de DIC disponível e torna o meio menos alcalino, além de aumentar a pressão de CO_2 na da interface oceano-atmosfera e induzir a liberação de CO_2 do oceano para a atmosfera (MURRAY, 2004).

Assim pode-se representar o ciclo do carbono em todos os seus compartimentos por intermédio do esquema ilustrativo abaixo, onde o carbono nos ecossistemas terrestres move-se para a atmosfera pela queima de matéria orgânica, decomposição ou pela respiração celular em forma ou para os oceanos na forma de material particulado através da ação dos corpos hídricos. Uma vez na atmosfera, a diferença de pressão e concentração de gases entre a superfície atmosfera-oceano promove a troca entre esses compartimentos. Nos oceanos o carbono pode ser assimilado nos ciclos bióticos pelos organismos fotossintetizantes e retornar ao sistemas naturais terrestres através da teia trófica ou seguir para águas profundas e assimilar-se ao material sedimentar das rochas do assoalho marinho ou em milhões de anos gerar petróleo e gás natural (Figura 4):



Fonte: HOLMÉN, 2000.

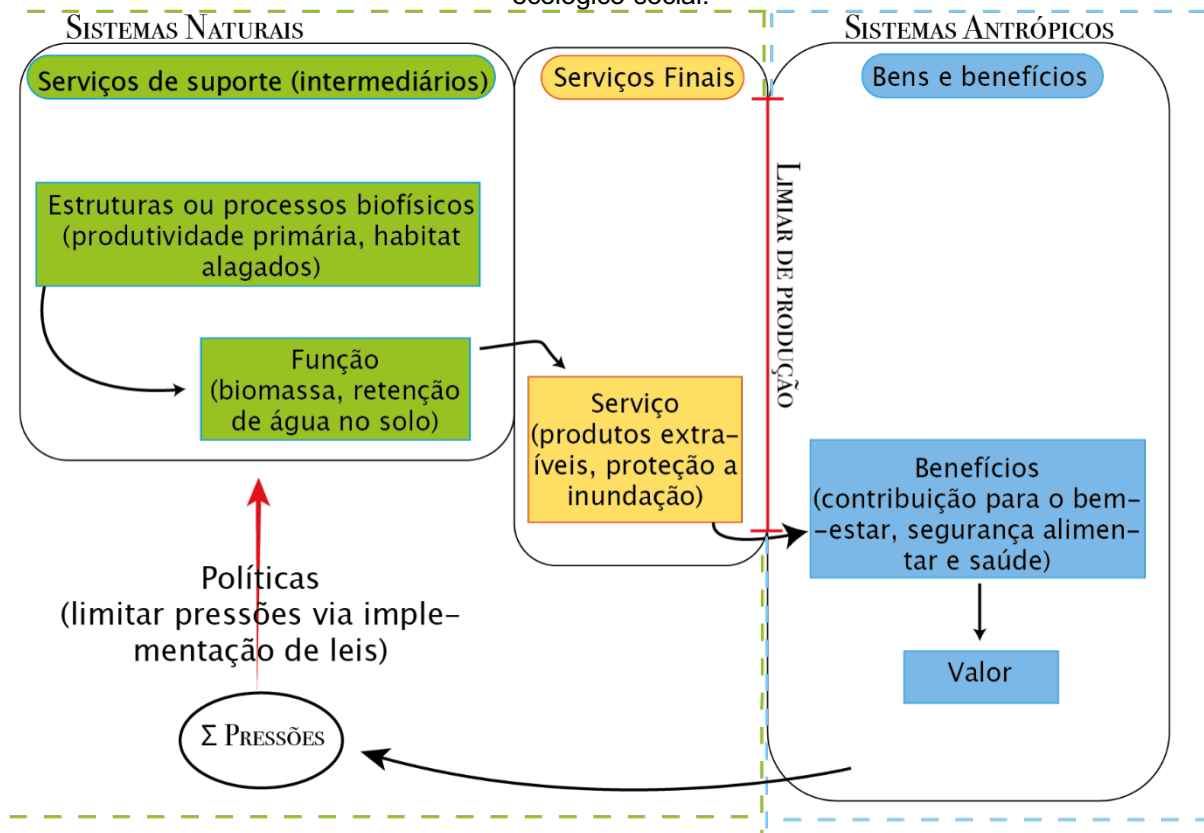
2.2 Serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas são a unidade funcional básica da paisagem, a qual integra os compartimentos bióticos (comunidades) e o ambiente físico por meio de um fluxo de energia e diversidade biológica. Dessa maneira, o fluxo percorre uma estrutura trófica e a matéria e energia seguem por ciclos biogeoquímicos (ODUM, 2015). A complexidade de interações biofísicas e processos ecológicos dos ecossistemas produzem bens e serviços que contribuem para o bem-estar humano, assim a literatura científica descreve-os por serviços ecossistêmicos (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; MEA, 2005; TEEB, 2010). Em termos ecológicos os processos biofísicos e naturais dos ecossistemas configuram-se como função ecossistêmica, e, a partir dele são gerados os valores e interesse nos bens naturais gerando os serviços ecossistêmicos (ANDRADE; ROMEIRO, 2009).

Embora o termo serviço ecossistêmico e serviço ambiental sejam entendidos como similares, eles não o são, de acordo com Peixoto (2011) os serviços ambientais configuram-se como serviços de consultoria, análise, educação e monitoramento de variáveis ambientais por profissionais da esfera pública ou provada na correção ou mitigação de danos aos serviços ecossistêmicos.

Dada a complexidade dos ecossistemas e seus processos ecológicos, para indicar os benefícios gerados e como interagem com os sistemas humanos, é necessário identificar as propriedades e características dos ecossistemas que as tornam potencialmente úteis às pessoas (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011). Na prática, essas relações não são lineares e simples, contudo, Haines-Young e Potschin (2010) propõem o modelo em cascata para descrever o fluxo dos serviços ecossistêmicos e distingui-los entre benefícios, serviços, funções e processos biofísicos dos ecossistemas (Figura 5).

Figura 5: Modelo em cascata para descrever o fluxo dos serviços ecossistêmicos e distingui-los entre benefícios, serviços, funções e processos biofísicos dos ecossistemas em um sistema ecológico-social.



Fonte: Haines-Young; Potschin, 2010.

De acordo com Boyd e Banzhaf (2007), os serviços ecossistêmicos podem ser classificados em intermediários ou finais, respectivamente, dada a sua contribuição direta para o bem-estar humano ou indireta, no suporte para geração de outros serviços relevantes. Segundo os autores, a separação dos serviços nessas duas categorias se faz necessário, por exemplo, se a água potável de um lago for utilizada para fins de consumo, se torna o serviço final, mas se nesse mesmo lago um peixe for capturado para alimentação, o peixe torna-se o serviço final. Dessa forma os dados categóricos irão variar em detrimento do serviço ou benefício que se quer avaliar, não sendo estáticos, mas dinâmicos e mutáveis.

Por fim, considera-se que os serviços ecossistêmicos apenas podem ser indicados na presença de um potencial usuário, sendo que o modelo em cascata apresenta caráter utilitarista relacionado não somente com a produção, mas com o consumo e uso dos serviços prestados (POSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011).

O primeiro nível categórico do modelo diz respeito aos processos ecológicos de interação entre a biodiversidade com os elementos abióticos da paisagem e os classifica como processos e estruturas biofísicas (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016). O segundo inclui as “funções” como resultantes das características ou ações dos ecossistemas que potencialmente podem compor bens e serviços ecossistêmicos.

Segundo Turner *et al.* (2007), uma parte considerável dos serviços intermediários, aqueles que fornecem suporte aos serviços finais são dependentes do fator biodiversidade. O suporte aos ecossistemas é fruto da dependência funcional das espécies, da resistência resiliência a distúrbios, adaptabilidade a longo prazo e, por fim, indicadores de qualidade ambiental (SIMPSON; CHRISTENSEN; 1997). Segundo os autores, a dependência funcional das espécies está relacionada com o papel ecológico desempenhado por elas, por exemplo, a ciclagem de nutrientes é possível pela existência de níveis tróficos onde as espécies de herbívoros, carnívoros e decompositores contribuem para o ciclo. Dessa forma, na ecologia a teoria da redundância prescreve que diferentes espécies podem possuir o mesmo papel ecológico dentro dos ecossistemas, mas espécies-chaves possuem maior relevância pois a remoção dessas podem trazer alterações significativas aos processos ecológicos (BENGTSSON, 1998; GILLER; O'DONOVAN, 2002).

Os parâmetros de resistência e resiliência diz respeito a estabilidade do ecossistema à distúrbios, assim a resistência representa o grau de mudança no ecossistema após uma perturbação e resiliência o tempo que o sistema leva para retornar ao estágio original (RICKLEFS, 2016). Dessa forma, a adaptabilidade a longo prazo dos ecossistemas é intrinsicamente relacionada com a forma com a qual a diversidade de espécies pode adaptar-se às mudanças físicas ambientais na manutenção dos processos biofísicos e ecológicos, assim as alterações biofísicas podem ser propulsoras de perturbações a tal ponto que o ecossistema assume uma nova estrutura resistente a mudança (SIMPSON; CHRISTENSEN; 1997; RICKLEFS, 2016). Por fim, o último parâmetro está relacionado a conexão da diversidade biológica com os processos biofísicos e assim é possível utilizar-se de espécies para identificar a magnitude e intensidade das alterações na qualidade ambiental (JØRGENSEN *et al.*, 2016).

O nível três da cascata representa os serviços ecossistêmicos finais e o limite entre os sistemas naturais e antrópicos. Encontra-se também o limiar de produção, onde os serviços finais, quando interpretados como potenciais de mudança no bem-estar das pessoas (saúde e segurança alimentar), produz um benefício ecossistêmicos para a sociedade (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016). De acordo com os autores os benefícios são tão importantes que passam a ter valor pela forma com a qual a sociedade os prioriza, não necessariamente é de forma monetária, mas também pode ser expressa na forma de valores culturais (importância).

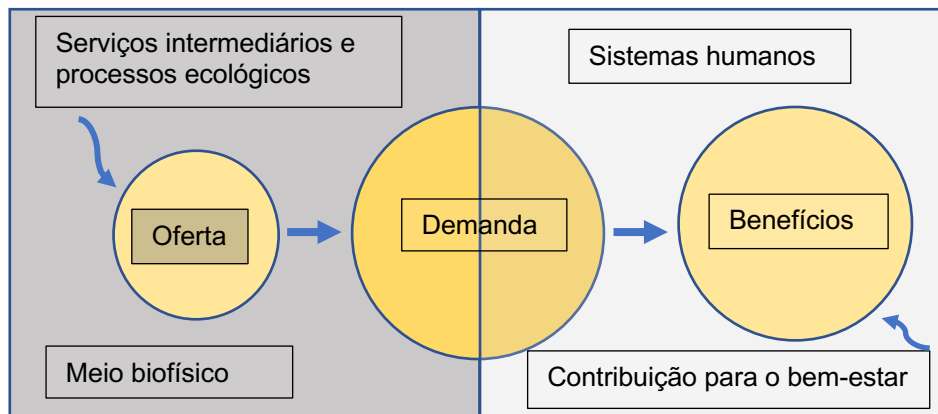
Tendo em vista a já discutida contribuição da biodiversidade para os serviços ecossistêmicos, é importante a inserção das pressões antrópicas sobre os sistemas naturais tendo em vista a manutenção da qualidade ecológica e dos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, segundo Haines-Young e Potschin (2010) fruto das preferências e valores individuais e coletivos determinam a demanda (pressão) por recursos naturais e serviços ecossistêmicos que pode ser mitigada ou limitada através da implementação de decretos, leis e outros instrumentos legais de incentivo a proteção e conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Além do modelo em cascata proposto, Balvanera *et al.* (2017) apresenta quatro conceitos-chave para perceber os serviços ecossistêmicos em sua totalidade i) oferta, ou a capacidade total de oferta (suprimento); ii) demanda, vindas da sociedade e fruto das suas preferências sociais; iii) contribuição para o bem-estar e iv) valor. Em um sistema ecológico-social é possível visualizar o potencial total da capacidade dos ecossistemas em produzirem serviços ecossistêmicos como a oferta na produção de serviços finais entre os sistemas naturais e antrópicos e os usos diretos e indiretos que geram benefícios e contribuem para o bem-estar humano (TALLIS *et al.*, 2012).

De acordo com Balvanera *et al.* (2017) e Costanza *et al.* (2014) o conceito de valor refere-se a oferta de serviços, mas estes, por sua vez, só geram benefícios na presença da demanda, dessa forma é necessário a interação entre o capital humano (conjunto de ferramentas, técnicas e conhecimento que favorece o trabalho humano), o capital social (integração confiança e reciprocidade entre comunidades) e o capital natural (referente a todos os recursos naturais atuais e futuros) para existência do fluxo de oferta e demanda. Assim, a valoração dos componentes da natureza está relacionada às demandas sociais intrínsecas de cada sociedade.

A partir disso, Tallis *et al.* (2012) propõem o modelo de fluxo ecológico-social, dessa forma a produção dos benefícios para a sociedade estão relacionados com os valores dessa mesma sociedade para com os serviços ecossistêmicos. Assim, o valor atribuído aos serviços é mutável tendo em vista que acompanha as mudanças da sociedade (Figura 6).

Figura 6: Diagrama da oferta e demanda dos serviços ecossistêmicos no sistema ecológico-social



Fonte: Adaptado de Tallis *et al.*, (2012).

Conforme Costanza *et al.* (2014), qualquer forma de uso e ocupação do solo é uma forma de avaliação ou valoração em prol de um objetivo. Dessa maneira a modificação da paisagem com objetivo de aumentar ou modificar a oferta de um ou mais serviços ecossistêmicos proporciona a redução ou alteração de outros serviços no que Bennett, Peterson e Gordon (2009) apresentam como relações de *trade-off* ou relações de troca entre um ou mais serviços ecossistêmicos.

Trade-off de serviços ecossistêmicos ocorrem devido a natureza sinérgica existente entre as funções e processos ecológicos desempenhados pelos ecossistemas e seus componentes, assim, o manejo humano nos sistemas naturais proporcionam o aumento de um dado serviço em detrimento de outro ou outros (RODRÍGUEZ *et al.*, 2006). São classificados em função da sua escala espacial, se os efeitos causados são sentidos de forma local ou distantes da perturbação, em função da escala temporal, se os efeitos negativos se apresentam de forma rápida ou mais demorada e, em função da reversibilidade, que se expressa na probabilidade do ecossistema retornar ao seu estado natural antes da perturbação inicial.

2.2.1 Categorias e classificação de serviços ecossistêmicos

A classificação dos serviços ecossistêmicos é feita de duas formas, a primeira consiste na categorização das interações existentes entre os elementos físicos, biofísicos e biológicos dos ecossistemas, dessa maneira o *Millennium Ecosystem Assenment* (MEA) e o *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) classificam os serviços ecossistêmicos em quatro categorias: i) serviços de provisão; ii) serviços de regulação; iii) serviços culturais; iv) serviços de suporte ou habitat (MEA, 2005; TEEB, 2010).

Os serviços de provisão são relacionados aos bens e produtos retirados dos ecossistemas, como alimentos de todas as origens, fibras, combustível e água limpa. Em relação aos serviços de regulação, estes incluem as funções regulatória de processos ecossistêmicos como regulação climática por meio da vegetação, sua influencia nas chuvas e no sequestro de carbono, manutenção da composição química da atmosfera pela fotossíntese, a polinização na manutenção de alguns serviços de provisão e os ciclos de nutrientes (TEEB, 2010).

Nos serviços de suporte são classificadas as funções ligadas a produção de serviços finais como a fotossíntese na produção de biomassa, a produtividade primária que armazena energia e nutrientes para os produtores secundários utilizarem em seu metabolismo, e o ciclo da água uma vez que esta é um componente essencial para manutenção da vida dos diferentes organismos (MEA, 2005).

De acordo com Andrade e Romeiro (2009), os serviços de regulação e suporte são serviços intermediários responsáveis por manter os outros serviços ecossistêmicos finais, dessa forma o aumento ou redução dos serviços intermediários tem impactos no bem-estar humano em longo prazo ou de forma indireta, em contraste com os serviços finais que ocorrem de forma imediata e direta.

Quanto aos serviços culturais, esses se relacionam com os benefícios obtidos dos ecossistemas através da reflexão, embelezamento da paisagem, diversidade cultural dos seres humanos que foi dada em conformidade com a diversidade dos ecossistemas em que se desenvolveram as sociedades e dos valores educacionais (MEA, 2005).

A outra forma de categorização e classificação dos serviços ecossistêmicos é a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) versão 5.1. O

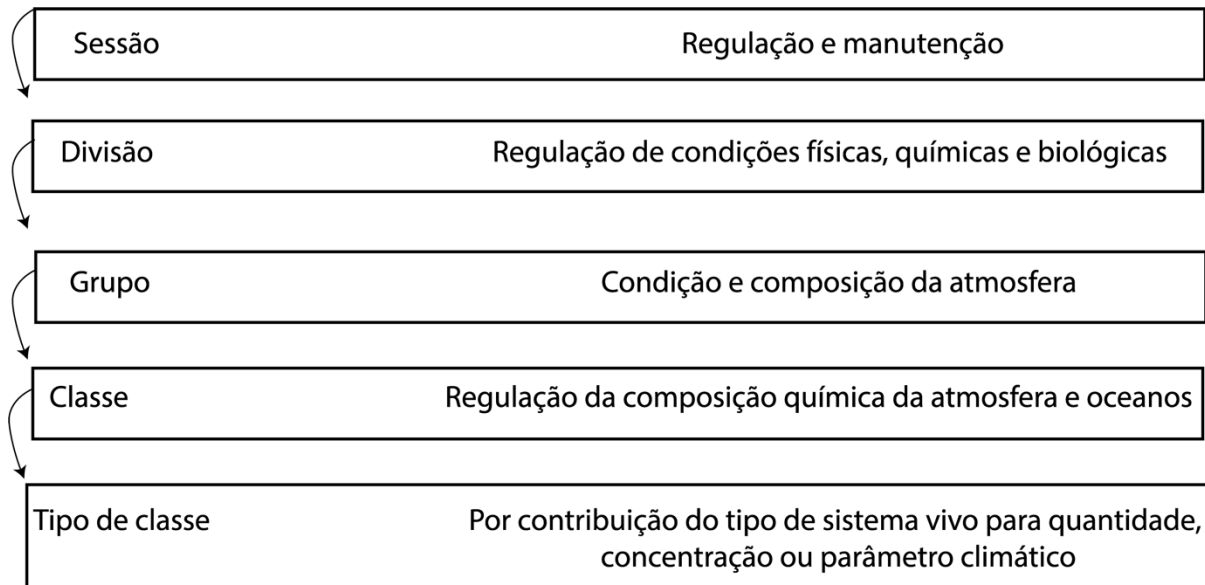
CICES utiliza nomenclaturas similares ao MEA e ao TEEB, mas tem como foco os serviços finais, dessa forma busca criar classificações que mostre o propósito ou uso dos diferentes serviços ecossistêmicos e associá-los com atributos ou comportamentos dos ecossistemas que os dê suporte (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Assim, a estrutura de classificação do CICES é composta por hierarquias de classificação, em que os usuários podem melhor compreender a geração de serviços em diferentes escalas espaciais, ao mesmo tempo em que mover-se verticalmente entre os níveis categóricos altera a escala, mas não altera o serviço (HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018).

Além disso, a ênfase nos serviços finais faz com que a classificação adotada não foque em atributos dos ecossistemas que gerem processos ou serviços intermediários e de suporte o valor implícito, é dada a devida importância a tais serviços, mas deixa-se de lado na classificação em função do resultante no meio biofísico e o seu uso ou benefício real (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Assim, os respectivos níveis categóricos da escala macro para micro são: sessão, divisão, grupo, classe e tipo de classe, conforme apresenta a Figura 7.

Figura 7: Classificação de divisão do serviço de regulação e manutenção.



Fonte: Haines-Young; Potschin, 2018.

As três grandes sessões de classificação do CICES são: os serviços de provisão, que constituem todos os produtos energéticos, nutricionais ou não dos sistemas naturais bem como seus produtos abióticos e no nível de divisão fazem distinção entre os produtos de origem biótico e abiótico; regulação e manutenção, que correspondem as formas com as quais ecossistemas podem mitigar ou mediar os efeitos ambientais que possam afetar a saúde, segurança e conforto humano, o nível de divisão apresenta tanto os produtos das transformações biogeoquímicas quanto a regulação das condições físicas, químicas e biológicas e que podem ser benéficas de alguma forma; e os serviços culturais que podem ser todos os não materiais não esgotáveis e não consumíveis que sejam produtos vindos dos ecossistemas que alterem o estado físico ou mental das pessoas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

2.2.2 O Manguezal como prestador de serviços ecossistêmicos

O ecossistema manguezal gera benefícios econômicos, sociais e ecológicos aos seres humanos, seus serviços ecossistêmicos têm fornecido as comunidades costeiras o suporte necessário ao seu desenvolvimento (KATHIRESAN, 2012). Segundo o UNEP (2014), dentre os diversos possíveis serviços capazes de serem elencados, nomeiam-se na sessão de provisão os serviços de alimentos, zonas pesqueiras, e biodiversidade; já na sessão de regulação e manutenção estão

presentes os serviços de regulação climática, proteção contra erosão costeira, habitat para peixes e outros animais consumíveis; e, por fim, os serviços culturais destacam-se o ecoturismo, pesquisas científicas, valores religiosos e culturais, recreação e educação.

Para algumas comunidades tradicionais costeiras os manguezais são a principal fonte de serviços ecossistêmicos, tornando o acesso aos serviços dos manguezais necessários a sua sustentabilidade. De acordo com o UNEP (2014) e o MEA (2005), a proteção dos serviços ecossistêmicos dos manguezais contribuem direta ou indiretamente para o bem-estar através de: i) material básico para uma boa qualidade de vida, alimentos, moradia, renda; ii) saúde, referente às condições imunológicas e higiene; iii) boas relações e coesão social; iv) segurança alimentar, de recursos naturais e a desastres naturais.

Além dos benéficos diretos às comunidades, os serviços prestados por esse ecossistema, faz-se necessário estratégias de manejo que almejem os serviços ecossistêmicos de forma mais ampla. O papel desempenhado pelos manguezais no sequestro de carbono frente às mudanças climáticas e elevação do nível dos mares agrega valores e importância internacional ao ecossistema (LEE *et al.*, 2014).

De acordo com Taillardat, Friess e Lupascu (2018), o sequestro de carbono é maior em ecossistemas costeiros do que em florestas terrestres tropicais sendo os manguezais o segundo ecossistema com maior taxa de sequestro por m^2 , com aproximadamente $168 \text{ gC } m^{-2}$ por ano, enquanto em primeiro lugar encontram-se as restingas com aproximadamente $242 \text{ gC } m^{-2}$ por ano. Já as florestas tropicais, boreais e temperadas sequestram respectivamente $40 \text{ gC } m^{-2}$ por ano, $44 \text{ gC } m^{-2}$ por ano e $22,5 \text{ gC } m^{-2}$ por ano (TAILLARDAT; FRIESS; LUPASCU, 2018).

Segundo Taillardat, Friess e Lupascu, 2018, o maior desempenho dos ecossistemas costeiros em escala local está relacionado a composição dos solos, que permitem o acúmulo de carbono de origem orgânica em combinação com dinâmica de transporte de sedimentos do continente para os oceanos. Estima-se que apesar de ainda não estarem incluídos em ações internacionais de incentivo a redução de emissões de carbono (REED+, pagamentos por serviços ecossistêmicos), os manguezais podem contribuir significativamente para a redução das emissões

antrópicas, sobretudo em países com grande extensão costeira e taxas de desmatamento (TAILLARDAT; FRIESS; LUPASCU, 2018).

Conforme Gasparinetti *et al.* (2018) o cinturão de manguezal do Pará, conhecido como Salgado Paraense, compreende doze Reservas Extrativistas com valor financeiro estimado do estoque de carbono na cotação de R\$ 10,00 por tonelada de carbono, obtendo uma média de 5.381 reais por hectare não desmatado. Multiplicando o valor unitário para extensão territorial do complexo (217.678 hectares), Gasparinetti *et al.* (2018) concluiu que o Salgado Paraense é equivalente a R\$ 1,17 bilhões de carbono em estoque. Dessa maneira, segundo os autores evitar o desmatamento em apenas 1% da área do complexo geraria uma receita de R\$ 23,4 milhões em 25 anos.

Assim, os manguezais mostram-se relevantes como fonte de serviços ecossistêmicos de interesse para as populações humanas, os serviços de provisão e manutenção destacam-se frente ao cenário de mudanças climáticas e aumento da temperatura do planeta. O desenvolvimento de estratégias de manejo e gestão da paisagem podem proporcionar resultados positivos para o ecossistema e seus beneficiários, sobretudo na mitigação das mudanças climáticas e proteção contra a degradação dos manguezais.

CAPÍTULO III

DINÂMICA DE USO DA TERRA, ATIVIDADES ANTRÓPICAS E CONSERVAÇÃO DE MANGUEZAIS NA RESEX BAÍA DO IGUAPE

RESUMO

Este capítulo teve por objetivo compreender a dinâmica de uso da terra e avaliar espacialmente a biomassa, produção fotossintética e o fluxo de carbono atmosférico dos manguezais buscando compreender como as alterações na paisagem e a inserção da barragem e usina hidroelétrica da Pedra do Cavalo interferem na conservação da RESEX entre 1986 e 2020. O mapeamento temporal do uso da terra foi realizado utilizando imagens dos satélites Landsat 5, sensor TM, e Landsat 8 sensor OLI, ambos com resolução espacial de 30 m. Foi utilizado o método de classificação não-supervisionada pela técnica de interpretação visual no *software* Arcgis 10.8. Foram realizadas análises de transição de uso da terra entre os anos mapeados e a análise de classes naturais e antrópicas. As análises espectrais do manguezal foram realizadas por índices de vegetação com base na razão entre as bandas espectrais do comprimento de onda do espectro eletromagnético. Os resultados indicam aumento das áreas naturais e redução das áreas antrópicas em 186 ha. As transições espaciais revelaram que o manguezal, floresta ombrófila e áreas campestres são as classes com maiores modificações. Os índices de vegetação sugerem flutuação do vigor vegetativo dos manguezais, sendo 2005 o ano com as maiores densidades. O fluxo de carbono apresentou maior sequestro em 2020. Considera-se a criação da RESEX como benéfico para a classe de manguezal expandindo para áreas distante das regiões antropizadas e prevalência da conversão de áreas naturais em antrópicas. Além disso os manguezais demonstraram acumular biomassa em função do tempo, o que corrobora a política ambiental federal de conservação dos manguezais.

Palavras-chave: Mata Atlântica, Unidade de Conservação, Sensoriamento remoto.

3.1 Métodos

3.1.1 Mapeamento da dinâmica de uso da terra

O mapeamento multitemporal da RESEX foi realizado com imagens multiespectrais dos satélites Landsat 5, sensor TM e Landsat 8, sensor OLI, ambas com resolução espacial de 30 metros, georreferenciadas e reprojatadas para o sistema de referências SIRGAS 2000, zona 24 Sul. As imagens foram adquiridas de

forma *online* e gratuita do banco de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) para os anos 1986, 2000, 2005 e 2020.

Os critérios de escolha dos períodos se basearam na cronologia temporal da operação da Barragem Pedra do Cavalo em 1986, a criação da RESEX Baía do Iguape em 2000, a operação da Usina Hidroelétrica em 2005, e 2020 o período recente. Também foi priorizado imagens de meses próximos, sendo utilizado imagens majoritariamente do inverno nos meses de junho e julho, exceto em 2000 que não possuía imagens sem nuvem sobre a área de estudo, dessa forma foi utilizada uma imagem de fevereiro, no verão.

Na Tabela 1, abaixo, é possível visualizar os sensores e bandas espectrais de cada satélite e demais informações das imagens coletadas.

Tabela 1: Dados referentes as imagens utilizadas para produção dos índices de vegetação, a data de processamento da imagem, seus satélites, sensores, bandas espectrais e respectivas faixas do espectro eletromagnético.

Satélite	Sensor	Banda espectral	Mês	Ano	Espectro eletromagnético
Landsat 5	TM	Banda 1	Junho Fevereiro Junho	1986	0,45 – 0,52 μm
		Banda 2		2000	0,50 – 0,60 μm
		Banda 3		2005	0,63 – 0,69 μm
		Banda 4			0,76 – 0,90 μm
Landsat 8	OLI	Banda 2	Junho	2020	0,45 – 0,51 μm
		Banda 3			0,53 – 0,59 μm
		Banda 4			0,64 – 0,67 μm
		Banda 5			0,85 – 0,88 μm

Fonte: Construção do autor, 2021.

Foram realizadas as composições de bandas espectrais do espectro-eletromagnético do verde, vermelho e azul e, em seguida, as imagens de cada período foram classificadas por método não supervisionado, utilizando a técnica de interpretação visual no limite espacial da área, procedendo a identificação das categorias com os padrões de geometria e textura de forma, tamanho, tonalidade e localização do alvo na paisagem (PANIZZA; FONSECA, 2011). As categorias de uso da terra foram determinadas de acordo com o Manual Técnico de Uso da Terra do Brasil, para o nível de classificação III (IBGE, 2013).

O mapeamento foi validado para o período recente, considerando o trabalho em campo com a determinação de pontos aleatórios de visitas e coleta de coordenadas geográficas para checagem e comparação com o mapeamento realizado. As diferenças constatadas foram corrigidas pela edição dos vetores classificados.

Todos os procedimentos foram realizados no *software* ArcGis 10.8 (ESRI, 2019), licenciado para a Universidade Federal do Sul da Bahia.

3.1.2 Análise de transição do uso da terra

Foram processados os mapeamentos de uso da terra gerados anteriormente, utilizando o comando de tabulação cruzada do módulo espacial *Spatial Analyst Tools* no *software* Arcgis 10.8 (ESRI, 2019). Os intervalos analisados foram 1986 a 2020; 2000 a 2020; 2005 a 2020, visando compreender as modificações ocorridas em função da operação da barragem, criação da RESEX e operação da usina, respectivamente, em relação ao período atual. Em seguida, as tabulações e seus quantitativos foram exportados para o *software* Numbers, onde foram processadas em unidades de hectares.

O módulo *Land Modeler Change* (LCM) foi aplicado no *software* de geoprocessamento para detectar mudanças e análise de superfície no uso da terra para a classe de manguezal após a operação da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo. Dessa forma, foram utilizados os mapeamentos de uso da terra para 2005 e 2020 buscando identificar áreas onde houve mudanças de classes e quais foram as transições ocorridas produzindo os mapas de transição entre manguezal, floresta ombrófila densa atlântica e as demais classes de uso da terra.

3.1.3 Análise espectral do manguezal

As bandas espectrais foram processadas na ferramenta de calculadora matricial do módulo espacial *Spatial Analyst Tools* no *software* de geoprocessamento ArcGis visando operações matriciais de razão entre as bandas espectrais, conforme a utilização pelos índices espectrais utilizados: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Photochemical Reflectance Index* (PRI) e *Carbon Flux* (CO2Flux).

O NDVI foi proposto por Rouse *et al.* (1974) no uso da avaliação da vegetação por utilizar a banda do infravermelho próximo, altamente refletido pela vegetação e infravermelho, absorvido pela vegetação para o processo fotossintético (MENESES; ALMEIDA, 2012). O índice consiste na diferença de bandas do infravermelho próximo (IVP) e vermelho (VERM) pela razão e soma entre essas duas bandas, conforme a equação (2):

$$NDVI = \frac{(IVP - VERM)}{(IVP + VERM)} \quad (2)$$

A aplicação desse índice nos mapas forneceu uma imagem índice com valores entre -1 a 1, sendo os valores próximos a -1 indicadores de ausência de vegetação e valores próximos a partir de 0,50 até 1 áreas de vegetação natural e densa (MEI *et al.*, 2016).

Em seguida, foi obtido o PRI, capaz de avaliar espectralmente a o uso do espectro-eletromagnético na região do azul e verde no processo fotossintético (POLONIO *et al.*, 2015). O PRI foi calculado conforme a equação (3):

$$PRI = \frac{(VERD - AZUL)}{(VERD + AZUL)} \quad (3)$$

Onde *VERD* é o valor de refletância do comprimento das bandas do verde e *AZUL* é o valor de refletância das bandas do azul.

O PRI foi convertido em sPRI seguindo a metodologia de Rahman (*et al.*, 2000) conforme a equação (4), visando reescalonar os valores para positivos tornando-o compatível com o NDVI para áreas de vegetação:

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2} \quad (4)$$

Os índices NDVI e sPRI foram combinados seguindo a metodologia proposta por Rahman (*et al.*, 2000) para obter-se o índice de fluxo de Carbono (CO₂flux) conforme a equação (5):

$$CO_2Flux = NDVI . sPRI \quad (5)$$

Os valores dos índices foram analisados com tratamento estatístico descritivo, utilizando a medida de tendência central (média), medidas de dispersão (valores mínimo e máximo e desvio padrão).

3.1.4 Validação de campo

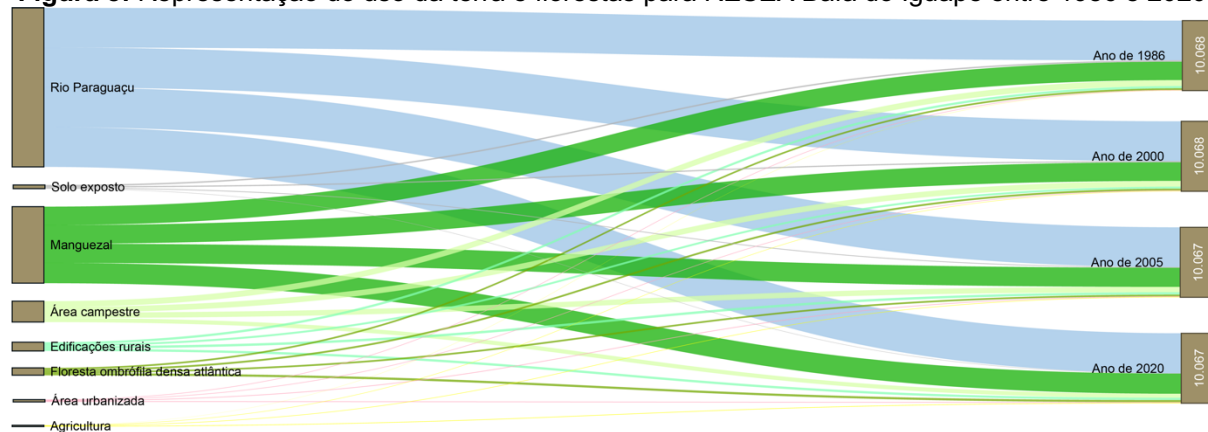
Com base no mapeamento de uso da terra de 2020 e da densidade vegetativa apresentada pelo NDVI de 2020 em agosto de 2021 foi realizada uma viagem de campo à RESEX Baía do Iguape no intuito de identificar o mapeamento de uso da terra com as categorias classificadas com a verdade terrestre. Dessa forma, em ambiente de Sistema de Informação Geográfica - SIG foram criados 31 pontos de acesso em uma malha amostral contemplando a área de estudo. Todos os pontos e coleta de coordenadas geográficas foram registrados em planilha e digitalmente, para verificação e comparação do mapeamento no SIG e ajustado quando necessário.

3.2 Resultados e Discussão

3.2.1 Mapeamento da dinâmica de uso da terra

Entre 1986 e 2020, a RESEX Baía do Iguape apresentou uma dinâmica de uso da terra e florestas com intensa modificação da paisagem, marcada pela expansão agrícola e urbana. A contribuição de cada categoria de uso da terra encontra-se na Figura 8 e a distribuição espacial evidenciada na Figura 9.

Figura 8: Representação do uso da terra e florestas para RESEX Baía do Iguape entre 1986 e 2020.



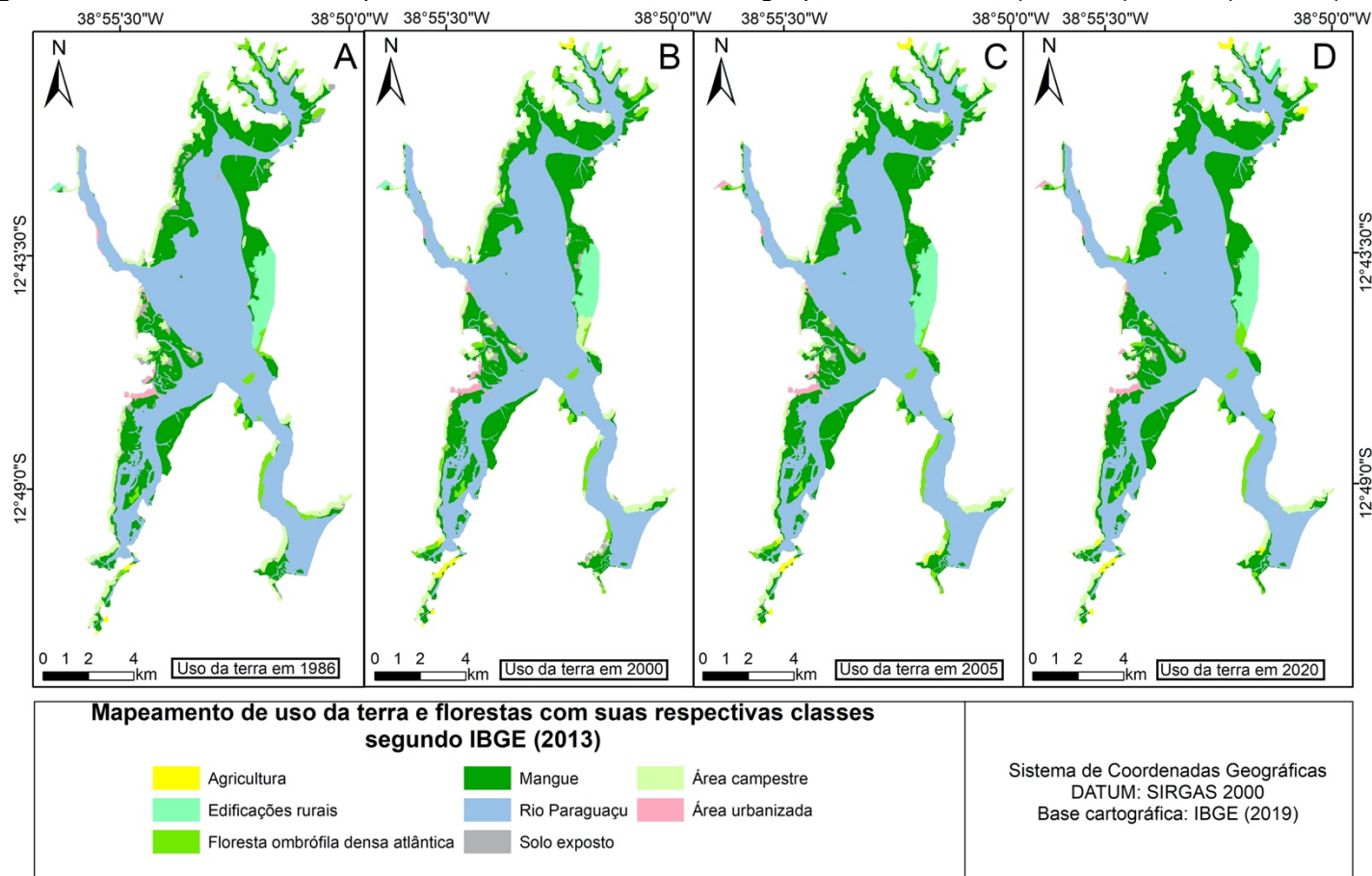
Entre o primeiro e último período analisado, a redução das áreas antrópicas é impulsionado pelas classes campestres (redução de 31,34%) apesar do aumento da agricultura (493,19%), quando comparados às suas respectivas áreas em 1986. Nas áreas naturais, foi observado o aumento dos manguezais (9,05%) e da floresta

ombrófila densa atlântica (21,13%). As áreas antrópicas reduziram em 333,83 ha no período.

A floresta ombrófila densa atlântica apresentou extensão de aproximadamente 246,13 ha no período inicial, com aumento de 52 ha em 2020, sobretudo nas regiões norte, sudeste e sudoeste da RESEX. O entorno da RESEX também apresenta extração de piaçava (*Attalea funifera* Mart.) sem o manejo adequado, com abertura de clareiras que interferem na estrutura, distribuição, composição e riqueza das espécies e impede que a floresta alcance estágios sucessionais avançados (LIMA, 2005; SCHAADT; VIBRANS, 2015; OLIVEIRA *et al.* 2020). Já a categoria manguezal, concentra a maior área de vegetação natural da RESEX, com 2.660 ha em 1986 e passando para 2.901 ha em 2020.

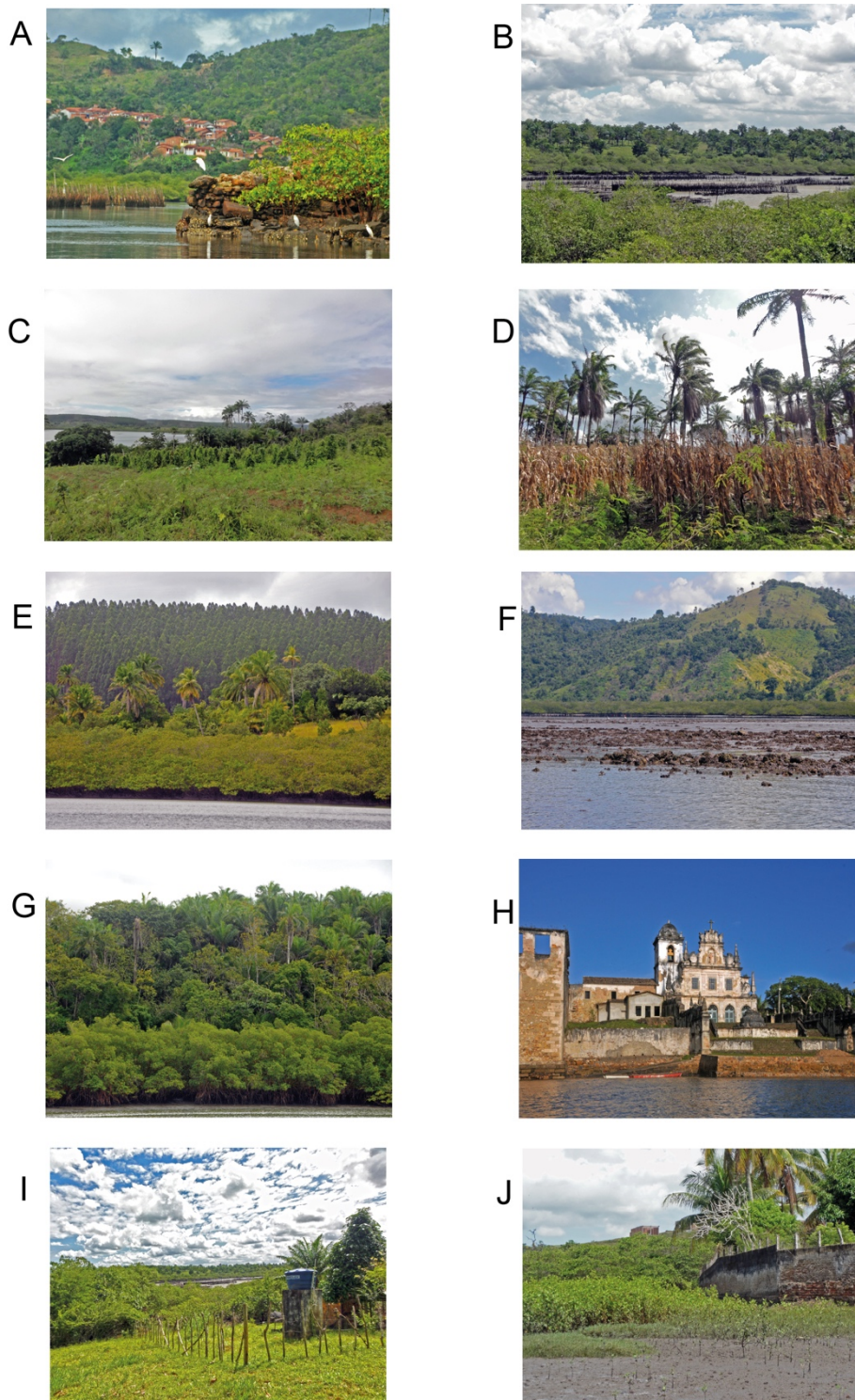
Na Figura 10 apresenta imagens com algumas classes de uso da terra capturadas durante a viagem de campo em agosto de 2021. Na imagem (A) é possível observar ao fundo a comunidade de pescadores tradicionais e no rio pode ser visto algumas das táticas de pesca utilizadas na região, o mesmo pode ser visto em (B) onde também há a presença de manguezais, e, ao fundo áreas campestres. Em (C) pode ser visto área de agricultura de subsistência assim como em (D) identifica-se uma plantação de milho. Por sua vez as imagem (E) e (F) respectivamente apresentam manguezais com a presença de eucaliptos fora dos limites das RESEX e morros campestres com limítrofes a Unidade. Na imagem seguinte (G) podem ser visto as classes de floresta ombrófila densa atlântica e manguezal seguida da Igreja de São Francisco do Paraguaçu (H). Por fim, (I) apresenta uma edificação rural próxima a manguezal e (J) uma área de mangues regenerantes próximos a construção de casas.

Figura 9: Uso da terra e florestas para Reserva Extrativista Baía do Iguape, Bahia, Brasil. A) 1986, B) 2000, C) 2005, D) 2020.



Fonte: Construção do autor, 2021.

Figura 10: Classes de uso da terra para RESEX Baía do Iguape em agosto de 2021



Fonte: Construção do autor, 2021.

3.2.2 Análise da dinâmica de uso da terra

Uma análise detalhada dinâmica de ocupação relacionando a operação da Barragem (1986), a criação da RESEX (2000) e operação da Usina Hidroelétrica (2005) é apresenta entre as Tabelas 2 a 4 e, em destaque, as transições mais significativas para cada ano. No padrão de degradação ambiental, a mudança se deve principalmente à perda e ganho de áreas naturais em áreas distintas, sendo as florestas ombrófilas densas e manguezais substituídos por agricultura e área campestre.

Tabela 2: Quantitativo de transição entre 1986 e 2020 para as classes de uso da terra.

Classe anterior - 1986 (ha)	Classe posterior - 2020 (ha)								
	Edificações rurais	Floresta ombrófila densa atlântica	Agricultura	Manguezal	Área campestre	Área urbanizada	Solo exposto	Total (1986)	Transição
Edificações rurais	263,61	28,08	0,00	16,56	0,00	9,36	3,69	321,30	57,69
Floresta ombrófila densa atlântica	3,87	125,01	29,88	18,90	60,66	0,00	0,00	238,32	113,31
Agricultura	0,00	0,00	11,79	0,54	0,00	0,00	0,00	12,33	0,54
Manguezal	6,39	3,15	2,43	2521,08	15,39	3,33	6,21	2557,98	36,90
Área campestre	42,93	125,37	25,83	125,73	485,55	22,14	1,44	828,99	343,44
Área urbanizada	0,27	0,00	0,00	10,89	0,81	54,63	0,54	67,14	12,51
Solo exposto	4,41	12,87	2,52	117,72	12,42	1,80	38,25	189,99	151,74
Total (2020)	321,48	294,48	72,45	2811,42	574,83	91,26	50,13		

Fonte: Construção do autor, 2021.

Ao avaliar as transições espaciais entre a operação da barragem e os dias atuais (1986-2020), identificou-se um total de 716,13 ha modificados na RESEX, com maiores transições para as categorias de área campestre, solo exposto, floresta ombrófila densa atlântica e edificações rurais. Durante esses trinta e quatro anos, 60 ha de floresta ombrófila densa atlântica foram convertidas para áreas e 29 ha para agricultura, uma perda combinada de 89 ha. Nesse sentido, as áreas florestais são convertidas em áreas campestres e lentamente convertidas em cultivos antrópicos, embora a conversão também ocorre no sentido oposto, através do abandono de áreas campestres e regeneração dessas para classe floresta ombrófila densa.

O desmatamento na Baía do Iguape pode estar relacionado ao extração vegetal praticado pelas comunidades extrativistas sem nenhuma estratégia de manejo, reduzindo a disponibilidade de habitat (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Esse padrão de desmatamento e fragmentação florestal promovem a perda de fragmentos em estágios sucessionais avançados (MOLIN *et al.*, 2017).

A forma como o desenvolvimento urbano ocorreu nas cidades inseridas na RESEX esteve relacionada ao fechamento das fábricas de charutos e de produtos oriundos da palmeira e do dendê nas décadas de 1980 e 1990 fazendo com que a população ocupasse áreas de manguezal (PROST, 2007; NASCIMENTO, 2018). Essas áreas urbanas são marcadas por habitações precárias e irregulares, com aterros sobre manguezais, além da falta de saneamento básico e um conflito espacial com a proteção destes ambientes. Além disso, a inclusão da região no Programa Federal Luz Para Todos, em 2005, permitiu a existência de energia elétrica e a oferta de serviços básicos, escolas, postos de saúde e energia elétrica, acelerando o desenvolvimento urbano e social (ZAGATTO, 2013).

Adicionalmente, o estaleiro Enseada Indústria Naval localizado em São Roque do Paraguaçu, distrito de Maragogipe seguia em operação no consorcio das empresas Odebrecht, Kawasaki, OAS e UTC (PEREIRA, 2016). Essa obra gerou 7.462 empregos diretos e abertura de pelo menos 7 mil empresas, membros das comunidades de pescadores passaram a trabalhar no transporte marítimo da população e com remuneração acima do salário mínimo (FOLHA, 2018). Em 2014 três das quatro empresas do consorcio foram denunciadas na Operação Lava Jato da Polícia Federa, e dessa forma todas as obras foram paralisadas (PEREIRA, 2016).

Ao avaliar as transições espaciais entre a criação da RESEX e os dias atuais (2000-2020), identificou-se um total de 703,17 ha modificados na RESEX, com maiores transições para as categorias de área campestre, solo exposto e floresta ombrófila densa.

Tabela 3: Quantitativo de transição entre 2000 e 2020 para as classes de uso da terra.

Classe anterior - 2000 (ha)	Classe posterior – 2020 (ha)								Transição
	Edificações rurais	Floresta ombrófila densa atlântica	Agricultura	Manguezal	Área campestre	Área urbanizada	Solo exposto	Total (2000)	
Edificações rurais	254,70	0,27	0,00	11,97	0,45	9,45	0,00	276,84	22,14
Floresta ombrófila densa atlântica	2,97	123,30	11,61	25,92	89,82	0,00	0,00	253,62	130,32
Agricultura	0,00	0,00	43,11	1,71	7,11	0,00	0,00	51,93	8,82
Manguezal	3,42	6,57	5,49	2560,68	13,14	2,07	0,90	2592,27	31,59
Área campestre	58,95	158,67	6,66	122,76	434,07	20,34	1,62	803,07	369,00
Área urbanizada	0,00	0,00	0,00	14,40	0,54	58,23	0,36	73,53	15,30
Solo exposto	1,44	4,77	5,58	82,89	30,78	0,54	44,91	170,91	126,00
Total (2020)	321,48	293,58	72,45	2820,33	575,91	90,63	47,79		

Fonte: Construção do autor, 2021.

Comparando os valores entre as Tabelas 1 e 2, é possível perceber que a área urbana teve baixa expansão no período. Ao longo de 20 anos acredita-se que o aumento da área urbanizada foi provocado pelo processo de intensificação das áreas urbanas já construídas em função do baixo valor de transição para a classe. Também é possível observar nesse período que a criação da RESEX parece ter contribuído para a redução na expansão da classe urbana. Observa-se assim, a importância da criação dessa área protegida na redução de áreas antrópicas e manutenção de áreas naturais.

Na agricultura, a classe transitou principalmente para áreas campestres, originalmente já degradada para a prática de pastagem e pequenos fracionamentos de áreas florestal. É constituída como a principal atividade econômica de subsistência das comunidades na RESEX, sendo marcada pela produção de cítrus, graviola, mandioca e banana, além de consórcios de arbóreas com cacau, com a produção de mandioca como predominante (ALEXANDRINO *et al.* 2020). Estudos recentes do cenário de expansão da agricultura no Brasil, tem evidenciado a expansão dessa atividade como fator que vem impactando a redução das áreas de vegetação natural (CRISCUOLO *et al.* 2005; COELHO *et al.* 2007; RUDORFF *et al.* 2010; TREVISAN *et al.* 2018). Apesar disso, acredita-se que o estabelecimento da RESEX parece ter coibido a expansão da agricultura na Baía do Iguaçu apesar da consolidação das áreas já existentes.

A forma de utilização dos recursos ambientais da RESEX muda conforme a localização espacial, assim também é os perfis socioeconômicos das famílias. As comunidades de pescadores próximas da zona urbana de Maragogipe desenvolvem atividades de pesca complementar a empregos informais como diarista de limpeza ou pedreiros, enquanto as comunidades de pesca rurais apresentam perfil de pescador-lavrador (PROST, 2007). Em alguns casos, também é descrito o extrativismo de madeira de mangue (*Rhizophora mangle*) ainda que irregular, conforme apresentado por Ornellas *et al.* (2020).

Já as comunidades quilombolas da região possuem o extrativismo de piaçava como principal atividade econômica e, de forma complementar, hábitos de pesca,

agricultura e pecuária de subsistência (OLIVEIRA *et al.* 2020). A floresta ombrófila densa atlântica e os manguezais podem ser considerados as principais fontes de recursos naturais, o que também pode explicar o motivo pela qual estão inseridas próximas a essas regiões limítrofes à RESEX, a Leste da baía. Já as comunidades de pesca, estão distribuídas ao longo do município de Maragogipe e utilizam o manguezal como fonte de proteína através da captura de caranguejo e camarão. Essas espécies utilizam-se dos manguezais como habitat e também para reprodução, o que contribui para o fortalecimento do objetivo da RESEX na manutenção da área e da região do Iguape no comércio e subsistência das comunidades (SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

As comunidades pesqueiras próximas as zonas urbanas extraem madeira de árvores de mangue como forma de obter lenha ou cerca de terrenos. Segundo Ornellas *et al.* (2020), essa atividade tem se mostrado prejudicial aos mangues contribuindo para o efeito de monodominância da *Laguncularia racemosa* sob os bosques mais próximos a áreas antrópicas. Além disso, a extração de madeira de manguezais é uma atividade ilegal, por ser instituída uma Área de Preservação Permanente no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012).

O aumento populacional entre 2000 e 2020, de 40.314 habitantes para 44.933 habitantes (SEI, 2021) pode estar relacionada com o aumento da exploração agrícola. A instalação de edificações rurais se relaciona com essas produções, além de localizar-se próximos ao Rio Paraguaçu, manguezais e floresta ombrófila densa. Essas edificações são mais presentes ao norte e ao centro Leste da RESEX, conhecida pela Comunidade Quilombola de São Francisco do Paraguaçu.

Dessa forma, é preciso ter em vista a dependência direta das populações tradicionais com os ecossistemas e recursos naturais, sendo necessário que adotem-se políticas de zoneamento dentro da RESEX delimitando suas características e propriedades biofísicas, traçando plano de gestão e manejo participativo a partir da combinação do conhecimento científico e conhecimento ecológico tradicional (SILVA; SCHIAVETTI; LINS OLIVEIRA, 2021).

Ao avaliar as transições espaciais entre a operação da usina e os dias atuais (2005-2020), identificou-se que na RESEX um total de 508,68 ha foram modificados,

com maiores transições para as categorias de área campestre, floresta ombrófila densa atlântica e solo exposto, além da permanência de 54,27 ha de manguezais se comparado a transição do período anterior.

Tabela 4: Quantitativo de transição entre 2005 e 2020 para as classes de uso da terra.

Classe anterior – 2005 (ha)	Classe posterior – 2020 (ha)								Transição
	Edificações rurais	Floresta ombrófila densa atlântica	Agricultura	Manguezal	Área campestre	Área urbanizada	Solo exposto	Total (2005)	
Edificações rurais	288,72	26,73	0,00	16,29	0,36	0,00	0,81	332,91	44,19
Floresta ombrófila densa atlântica	3,06	165,42	2,16	20,52	46,62	0,00	0,00	237,78	72,36
Agricultura	0,00	0,00	49,59	3,69	5,22	0,00	0,00	58,50	8,91
Manguezal	4,41	9,45	2,52	2614,95	19,26	2,97	1,53	2655,09	40,14
Área campestre	24,30	88,92	17,91	111,78	495,45	21,42	1,44	761,22	265,77
Área urbanizada	0,00	0,54	0,00	13,50	0,00	67,23	0,54	81,81	14,58
Solo exposto	1,17	0,90	0,00	51,93	8,73	0,00	45,81	108,54	62,73
Total (2020)	321,66	291,96	72,18	2832,66	575,64	91,62	50,13		

Fonte: Construção do autor, 2021.

Nesse período a floresta ombrófila densa foi substituída por manguezais, substituindo um ecossistema florestal por outro, caracterizando o estabelecimento de biomas humanos (antropobiomas) costeiros dentro da RESEX (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). Esta transição parece estar relacionada ao aumento da salinidade da Baía do Iguape, permitindo que os manguezais avancem sobre a floresta. Para Teh *et al.* (2008) o aumento de salinidade promove o desenvolvimento de manguezais em áreas antes colonizadas por plantas não halófitas. Além disso, no caso da Baía do Iguape, as alterações antrópicas causadas pelas usinas hidroelétricas também têm um impacto significativo, pode-se citar a redução da vazão e o aumento da salinidade como principais mudanças que podem levar a alterações nos manguezais (CHURCH; WHITE, 2006; CAÑEDO-ARGUELLES *et al.*, 2013; HERBERT *et al.*, 2015).

Em um estudo similar publicado por Pelage *et al.* (2019) pôde-se determinar que em dois de três estuários avaliados em Pernambuco (Suape-PE, Santa Cruz-PE e Sirinhaém-PE) apresentaram aumento de bosques de mangue. Segundo os autores, ao aumento estaria ligado com o estabelecimento de grandes atividades antrópicas próximas aos manguezais induzindo mudanças de salinidade e sedimentos nessas regiões. Na Venezuela, Colonnello e Medina (1998) verificaram

no Rio Mánamo que as alterações de salinidade, sedimentos e do fluxo de água doce na região contribuíram para o aumento dos manguezais. Lacerda, Menezes e Molisani (2007) no estuário do Rio Pacoti, no Ceará também observaram que a construção das barragens dos reservatórios de Pacoti e Gavião, contribuíram para o aumento dos manguezais na região, fato que pode ter ocorrido na Baía do Iguape.

Portanto, o aumento da classe manguezal pode estar relacionado com as mudanças induzidas pela geração de energia a partir de 2005. Com a instalação da Barragem Pedra do Cavalo, em 1985, a baía apresentou mudanças nas condições ambientais de suas águas, sendo a vazão diária média ocorria por 2 a 5 horas com pulsos variando de $50 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ a $60 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (GENZ; LESSA, 2015). Entretanto, em iniciou-se a aplicação de uma vazão mínima de $11 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ requerido pela licença ambiental (GENZ; LESSA; CIRANO, 2008). A partir da operação da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo em 2005, a política de operação de descarga fluvial foi modificada, passando a operar duas turbinas utilizando o mínimo de vazão de $80 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ ou $160 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ a depender das condições ambientais (GENZ; LESSA, 2015). Na Tabela 4 é possível visualizar as vazões adotadas pela administração da usina de acordo com a estação e condições ambientais.

Tabela 5: Vazão média da Barragem e Usina Hidroelétrica da Pedra do Cavalo ao longo dos anos.

Período	Estação	Vazão	Condição ambiental
1987-2004	Estação seca (setembro a fevereiro)	$5 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$	Descarga fluvial menor que $10 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$
		$12,5 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$	Descarga fluvial maior que $10 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$
	Estação chuvosa (março a agosto)	$1500 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$	Geralmente em dezembro para reduzir o nível do reservatório para 120 m.
2005- Atualmente	Estação seca (setembro a fevereiro)	$10 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$	Vazão mínima sanitária.
	Estação chuvosa (março a agosto)	$80 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ ou $160 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$	A depender da quantidade de turbinas em funcionamento.

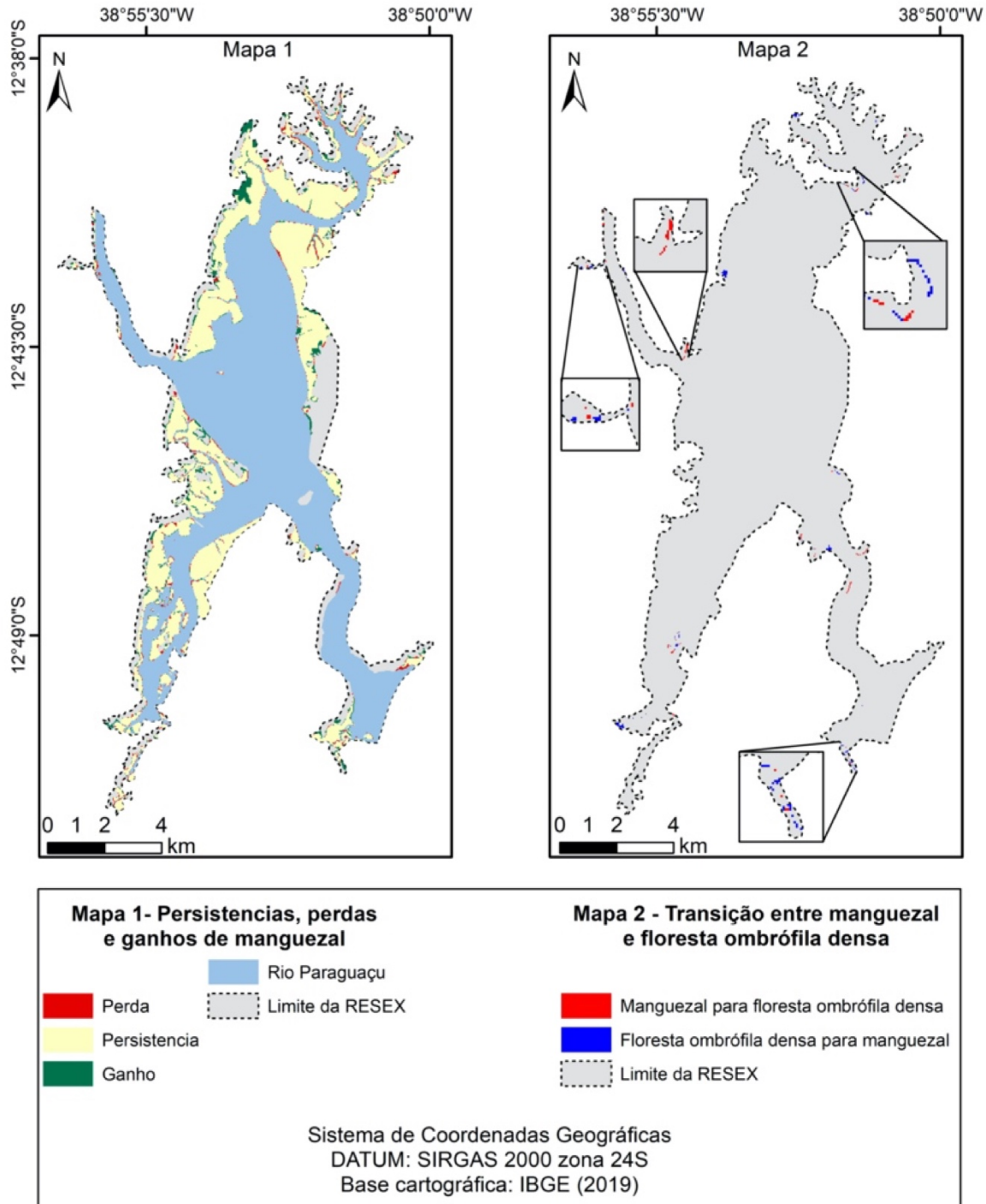
Fonte: Genz, 2006; Genz; Lessa, 2015. Adaptado pelo autor, 2021.

Para Genz e Lessa (2015) e Silva *et al.* (2015), que avaliaram os efeitos da barragem e da usina na circulação estuarina do Rio Paraguaçu e Baía de Iguape, o

barramento do fluxo de água doce aumentou a entrada de salinidade no estuário do Iguape e alterou a dinâmica da vegetação, permitindo a expansão dos manguezais.

Dessa forma, considerando a redução na vazão do Rio Paraguaçu a jusante da Usina Hidroelétrica Pedra do Cavalo na Figura 11 pode ser visto o resultado da dinâmica de permanência, perda e ganho de áreas de manguezais (Mapa 1) bem como a transição entre floresta ombrófila densa para manguezal entre os anos de 2005 e 2020 (Mapa 2).

Figura 11: Mapeamento espacial de perdas, ganhos e perdas para manguezal (Mapa 1), transição espacial entre manguezal e floresta ombrófila densa atlântica (Mapa 2).



Fonte: Construção do autor, 2021.

A vegetação do manguezal apresentou permanência de grande parte dos seus bosques em toda a área da RESEX, também é possível observar a perda áreas de manguezal de pequena extensão próximas ao Rio Paraguaçu em toda margem da UC ao passo em que o mangue ganha áreas no limiar de transição com a floresta ombrófila densa. Nesse sentido, as regiões norte, sul e no canal do Rio Paraguaçu à leste são áreas com maiores conversões de floresta ombrófila densa para manguezais e assim como o processo inverso em menor escala.

Nesse sentido, os padrões espaço-temporais dos manguezais parecem responder de forma positiva frente aos impactos antrópicos, beneficiando-se com o aumento da salinidade do estuário permitindo a colonização de áreas antes preenchidas por floresta ombrófila densa atlântica. Entretanto, o aumento da salinidade no estuário e o aumento dos manguezais não significam necessariamente mais serviços ecossistêmicos para as comunidades tradicionais (LAM *et al.*, 2020).

O aumento da salinidade potencialmente pode reduzir a velocidade dos processos de remoção de nitrogênio, estoque de carbono e ciclagem de outros nutrientes impactando as funções naturais dos manguezais como berçários aquáticos (HERBERT *et al.*, 2015). Além disso, os cenários futuros de elevação do nível dos mares são potencialmente problemáticos, com o aumento da influencia das massas de água oceânicas da Baía de Todos os Santos na Baía do Iguape acredita-se que haverá maior substituição da floresta ombrófila densa atlântica em manguezais em função de um novo aumento de salinidade e do alcance da água (CHURCH; WHITE, 2006; HAVENS, 2017).

Contudo, o aumento de salinidade associado a redução da ciclagem de nutrientes poderá reduzir o estoque pesqueiro na RESEX deixando as comunidades mais dependentes da agricultura e, dessa forma, contribuindo ainda mais para modificações antrópicas dentro dos limites da UC. Dessa forma, é necessário o monitoramento do uso da terra e das classes naturais afim de traçar planos de manejo e conservação tendo em vista os problemas já existentes ocorrentes dentro da Unidade e que podem impactar o fornecimento de serviços e funções ecossistêmicos comprometendo a conservação dos recursos naturais e a permanência das

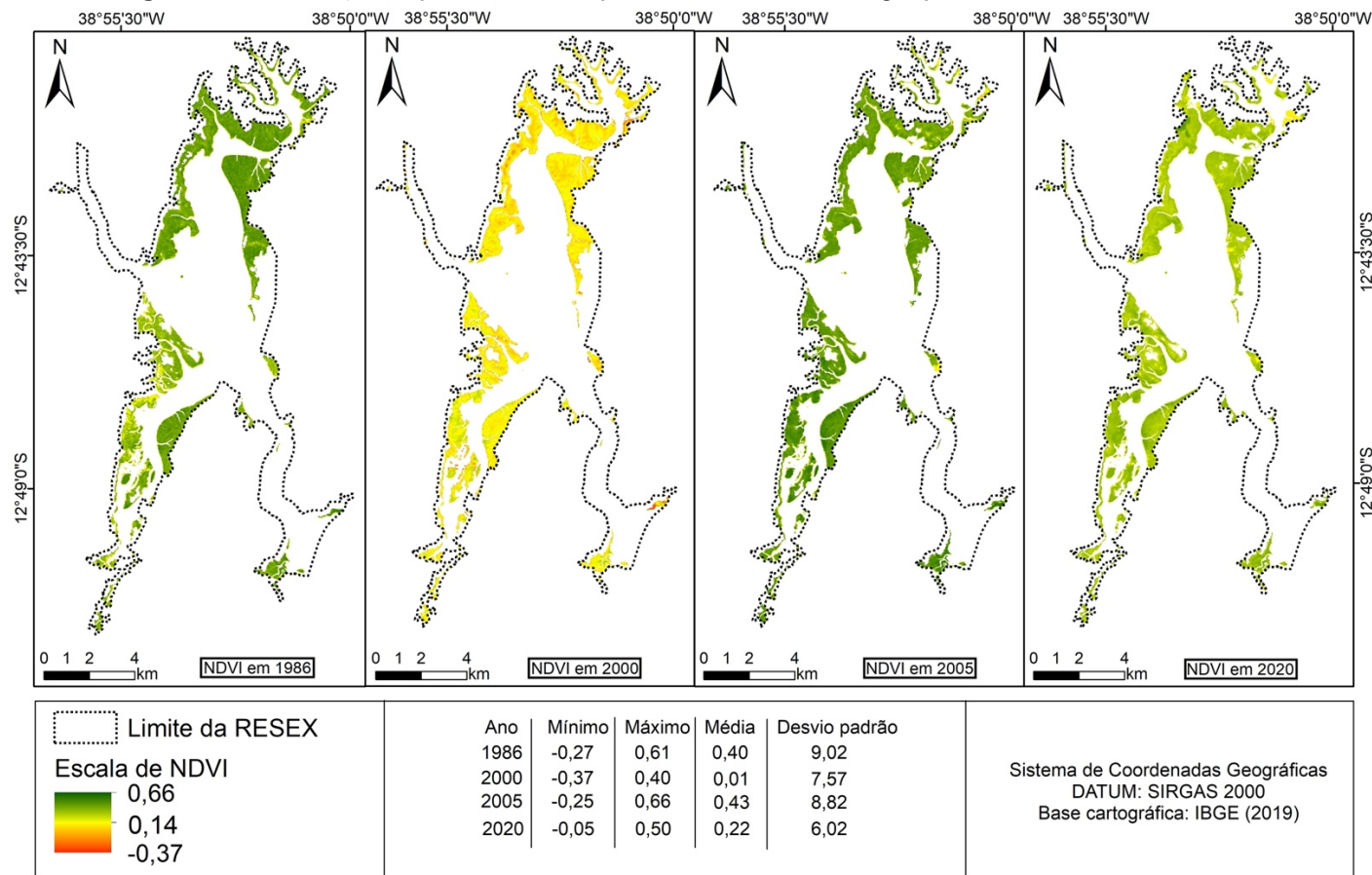
comunidades tradicionais, mas também a mitigação de problemas futuros atrelados a conservação dos recursos naturais frente as mudanças climáticas.

3.2.3 Análise espectral do manguezal

Considerando que essa categoria representa a maior classe e importância para os objetivos da RESEX, assim como a mais impactada, uma análise detalhada das condições espectrais de densidade, taxa fotossintética e sequestro de carbono dos manguezais frente à dinâmica de uso da terra foi realizada.

Na Figura 12 é possível visualizar espacialmente o vigor vegetativo e densidade das áreas de mangue, considerando os valores espectrais do NDVI. Os valores do NDVI podem ser classificados de acordo com Myneni *et al.* (1995) no qual $\geq 0,5$ representa áreas considerada densamente vegetadas, $< 0,5 > 0,2$ para áreas com pouca vegetação, $< 0,2 > 0$ para áreas edificadas ou sem a presença de vegetação e valores < 0 para água.

Figura 12: Distribuição espacial do NDVI para a RESEX Baía do Iguaçu entre 1986 e 2020.



Fonte: Construção do autor, 2021.

A vegetação de manguezal apresentou desde 1986, valores máximos entre 0,40 a 0,66, o que sugere que suas áreas com elevado vigor vegetativo e densidade nos bosques. No ano de 2000 observa-se uma discrepância nas medidas de dispersão dos escores apresentados, podendo ser justificada pela temporalidade da imagem em fevereiro e relativo ao período de verão, com elevadas temperaturas e baixa precipitação na região (GENZ, 2007). A redução da precipitação e elevadas temperaturas também podem resultar na concentração de sal no solo do manguezal e promover estresse salino na biomassa e produtividade do manguezal (TWILLEY; DAY, 1999).

Identificou-se que manguezais circundados por áreas urbanizadas e agricultura apresentaram com redução do vigor vegetativo, evidenciado em 1986 no centro-oeste da RESEX e entre 2005 e 2020 também ao norte. Essas áreas atuam como tensores antrópicos, impactando o desenvolvimento vegetativo e drenando a energia, antes atribuída ao desenvolvimento e regeneração do mangue e então direcionada para atenuar o impacto causado por esses distúrbios (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990).

Esse fator foi confirmado por Ornellas *et al.* (2020) quando na região da RESEX Baía do Iguape comparou que a quantidade de biomassa dos bosques próximo a mancha urbana e aqueles com melhores estágios de conservação, verificando que os primeiros possuíam 53,2 t/ha enquanto os bosques mais conservados apresentaram 64,3 t/ha. Para Satyanarayana *et al.* (2002), o acesso da população tende a reduzir a biomassa dos manguezais. Zhila, Mahmood e Rozainah (2014) também evidenciaram na Malásia que as áreas em melhores estágios de conservação os bosques de mangue atingiram 305,46 t/ha de biomassa, enquanto as áreas degradadas apresentaram 122,78 t/ha.

Em associação, Barbier e Cox (2003), ao analisar os manguezais de 89 países, concluíram que a presença de agricultura próximos aos mangues resultam significativamente em perda de densidade dessa vegetação. Thomas *et al.* (2017) também avaliaram os tensores globais de perdas de manguezais entre 1996 e 2010 confirmando que a agricultura supera a aquicultura em potencial de perda de manguezais.

A partir de 2005, a elevada densidade e vigor vegetativo dos bosques de mangue também podem ser reflexo do barramento da água doce e maior entrada de salinidade que induziram ao aumento da área territorial do manguezal e com isso corrobore para o aumento do valores nesse ano.

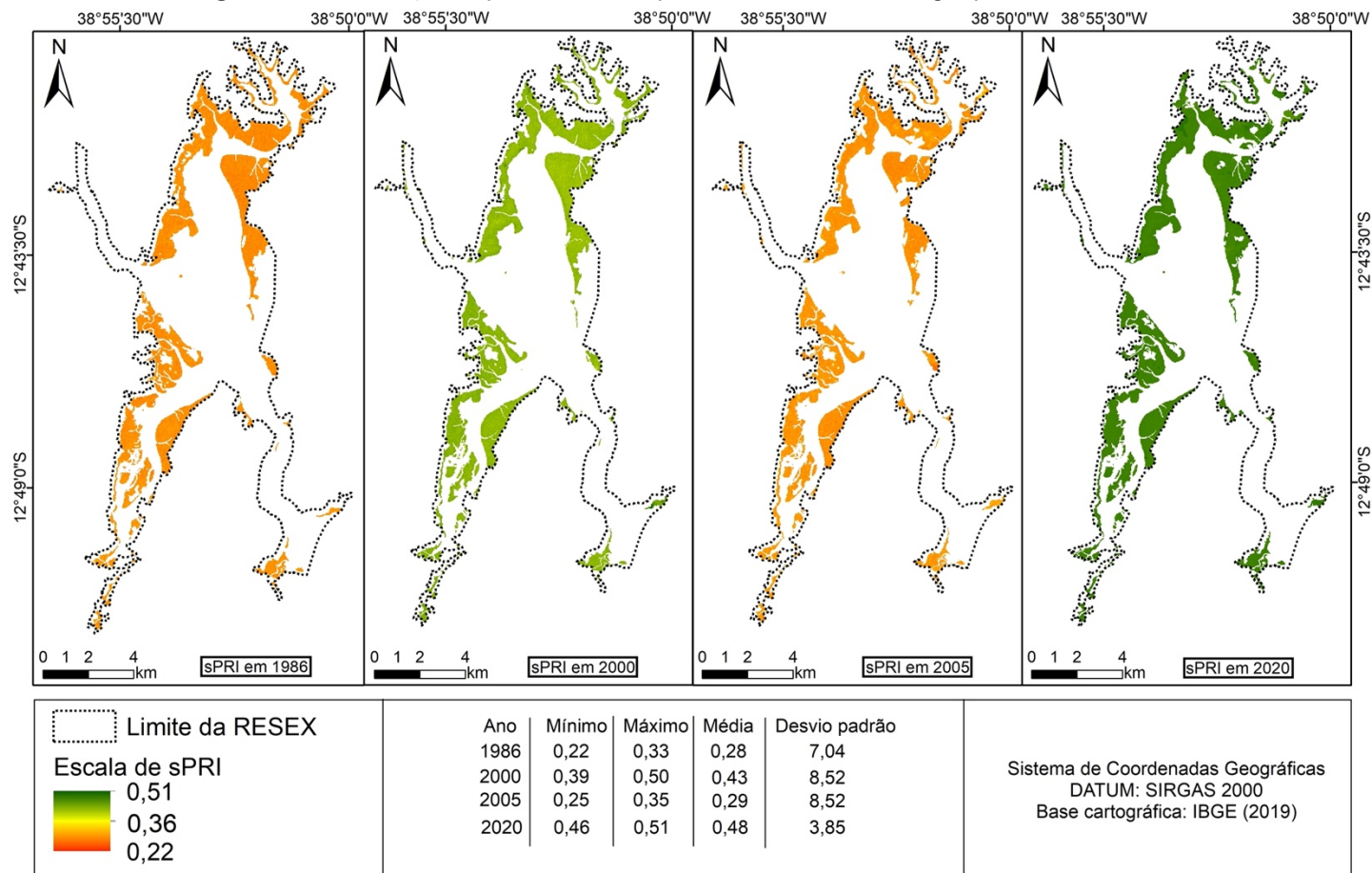
Os escores equivalentes a zero ou negativos encontram-se localizados em contato direto com o Rio Paraguaçu ou próximos as áreas de solo exposto, motivo da baixa densidade vegetativa em função da sua proximidade aos apicuns, característicos em acumularem grandes quantidades de sal no solo e vegetação herbácea, além da resolução espacial da imagem que pode incluir essas categorias no mesmo *pixel*, mesmo que o manguezal seja predominante.

A taxa fotossintética, entendida aqui como o uso eficiente do espectro-eletromagnético da radiação utilizada na fotossíntese pelos mangues está representada na Figura 13. Identificou-se em 1986 e 2005 a redução dos valores de sPRI enquanto em 2000 e 2020, sobretudo nesse ultimo, o sPRI apresenta os maiores valores da análise. Valores reduzidos podem ser associados a salinidade, que se mostra como uma variável capaz de reduzir o sPRI do manguezal condorme observado por Song, White e Heumann (2011).

A vegetação de manguezal em 1986 apresentou os menores valores mínimos e máximos de sPRI apresentando respectivamente 0,22 e 0,33. No ano posterior, o índice apresentou elevação nos valores passando o máximo e mínimo para 0,39 e 0,50 respectivamente com a média em 0,43, indicando uma alta na taxa entre o período. Em 2005, entretanto, o índice voltou a apresentar valores baixos próximos aos encontrado em 1986. Por fim, em 2020 percebe-se novamente o aumento do índice em 2020, ano em que é registrado o valor máximo para o índice.

Além dos mecanismos fisiológicos e de fotoproteção, também é preciso esclarecer que a alta densidade vegetativa não necessariamente significa alta produção fotossintética. Os manguezais estão sujeitos a variações ambientais provocadas pelo regime de marés, salinidade e água doce na qual os diferentes bosques de mangues estão inseridos, esses distúrbios interferem nos estágios de maturidades dos bosques resultando em diferentes densidades em resposta aos tensores (LUGO, 1980; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; SOARES, 1999).

Figura 13: Distribuição espacial do sPRI para a RESEX Baía do Iguaape de 1986 a 2020.

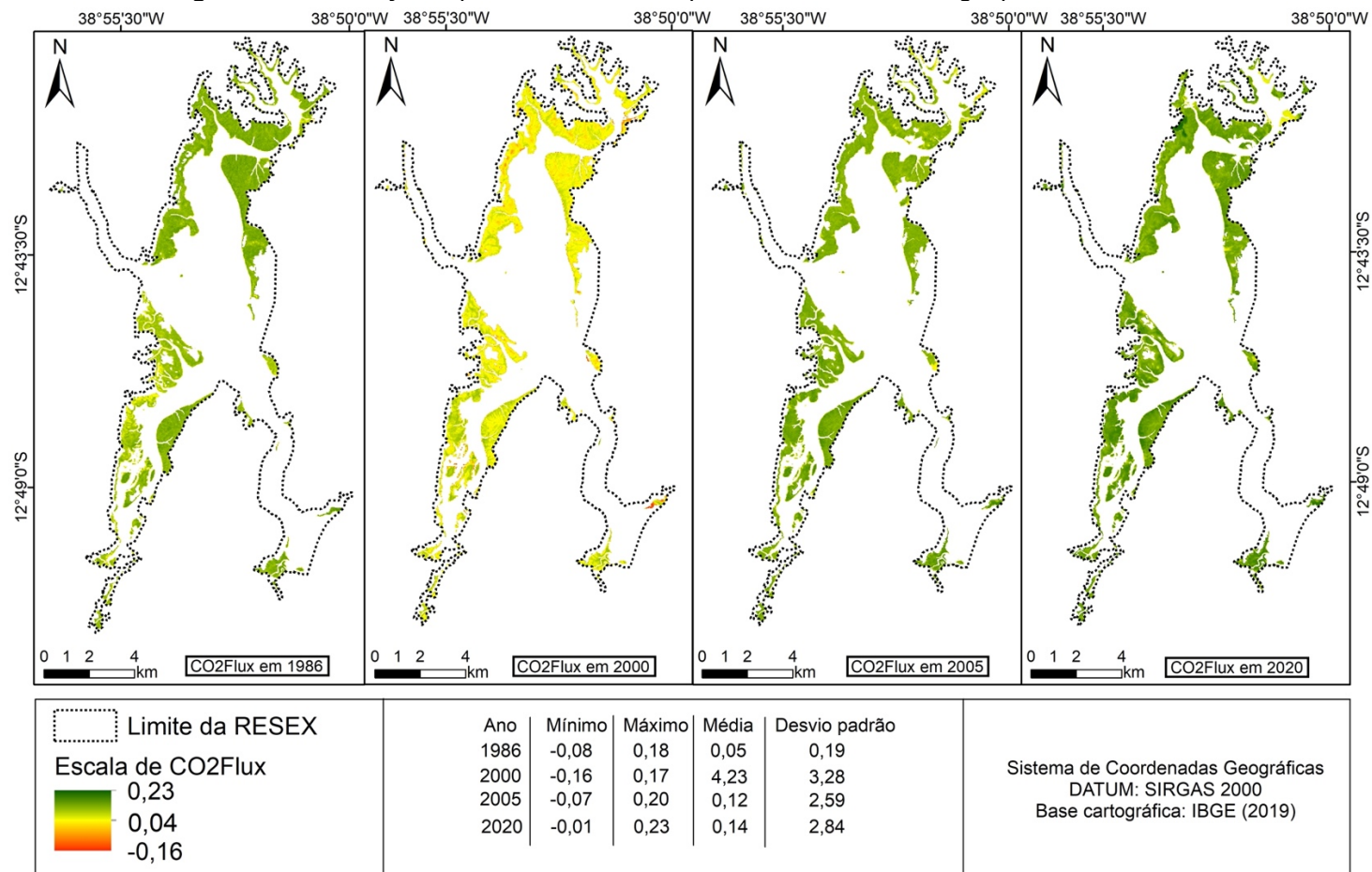


Fonte: Construção do autor, 2021.

Quando avaliado o sequestro de carbono dessas áreas, observou-se que os anos de 2020 e 2000 se destacaram com maior e menor valor de fluxo de carbono na RESEX, respectivamente. A distribuição espacial dessas concentrações pode ser observada abaixo, na Figura 14. Áreas com valores positivos indicam fluxo de carbono atmosfera-plantas e quanto maior esse valor, maior a quantidade de carbono sendo sequestrado (RAHMAN *et al.* 2000).

Igualmente a distribuição espacial do NDVI, entre 1986 e 2020 as regiões centro-oeste e norte da RESEX apresentaram os valores mínimos de sequestro, virtude da proximidade com tensores antrópicos com as maiores ocorrências de cultivos temporários e edificações rurais e, portanto, a maior antropização. Nas demais regiões, o fluxo atmosfera-plantas é considerando de médio (0,47) para máximo (0,68), esses resultados estão diretamente associados aos melhores escalas de NDVI e sPRI avaliados. Igualmente, esses valores podem estar relacionados com o crescimento dos bosques ou colonização de novas áreas.

Figura 14: Distribuição espacial do CO₂FLUX para a RESEX Baía do Iguape de 1986 a 2020.

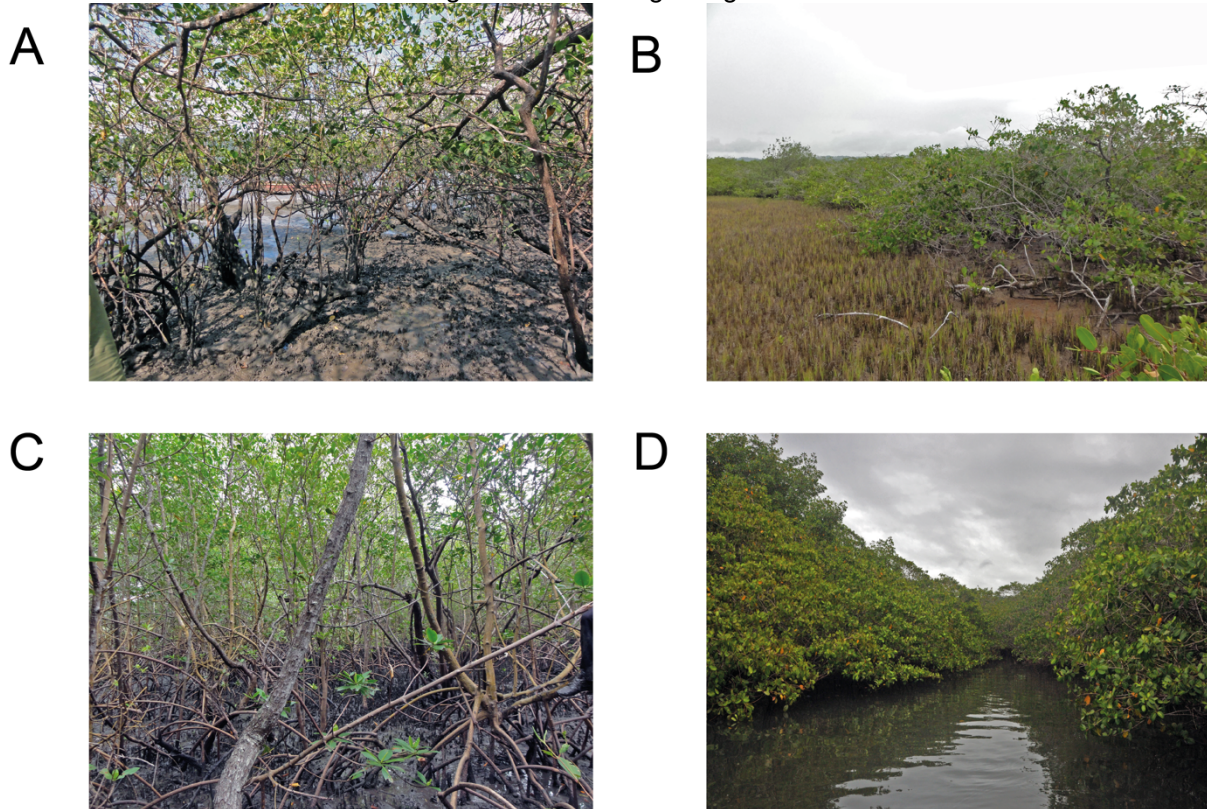


Fonte: Construção do autor, 2021.

3.2.4 Validação de campo

A partir da visita de campo foi possível observar que os bosques de baixo vigor vegetativo e em contato com áreas de agricultura possuem árvores baixas, espaçadas entre si e com a presença de clareiras permitindo a entrada de luz, mas sem a presença de plântulas regenerantes (Figura 15 A e B). Já áreas com alto vigor, distante dos contatos com atividades humanas, estão associadas com duas importantes características: a primeira consiste em áreas com grande densidade de indivíduos regenerantes por unidade de área, mesmo em áreas recém colonizadas; a segunda, em áreas de persistência de mangue, adensadas e estabilizadas ecologicamente, com árvores bem desenvolvidas, altas com dossel contínuo (Figura 15, C e D).

Figura 15: Bosques de mangue na RESEX da Baía do Iguape, Bahia, Brasil. A e B - bosques próximos a área de agricultura, apresentando menor valores de vigor vegetativo. C e D – bosques de mangue com maior vigor vegetativo.



Fonte: Construção do autor, 2021.

Esse padrão de regeneração e colonização de novas áreas corrobora com os achados de Jiménez, Lugo e Cintron (1985), Fromard *et al.* (1998) e Twilley (2019) onde a colonização de novas áreas por indivíduos de mangue ocorre de forma rápida, através do estabelecimento de diversos indivíduos na nova área, aumentando consideravelmente o vigor vegetativo e consequentemente uso da radiação e captação de carbono, à medida que o *stand* envelhece, a alta densidade de indivíduos é substituída por poucas árvores com grandes diâmetros.

É importante fomentar ações para que atividades de urbanização sejam realizadas distante dos manguezais, de forma a alcançar conservação e sustentabilidade às comunidades extrativistas e os objetivos da RESEX. Dando ênfase aos manguezais como espaços que constituem armazenamento de carbono de ciclagem lenta se traduzindo em possíveis reduções de emissões de CO₂

antrópico, além de apresentar benefícios conservacionistas para a biodiversidade (SIIKAMÄKI; SANCHIRICO; JARDINE, 2012; ADAME *et al.*, 2018; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018) e econômicos para a população local dependente dos recursos naturais.

3.3. Conclusão

Considerando os objetivos de mapear a dinâmica de uso da terra, as alterações e sua influência na qualidade dos manguezais e de avaliar espacialmente a biomassa, produção fotossintética e o fluxo de carbono atmosférico dos manguezais considerando as condições espectrais da vegetação apontam-se as seguintes considerações:

- Entre 1986 a 2020 a RESEX ganhou cerca de 332 ha de áreas naturais, equivalente a 3,29% da área da RESEX. As áreas antrópicas estão relacionadas com a presença da população e suas atividades de extrativismo, agricultura e moradia, enquanto as áreas naturais são majoritariamente manguezais.
- Os manguezais expandiram 240 ha equivalente a 2,38% da área da RESEX, sugerindo que a operação da Barragem e da Usina Hidroelétrica ao modificar o regime de vazão favoreceu o aumento da classe.
- O aumento do manguezal repercute como benéfico para ratificar a criação da RESEX, mas a expansão se deu para regiões distantes das atividades antropizadas e sugerem o estabelecimento de antropobiomas costeiros.
- Os manguezais sequestram e armazenam mais carbono à medida que se encontrem distantes de áreas antrópicas, não só pelo aumento da sua extensão territorial, mas pelas regiões densamente vegetadas (NDVI) e altas taxas fotossintéticas (sPRI).
- Tensores ambientais e a elevada modificação da paisagem implicam em redução da conservação de manguezal e, ainda que a RESEX permita a ocupação humana e suas atividades, o monitoramento da expansão antrópica deve ser reforçado.

CAPÍTULO IV

MODELAGEM ESPACIAL DO CARBONO EM ÁREAS DE MANGUEZAIS DA RESEX BAÍA DO IGUAPE, MARAGOGIPE, BAHIA

RESUMO

Este capítulo teve por objetivo modelar e identificar a distribuição espacial das concentrações de carbono e cenários futuros para a manutenção dos serviços ecossistêmicos dos manguezais e valorar financeiramente o estoque e sequestro de carbono do manguezal conforme o mercado mundial de carbono. A modelagem do sequestro e estoques de carbono no manguezal da RESEX foi realizada no *software* inVEST por meio de informações do mapeamento do uso da terra produzido a partir de imagens dos satélites Landsat 5 e 8 para os anos de 1986, 2000, 2005 e 2020. Foram selecionadas duas áreas com estágios de conservação diferentes na RESEX. Em ambas as localidades, foram aplicados os métodos de estimativa de biomassa a partir de transectos com 3 e 4 blocos de parcelas perpendiculares ao sentido lagamar-continente de 10 m X 10 m. Todos os indivíduos arbóreos fixados no interior das parcelas foram numerados e medidos seu perímetro a 1,3 m da superfície do sedimento amostrado. Observou-se o aumento temporal e linear do estoque de carbono, sendo os anos de 1986 e 2040 aqueles com menor e maior estoque de carbono com, respectivamente, 0,0001034 MtCO₂/ha e 0,0002945 MtCO₂/ha. Em 2040 a dinâmica do uso da terra influenciou a perda de estoque de carbono nas áreas onde foi consolidada transição de mangue para outras classes. A projeção para 2040 é esperado ter em estoque o equivalente a US\$ 32.323.138,92 e a tonelada de CO₂/ha a US\$ 11.188,00. Considera-se o modelo eficiente para indicar áreas prioritárias para conservação do estoque e concentração de carbono.

Palavras-chave: Serviço ecossistêmico, Unidade de Conservação, Dióxido de carbono

4.1 Métodos

4.1.1 modelagem espacial temporal

A modelagem do sequestro e estoques de carbono no manguezal da RESEX foi realizada no *software* inVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) criado pela Universidade de Stanford e Minnesota com o objetivo de avaliar, quantificar e mapear os serviços ecossistêmicos providos por ecossistemas costeiros e terrestres baseado em dados científicos (GUERRY *et al.*, 2012). Por meio de informações de funções ecológicas e de uso da terra, o *software* processa

possíveis mudanças no fornecimento de serviços ecossistêmicos à sociedade e a valoração do carbono (SHARP *et al.*, 2018).

Para usos de modelagem de estoque e sequestro de carbono em ecossistema de manguezais o *software* possui os módulos de *Coastal Blue Carbon: Preprocessor* e *Coastal Blue Carbon*, sendo necessário utilizar ambos os módulos para tabulação de transição de uso da terra e do manguezal, para estimar o ganho e perda de carbono na área de estudo. O modelo funciona a partir da simplificação do ciclo de carbono em três reservatórios principais, biomassa, sedimentos e serapilheira, sendo que, para a RESEX Baía do Iguape, foi realizada a avaliação do reservatório da biomassa.

4.1.1.1 Pré-processador

Para produção do mapeamento de uso da terra foram coletadas imagens dos satélites Landsat 5 sensor TM e Landsat 8 sensor OLI, ambos com resolução espacial de 30 metros no banco de dados *online* e gratuito do USGS, referentes a região da atual RESEX Baía do Iguape para os anos de 1986, 2000, 2005 e 2020. As imagens foram processadas no *software* ArcGis 10.8 (ESRI, 2019) licenciado para a Universidade Federal do Sul da Bahia e reprojetadas para o sistema de referências SIRGAS 2000 zona 24S. O mapeamento foi realizado pelo método não-supervisionado utilizando a técnica de interpretação visual. Informações adicionais podem ser verificadas no capítulo 3 dessa dissertação.

Em seguida, os quatro mapeamentos foram convertidos para formato *raster* e reclassificados para organizar os códigos de identificação de cada classe entre os anos. Ademais, foram extraídos em arquivos independentes, do tipo CSV (*Comma-Separated Values*), as codificações do diretório dos mapeamentos, as classes de mapeamento do uso da terra (caractere), seus respectivos códigos de identificação (numérico), e, se a classe é fonte de carbono (logico/boolean) conforme a síntese apresentada na Tabela 6.

Tabela 6: Valores para as classes do mapa de uso da terra, seu código de identificação e se é fonte de carbono.

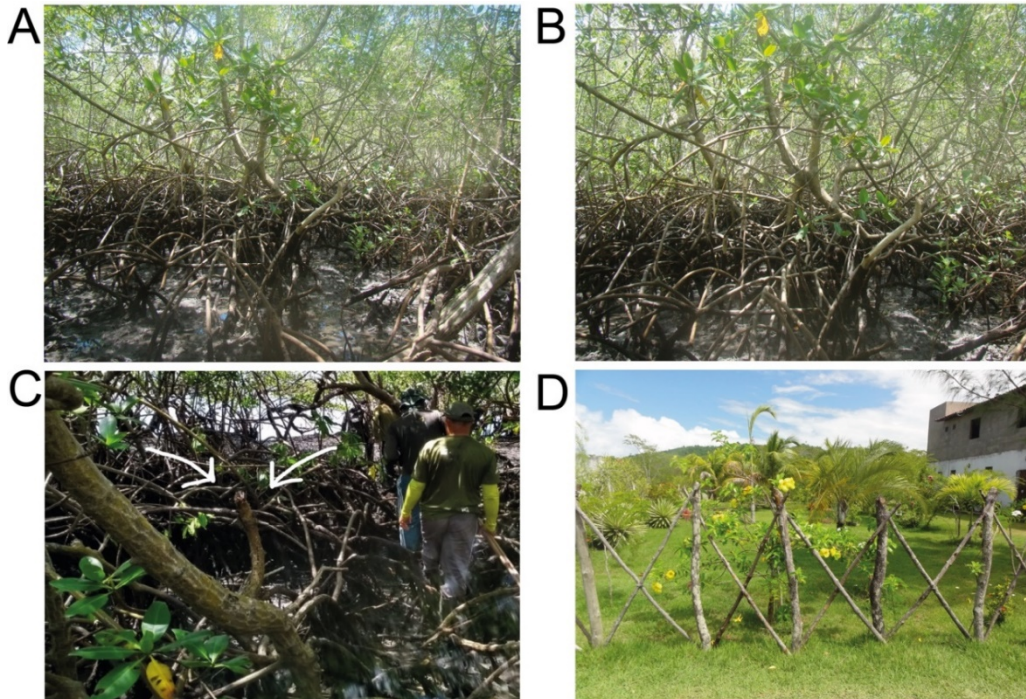
Classe de uso da terra	Código	É fonte de carbono?
Solo exposto	1	Não
Manguezal	2	Sim
Floresta	3	Não
Rio Paraguaçu	4	Não
Área campestre	5	Não
Área urbana	6	Não
Edificação rural	7	Não
Agricultura	8	Não

Fonte: Construção do autor, 2021.

A partir dos arquivos são obtidos resultados pré-processados com a tabela de atributos biofísicos para todas as classes mapeadas e a matriz de transição entre as classes de uso da terra, ambas em formato CSV. A partir da tabela de atributos biofísicos foi definido que a classe de interesse seria o manguezal, desse modo apenas essa classe teve seus valores informados.

De forma adicional, é necessário o incremento dos valores de biomassa inicial acima do solo (MtCO_2/ha); a meia vida de biomassa (anos); a perda de biomassa por distúrbios de alto, médio e baixo impacto (%); e a quantidade de biomassa que é acumulada ($\text{MtCO}_2/\text{ha/ano}$) (SHARP *et al.*, 2018). Para obtenção dos dados, foram selecionadas duas áreas distintas na RESEX, uma com aparente estágio avançado de conservação nos arredores da comunidade quilombola da Salamina Putumuju e outra com sinais de diferentes tensores antrópicos no bairro de Ponta de Souza em Maragogipe onde há sinais de antropização e remoção da vegetação (Figura 16).

Figura 16: Áreas de manguezal na Salamina do Putumuju e de Ponta de Souza em diferentes estágios de conservação. A – B: manguezais com estágio avançado de conservação. C - D: diferentes tensores antrópicos no manguezal bairro de Ponta de Souza em Maragogipe.



Fonte: Construção do autor, 2021.

O manguezal da Salamina apresentava melhor estágio de conservação da comunidade vegetal sem a presença de lixo ou extração de madeira, além disso, as poucas habitações são afastadas dos manguezais com características de imóveis rurais. Já em Ponta de Souza os manguezais sofrem com a pressão antrópica a mais de 30 anos com a construção da Praia de Ponta de Souza sobre os manguezais que acarretaram o aterramento da área, presença de habitações limítrofes aos manguezais, descarte de lixo e extração de madeira.

Em ambas as localidades, foram aplicados os métodos de estimativa de biomassa conforme proposto por Howard *et al.* (2014). O método consiste na instalação de transectos com 3 e 4 blocos de parcelas perpendiculares ao sentido lagamar-continente, cada bloco contendo 4 parcelas de 100 m² (10 m X 10 m), totalizando 28 pseudorréplicas. Todos os indivíduos arbóreos fixados no interior das parcelas foram numerados e medidos seu perímetro a 1,3 m da superfície do

sedimento amostrado (Perímetro a Altura do Peito – PAP). Contudo, para as árvores de *Rhizophora mangle* o PAP foi medido acima da última rizófora.

Os perímetros foram convertidos em diâmetros através da Equação 5, e para as árvores perfilhadas foi utilizado o perímetro quadrático:

$$D = P \div \pi \quad (5)$$

Onde:

D é o diâmetro

P é o perímetro

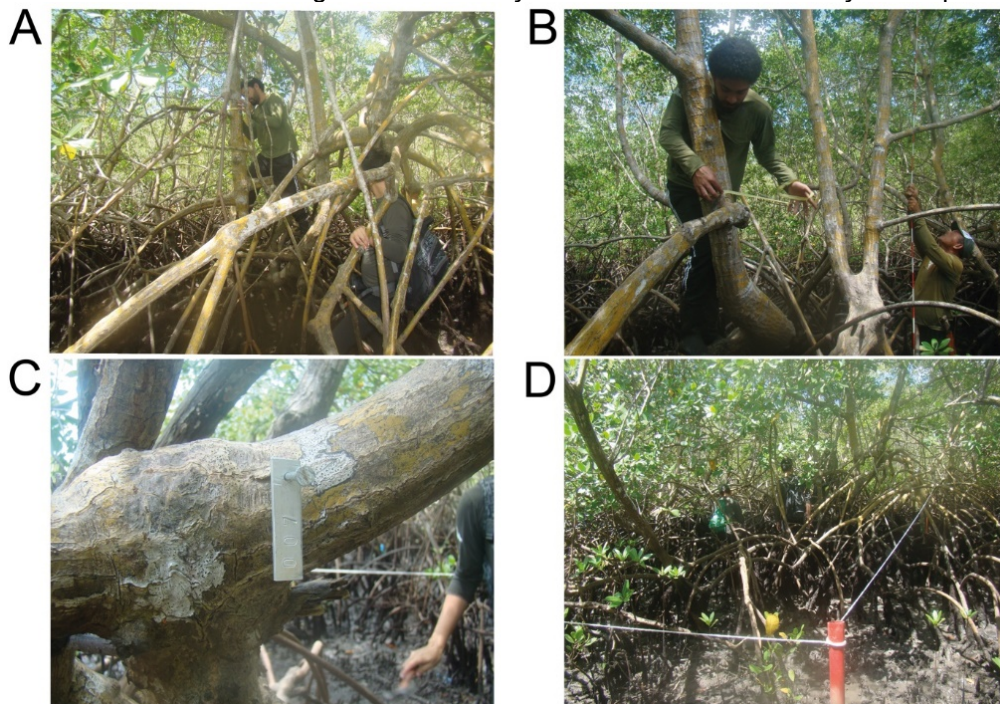
π é o valor de Pi

Para obtenção da biomassa de cada árvore foi aplicada equações alométricas propostas por Chave *et al.* (2005). Utilizando as medidas de diâmetro e densidade de cada árvore, conforme Lorenzi (2009). A biomassa encontrada no bosque da Salamina Putumuju corresponde a 64,3 ton/ha, já para o bosques da Ponta de Souza foi obtido o total de 53,2 ton/ha.

Em seguida, foi aplicada a fórmula de conversão de biomassa para carbono, conforme Rodrigues *et al.* (2014) sendo o valor de carbono para o bosque da Salamina 28,2 tonC/ha e 23,7 tonC/ha para o bosque de Ponta de Souza. Considerando que o *software* de modelagem adotado realiza a modelagem em MtCO₂/ha, para converter os valores de tC/ha, foi aplicado um fator 44/12 ao estoque de carbono, obtendo-se assim os valores em MtCO₂/ha (IPCC, 2006). Desta forma, 28,2 tC/ha foi transformado em 103,4 tCO₂/ha e convertido em 0,0001034 MtCO₂/ha.

Na Figura 17, abaixo, é possível visualizar o processo de mensuração do diâmetro das árvores de mangue .

Figura 17: Avaliação da biomassa de mangue na RESEX da Baía do Iguape. A-B: mensuração do diâmetro das árvores de mangue. C: identificação das árvores. D: delimitação das parcelas.



Fonte: Construção do autor, 2021.

O valor utilizado para meia-vida está de acordo com Murray *et al.* (2011) que sugere um período de 15 anos, enquanto o acúmulo anual de carbono na fitomassa epígea corresponde a 3,42% do valor de biomassa e posteriormente convertida para $\text{MtCO}_2/\text{ha}/\text{ano}$, de acordo com o proposto por Ray *et al.* (2011).

Para os valores de perturbação de alto impacto foi considerado o valor de 100%, correspondendo a conversão de áreas de manguezal para não-manguezal enquanto para perturbação de médio impacto em 17%, considerando a diferença do valor de biomassa obtido na Ponta de Souza que era 17% inferior a biomassa da Salamina Putumuju.

Os valores fornecidos ao modelo encontram-se sintetizados e organizados na Tabela 7.

Tabela 7: Atributos biofísicos utilizados na modelagem baseado nos dados de campo.

Código e classe		Carbono inicial (MtCO ₂ /ha)			Meia vida da biomassa (anos)	Distúrbios na biomassa (%)			Acúmulo anual (MtCO ₂ /ha) Na biomassa	Meia vida do carbono no solo (anos)	Distúrbios no solo (%)			Acúmulo anual (MtCO ₂ /ha)	
		Biomassa	Solo	Serapilheira		Baixo impacto	Médio impacto	Alto impacto			Baixo impacto	Médio impacto	Alto impacto	No solo	Na serapilheira
1	Solo exposto	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	Mangue	0,0001034	0	0	15	0	0,17	1	0,00000354	1	0	0	0	0	0
3	Floresta	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4	Rio Paraguaçu	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
5	Área campestre	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6	Área urbana	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	Edificação rural	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	Agricultura	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Fonte: Fonte: inVEST (SHARP *et al.*, 2018). Modificado pelo autor, 2021.

Em seguida, foi elaborada a tabela de transição entre as classes de uso da terra, considerando a transição dos usos para a classe manguezal. Com exceção do manguezal, as demais classes foram consideradas como não fontes de carbono, delimitando a fonte de carbono de interesse para o manguezal e, dessa forma, a transição de manguezal para classes de usos resulta em distúrbio de alta, média ou baixa intensidade, a depender do uso em questão.

A transição entre classes que não são fontes de carbono, foi considerado que estas não sofrem mudança no carbono (*No Carbon Change* – NCC). Por fim, as células vazias indicam que não houve transição entre as classes, conforme apresenta a Tabela 8.

Tabela 8: Matriz de transição entre as classes de uso da terra e seu impacto no carbono.

Classe de uso	Solo exposto	Mangue	Floresta	Rio Paraguaçu	Área campestre	Área urbana	Edificação rural	Agricultura
Solo exposto	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC
Mangue	distúrbio-de-alto-impacto	Acúmulo	distúrbio-de-baixo-impacto	distúrbio-de-alto-impacto	distúrbio-de-médio-impacto	distúrbio-de-alto-impacto	distúrbio-de-alto-impacto	distúrbio-de-médio-impacto
Floresta	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC
Rio Paraguaçu	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC
Área campestre	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC
Área urbana	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	
Edificação rural	NCC	Acúmulo	NCC	NCC	NCC	NCC	NCC	
Agricultura	NCC	Acúmulo	NCC		NCC			NCC

Legenda: NCC – *No Carbon Change*, ocorre quando a classe não é fonte de carbono e transita para outra classe também sem ser fonte de carbono, e, portanto, não interfere na classe manguezal.

Fonte: INVEST (SHARP *et al.*, 2018). Modificado pelo autor, 2021.

4.1.2 Processador

A etapa de processador refere-se a modelagem propriamente dita, dessa forma é necessário informar o caminho dos arquivos CSV com a localização dos *rasters* de mapeamento de uso da terra, os arquivos dos atributos biofísicos gerados no pre-processador e preenchido com os dados do manguezal da RESEX Baía do Iguape e

o arquivo com a matriz de transição entre classes de uso da terra, preenchida com as informações de impacto, acúmulo e áreas sem carbono.

Dessa forma, para calcular o estoque de carbono utilizou-se as Equações 6 e 7:

$$S_{p,t} = S_{p,t-1} + N_{p,t} \text{ se } t > t_{\text{ano base}} \quad (6)$$

$$S_{p,t} = S_{p,t_{\text{ano base}}} \text{ se } t = t_{\text{ano base}} \quad (7)$$

Onde:

S é o estoque de carbono para o ano t mais a origem p (fonte) adicionando o total de carbono sequestrado para o ano t para o estoque disponível no ano anterior t-1. Ou alternativamente usando o valor inicial de estoque da tabela biofísica $S_{p,t_{\text{ano base}}}$.

$N_{p,t}$ é o total de carbono sequestrado, entendido como total de carbono ganho e perdido dentro do ano t, assim, a transição mais recente determina se o carbono está acumulando (sequestro positivo) ou sendo emitido (sequestro negativo) (SHARP *et al.*, 2018).

Cabe ressaltar que cada *pixel* pode acumular ou emitir carbono, não sendo possível realizar ambos no mesmo período e, portanto, o modelo assume que todo o *pixel* transita para emitir ou sequestrar carbono, sendo a natureza da transição consistente até o próximo evento de transição (ano) entre classes (SHARP *et al.*, 2018). Dessa forma, o total de sequestro de carbono $N_{p,t}$ é obtido pelas Equações 8 e 9, abaixo, a depender do estado mais recente de transição:

$$N_{p,t} = -1 \times E_{p,t} \text{ se estiver emitindo carbono} \quad (8)$$

$$N_{p,t} = A_{p,t} \text{ se estiver acumulando carbono} \quad (9)$$

Onde:

A taxa de acúmulo $A_{p,t}$ é definida previamente na tabela biofísica

E a emissão $E_{p,t}$ é calculada como valores positivos e o -1 é utilizado para refletir a perda de carbono na fonte.

Por fim, o inVEST realiza a somatória do carbono nos três reservatórios para cada ano t por meio da Equação 10 abaixo:

$$S_{t,total} = S_{t,p \text{ solo}} + S_{t,p \text{ biomassa}} + S_{t,p \text{ serapilheira}} \quad (10)$$

Para calcular o carbono emitido, foi informada a magnitude da pós-conversão da classe para determinar a quantidade de biomassa perdida, sendo que quanto maior for o distúrbio, maior será a quantidade de biomassa perdida na forma de CO_2 para atmosfera (SHARP *et al.*, 2018). Os distúrbios são classificados como alto, médio e baixo, conforme a Tabela 7, a partir da matriz de transição entre as classes.

A emissão de carbono é dada no ano inicial, onde o *pixel* transita para uma outra classe de uso da terra com impacto baixo, médio ou alto. Nos anos subsequentes a emissão vai continuar até que o *pixel* transite para outra classe ou se a modelagem atingir o ano final (SHARP *et al.*, 2018). Dessa maneira, o modelo utiliza a decadência exponencial, conforme a Equação 11 abaixo:

$$E_{p,t} = D_{p,s} \times \left(0,5 \frac{t - (s + 1)}{H_{p,s}} - 0,5 \frac{t - s}{H_{p,s}} \right) \quad (11)$$

Onde:

H_p é a meia-vida do carbono na fonte p

s representa o ano de transição

$E_{p,t}$ representa o volume de carbono emitido na fonte p no ano t

O volume de carbono perturbado representa o volume total de carbono que será emitido ao longo do tempo no *pixel* em que aconteceu a transição, e é obtido pela Equação 12 abaixo:

$$D_{p,s} = S_{p,s} \times M_{p,s} \quad (12)$$

Onde:

$D_{p,s}$ representa o volume de carbono perturbado na fonte p no ano de transição s.

$M_{p,s}$ refere-se a magnitude do distúrbio (alto, médio, baixo)

S está relacionado ao estoque de carbono no início do ano s.

A modelagem de cenário futuro foi realizada para o ano de 2040, partindo do pressuposto que, a partir do último ano investigado no estudo, o carbono vai continuar a se acumular na sua classe fonte e ser emitido onde houve substituição de classes (SHARP *et al.*, 2018). Esse procedimento é realizado com base nas modelagens realizadas anteriormente, sendo acoplada ao modelo para indicar os valores futuros do carbono na área.

O valor monetário do sequestro de carbono foi calculado considerando se a intenção financeira é preterida pelo setor público ou privado. Em função da área de estudo ser uma RESEX, considerou-se que a decisão de reduzir as emissões de carbono e valorar o sequestro parte da gestão da unidade de conservação. Para isso, foi necessário informar o valor monetário de CO₂ por tonelada sobre o custo social do carbono. Nesse estudo, atribuiu-se o valor de US\$ 50,00 por toneladas de CO₂, obtido do relatório do Escritório de Contabilidade Governamental dos Estados Unidos (*U. S. Government Accountability Office - GAO*) (2020). Os custos sociais refletem o pagamento monetário por parte de uma sociedade para reverter futuras mudanças climáticas e seus efeitos negativos (NORDHAUS, 2017; IWG, 2021).

Atualmente, para estipular o valor para o custo social do carbono são utilizados quatro modelos de avaliação integrados que se utilizam de elementos da economia, mudanças climáticas e seus impactos na qualidade de vida. O primeiro modelo constitui-se da projeção socioeconômica e de crescimento populacional atrelado ao

quão rápido a economia crescerá no próximo século e a quantidade de CO₂ que será emitida pelos seres humanos (KOTCHEN, 2018).

O segundo modelo refere-se a como o clima será modificado em resposta a emissões de CO₂ e o qual rápido a temperatura e nível do mar irão se elevar (KOTCHEN, 2018). O modelo seguinte é calculado em função de como essas mudanças afetarão as plantações e os custos de vida. E, por fim, o quarto modelo refere-se ao cálculo de benefícios futuros na atual cotação financeira através da taxa de desconto, levando em consideração que o CO₂ permanece na atmosfera por anos e poderá causar danos futuros.

Nesse sentido, diminuir as emissões custa dinheiro no presente pensando-se nos benefícios futuros a sociedade, logo, uma taxa de desconto alta sugere que a população atual vale mais do que as próximas gerações (EVANS; PIDCOCK; YEO, 2017). Partindo disso, foi adotado o valor de 3% na taxa de desconto refletindo intenções moderadas da sociedade para redução das emissões (GAO, 2020).

Destarte, foi utilizada a Equação 13, abaixo, para cálculo do sequestro de carbono:

$$V = \sum_{t=0}^T \frac{P_t(S_t - S_{t-1})}{(1 + d)^t} \quad (13)$$

Onde:

V é o valor atual do carbono sequestrado

T é o número de anos entre o ano inicial da modelagem e o ano final s. Sendo que como foi estendido a modelagem até o ano 2040, esse será o ano final da análise

p_t é o preço por tonelada de carbono no tempo t

S_t representa o total de estoque de carbono no tempo t, somado em todas as suas fontes

d é a taxa de desconto.

4.1.1.2 Estimativa quantitativa

Os valores de estoque de carbono foram calculados em ambiente SIG utilizando o módulo de *Spatial Analyst Tools* para produzir as tabelas com as matrizes de transição do uso da terra entre os períodos de 1986-2000; 2000-2005; 2005-2020.

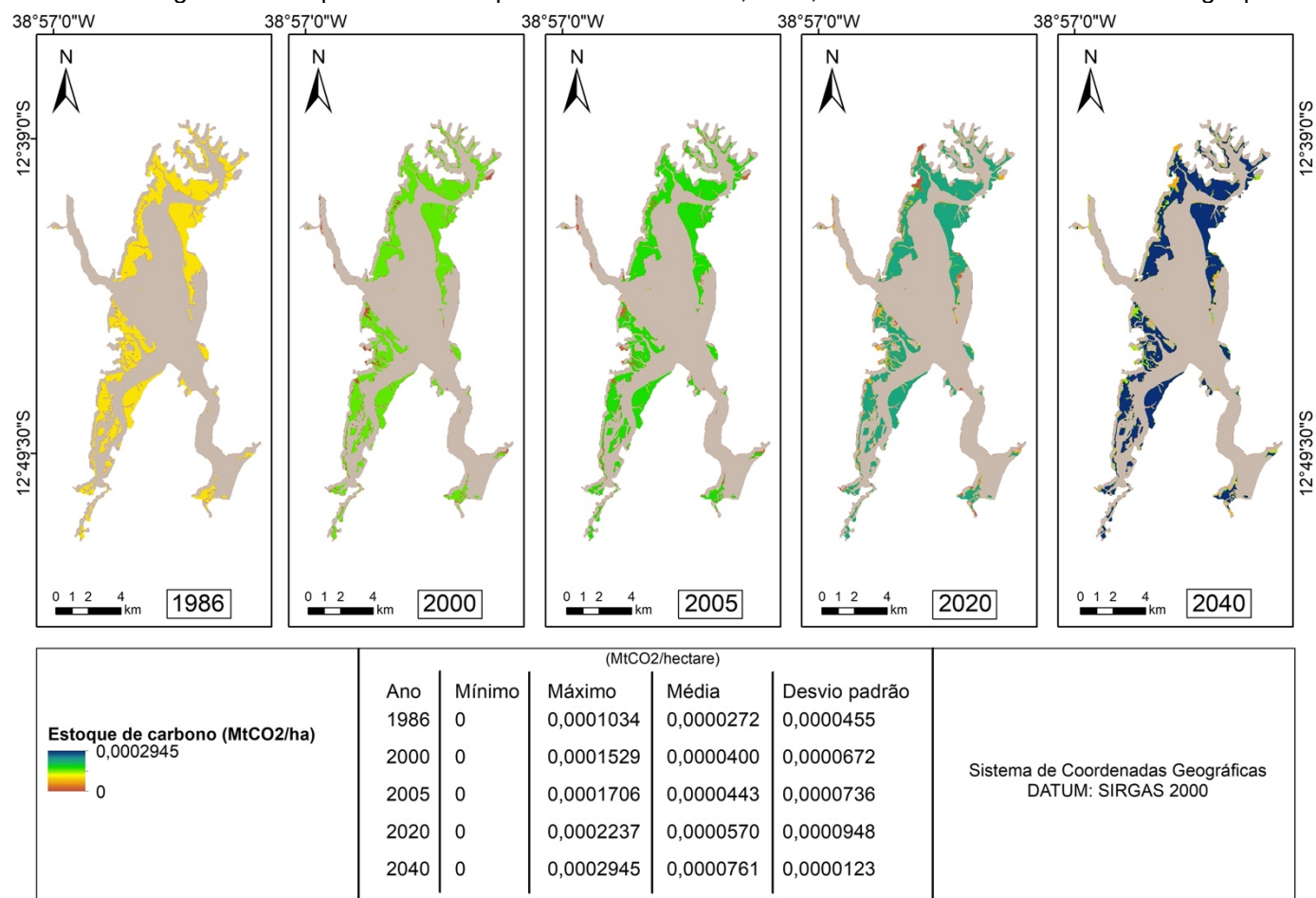
Para efeitos de emissão de carbono foi considerado que qualquer transição de mangue para outra classe que não a mesma ou floresta ombrófila como perda de área e de estoque de carbono, passando emitir carbono para atmosfera. Para o acúmulo de biomassa foi considerado o valor inicial utilizado na Tabela 7 de 0,0001034 MtCO₂eq/ha e um acúmulo anual de 0,00000354 MtCO₂eq/ha. Já para calcular a emissão total do período de transição foi multiplicado o estoque de cada período (MtCO₂eq/ha) pela quantidade de área perdida entre um período e outro.

O valor do carbono foi estabelecido de acordo com o GAO (2020) de US\$50,00/tCO₂, dessa forma, o estoque de carbono foi convertido de MtCO₂eq/ha para tCO₂/ha e, em seguida, calculado com a área territorial de manguezal em cada ano. Também foi obtido o déficit monetário em razão da emissão de carbono pela perda temporal de áreas de manguezais, a partir da multiplicação do valor monetário pela quantidade de CO₂ emitido (tCO₂).

4.2 Resultados e discussão

A modelagem espacial temporal do estoque de carbono ao longo dos mangues da RESEX são apresentados na Figura 18. Observou-se o aumento temporal e linear do estoque de carbono, sendo os anos de 1986 e 2040 aqueles com menor e maior estoque de carbono com, respectivamente, 0,0001034 MtCO₂/ha e 0,0002945 MtCO₂/ha.

Figura 18: Modelagem de estoque de carbono para os anos de 1986, 2000, 2005 e 2020 na RESEX Baía do Iguape.



Fonte: Construção do autor, 2021.

A partir da primeira transição pode-se visualizar no ano 2000 áreas no centro-oeste e nordeste da Baía do Iguape com perda total de estoque de carbono, atingindo o valor de 0 e associados aos distúrbios antrópicos de transição para outras classes de uso da terra. Em 2005, essas mesmas áreas continuaram a apresentar distúrbios e, dessa forma, não acumularam carbono, enquanto os bosques distantes desses distúrbios continuaram a apresentar crescimento atingindo o máximo de 0,0001706 MtCO₂/ha. Já em 2020, as áreas demonstraram aumento no estoque de carbono, mas ainda assim abaixo do valor máximo de 0,0002237 MtCO₂/ha apresentado nesse ano enquanto ao norte, bosques de mangues apresentaram distúrbios e reduziram o estoque de carbono nessa região.

Considerando o cenário futuro, em 2040, identificou-se que a dinâmica do uso da terra influenciou a perda de estoque de carbono nas áreas onde foi consolidada transição de mangue para outras classes, evidenciado pelos valores reduzidos nessas áreas. Para Sasmito *et al.* (2020), essa redução ocorre em função dos impactos antrópicos provocarem a remoção da vegetação ou perda de parte da biomassa, liberando o carbono para atmosfera na forma de CO₂ e dessa forma, reduzindo o estoque de carbono. Também pode-se notar o aumento linear do estoque de carbono nas regiões mais afastadas dos distúrbios, sendo estas as mais conservadas.

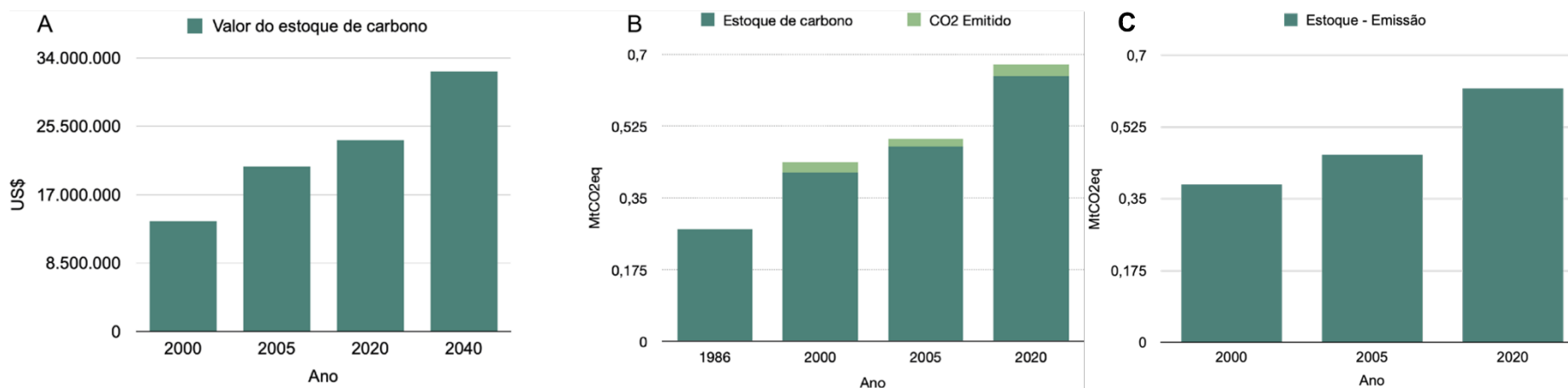
Na Tabela 9 é possível observar a valoração do estoque de carbono para RESEX Baía do Iguape, o quanto se perdeu de área de mangue em cada período de transição, e o quanto de CO₂ foi perdido em valores monetários, enquanto na Figura 19 pode-se ver a comparação do valor de estoque de carbono para RESEX e a diferença quantitativa de carbono em estoque em comparação com o que foi emitido entre 1986 e 2020.

Tabela 9: Estimativa de emissão, valoração e de estoque de carbono para RESEX Baía do Iguape.

Anos	Estoque de carbono (MtCO ₂ eq/ha)	Área perdida (ha)	CO ₂ Emitido (MtCO ₂ eq)	CO ₂ Emitido (tCO ₂)	Área do mangue	Valor monetário do carbono perdido em emissão	Valor monetário do carbono em estoque	
1986	0,0001034				2.651,13	(US\$)	(US\$)	(US\$/tCO ₂ /ha)
2000	0,00015296	169,11	0,025867066	25.867,07	2.685,69	1.293.353,28	13.706.342,10	5.170,00
2005	0,00017066	107,82	0,018400561	18.400,56	2.785,23	920.028,06	20.540.157,12	7.648,00
2020	0,00022376	125,55	0,028093068	28.093,07	2.889,09	1.404.653,40	23.766.367,59	8.533,00
2040							32.323.138,92	11.188,00

Fonte: Construção do autor, 2021.

Figura 19: Estimativa quantitativa de carbono. A: Valoração do carbono em estoque nos anos de 2000, 2005, 2020 e 2040 na RESEX. B: Quantitativo de estoque e emissão de CO₂ na RESEX em 1986, 2000, 2005 e 2020. C: Diferença de estoque e emissão para RESEX em 2000, 2005 e 2020.



Fonte: Construção do autor, 2021.

Já em comparação da quantidade de carbono em estoque e as emissões de CO₂, o ano de 2000 apresentou a maior quantidade de perda de área de mangues, logo foi o ano que mais emitiu, seguindo pelo ano de 2020, resultando em emissões de CO₂ para atmosfera de respectivamente 25.867,07 tCO₂ e 28.093,07 tCO₂. Entretanto, 2020 foi o ano com maior quantidade de estoque e 2000 a maior emissão, refletindo como o processo de manutenção de manguezal e iniciativas de conservação da área possui impacto positivo, já que há uma tendência positiva de crescimento no estoque de carbono apesar da emissão de CO₂ ligada a perda de área de mangue.

De forma similar a este estudo, encontra-se na literatura Poli (2019) e Dias (2019) as quais respectivamente apresentam a modelagem de carbono em manguezais utilizando o inVEST no Quênia e Guiné-Bissau. A modelagem no Quênia foi conduzida nos manguezais do condado de Kwale com extensão de 8.353 ha, inicialmente foi-se modelado 0,000048 Mt CO₂ ha em 2016 e depois em 2018 foi modelado o aumento para 0,000049 Mt CO₂.

Enquanto Dias (2019) modelou o carbono dos manguezais em duas áreas protegidas da Guiné-Bissau, o Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu e o Parque Nacional de Cantanhez com respectivamente 88.615 ha e 105.800 ha. Em ambos os parques foi possível observar o aumento do estoque de carbono de 0,000039 Mt CO₂ ha em 2002 para 0,000055 Mt CO₂ ha em 2015.

Além disso, pode-se também citar a modelagem executada por Burgess, Qin e Li (2015) para os manguezais do equador em diferentes cenários, o primeiro seria a perda total de manguezais no país, isso seria equivalente a emissões de 43 Mt CO₂ e custaria US\$ 574 milhões em serviços ecossistêmicos, enquanto a restauração dos mangues que já existem equivaleria a um estoque de 24 Mt CO₂ e renderia aproximadamente US\$ 402 milhões em serviços ecossistêmicos ao país.

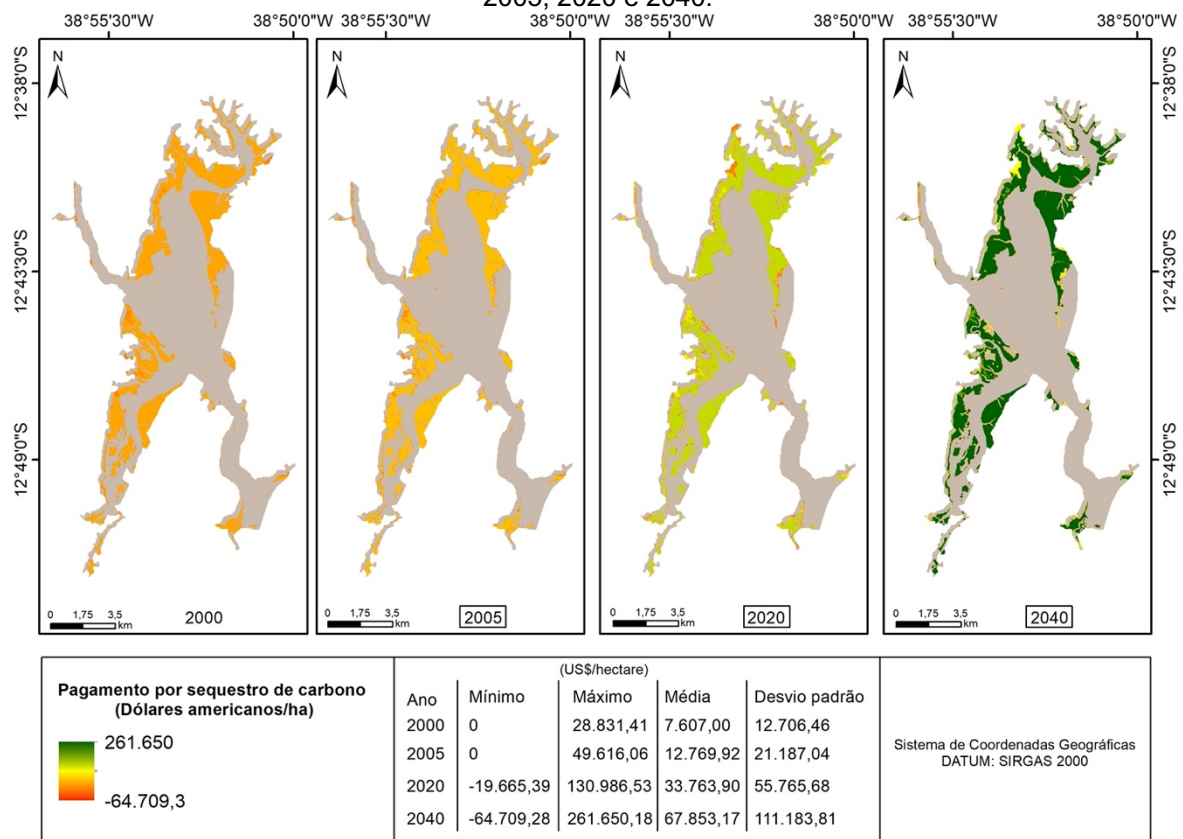
É possível perceber também que o estoque da RESEX é superior aos estudos acima citados, uma possibilidade é a modelagem do carbono na Baía do Iguape utilizou-se de estimativas de biomassa da região, enquanto os outros estudos utilizaram-se de dados genéricos. Além disso, Estrada e Soares (2017) apresentam que a produtividade dos mangues aumenta com relação a sua proximidade com a

região do trópico, adicionalmente os autores relatam que o envelhecimento dos bosques de mangue provoca o aumento no estoque de carbono, assim como na RESEX e nos estudos apresentados.

Em relação a valoração do estoque de carbono é possível notar que, ao longo dos anos, o aumento do estoque de carbono também agrega valor a UC, dessa forma em 2000 foi avaliado um estoque equivalente a US\$ 13.706.342,10 com a tonelada de CO₂/ha valendo US\$ 5.170,00. Já a projeção para 2040 é esperado ter em estoque o equivalente a US\$ 32.323.138,92 e a tonelada de CO₂/ha a US\$ 11.188,00. A partir disso, é preciso avaliar que atividades antrópicas e que causem distúrbios em manguezais são potenciais perda de bens (*assets*) futuros relacionados ao estoque de carbono e devem ser monitoradas dentro da RESEX.

Já para a emissão de CO₂, em termos financeiros os anos de 2000 e 2020 representam, respectivamente, uma perda de US\$ 1.293.353,28 e US\$ 1.404.653,40 na RESEX, onde 2020 destaca-se com menor perda de área em comparação com o ano 2000 devido a maior concentração de carbono por hectare no ano posterior. Já a monetização do sequestro de carbono pode ser avaliada espacialmente na Figura 20, que indica as áreas onde há maior valoração em função do seu estado de conservação e quantidade de biomassa, contribuindo para maiores taxas de sequestro de carbono.

Figura 20: Modelo de pagamento por sequestro de carbono nos mangues da RESEX em 2000, 2005, 2020 e 2040.



Fonte: Construção do autor, 2021

O valor monetário do sequestro de carbono no primeiro (2000) e segundo período (2005) de transição apresentaram grande extensão de áreas conservadas com valores máximos de US\$ 28.831,41 e US\$ 49.616,06 por hectare, respectivamente. Contudo, a partir de 2020 a urbanização e os apicuns contribuíram na redução no estoque de carbono e na redução do valor pago pelo sequestro de carbono na região centro-oeste e centro-leste. Em 2040, a região centro-oeste e centro-leste tende a apresentar ocupação humana em áreas limítrofes aos manguezais acentuando ainda mais a redução do valor sequestro nessas áreas chegando, tornando essas áreas desinteressantes para o estoque de carbono e pagamento por sequestro de carbono no estágio atual.

Por fim, também em 2040, percebe-se que as mudanças e perturbações no uso da terra próximos aos manguezais influenciará negativamente a valoração do sequestro de carbono, demonstrando áreas chave para o fornecimento desse serviço

ecossistêmico, e identificando áreas alvo de atividades de restauração. A Figura 11, do capítulo 3 dessa dissertação, demonstrou como nesses trinta e quatro anos (de 1986 até 2020) a dinâmica de uso da terra contribuiu para mudanças nos manguezais. Nesse período, 2.614 ha permaneceram como manguezais enquanto o ecossistema perdeu 132 ha e ganhou 253 ha.

O desmatamento e conversão para classes antrópicas é o maior tensor de perda de área de manguezais na RESEX, o que reforça a necessidade de atenuar o contato e transição de mangues para classes antrópicas a fim de diminuir a perda de área natural. Assim, é possível perceber que atividades de impacto antrópico geram redução no estoque de carbono e no sequestro de carbono, enquanto áreas conservadas aumentam o seu estoque e sequestro de carbono ao longo do tempo, conforme pode ser visto na Figura 20 no ano 2040.

Enquanto os bosques bem conservados continuam a estocar carbono e agregar valor, as áreas onde houve distúrbios apresentaram valores reduzidos, evidenciados pelas áreas em amarelo. A observância dessa dinâmica de transição pode auxiliar gestores para a tomada de decisão no âmbito do monitoramento e manutenção das áreas, de modo a retificar as previsões de perda de áreas e decréscimo de estoque de carbono na RESEX.

Ao comparar os resultados da RESEX com outros estudos utilizando o inVEST utilizando o módulo de *Blue Carbon*. O primeiro estudo foi realizado por Wedding *et al.* (2021) em três áreas, no Estuário do Rio Tijuana e nos Brejos Elkorn e na Baía de Humboldt, em cada área foi estimado o sequestro de carbono e valoração desse serviço através do custo social do carbono de 2016 até 2100.

Na Baía de Humboldt o sequestro de carbono variou entre 10,5 milhões a 44 milhões de toneladas de CO₂, nesse local o valor estimado do sequestro de carbono variou entre US\$ 10.049,00 a US\$ 118.800,00 por hectare (WEDDING *et al.*, 2021). Já no Brejo Elkorn o sequestro variou entre 369.000 a 747.000 toneladas de CO₂ e o sequestro de carbono variou entre US\$ 8,48 milhões a US\$17.2 milhões. Por último, no Estuário do Rio Tijuana foi modelado um sequestro de 42.800 a 341.000 toneladas de CO₂, com valor de sequestro projetado entre US\$ 983.000,00 a US\$ 7,83 milhões (WEDDING *et al.*, 2021).

Já na pesquisa de Dias (2019) nos manguezais do Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu e no Parque Nacional de Cantanhez, foi avaliado o valor do carbono sequestrado no ano base de 2002, dessa forma, o valor encontrado na pesquisa equivale a um total de US\$ 0,00132751 por tonelada de CO₂. Dias (2019) ainda estima que a Guiné-Bissau poderia arrecadar cerca de 329.423,9 euros por ano se reduzisse o desmatamento de manguezais de 1% para 0,5%. Por ultimo, Burgess, Qin e Li (2015) apresentam o valor estimado do sequestro de carbono nos manguezais do Equador, de acordo com o modelo os manguezais do país podem oferecer um benefício de US\$ 378 milhões a US\$ 576 milhões caso estejam restaurados e bem conservados.

Cabe lembrar, que o Brasil apresenta a segunda maior cobertura de manguezais no mundo, com aproximadamente 7.674,94 km² os quais constituem 9,3% do total de manguezais no mundo e corresponde a 389,760 MtCO₂ ± 9,556 MtCO₂ (HAMILTON; FRIESS, 2018). De acordo com Leão, Prates e Fumi (2018) 87% dos manguezais brasileiros encontram-se dentro de Unidades de Conservação, e dessas, 83% são de Uso Sustentável. Apesar disso, os manguezais estão vulneráveis a pressões antrópicas ligadas ao desenvolvimento de empreendimentos ao longo da costa, e tem contribuído para a perda de pelo menos 50 mil ha de manguezais no Brasil (BERNARDINO *et al.*, 2018).

Em contrapartida, o Brasil é o quarto maior emissor de gases do efeito estufa para a atmosfera (BEN JEBLI; YOUSSEF, 2019). De acordo com o Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases do Efeito Estufa feito pelo Observatório do Clima, nos últimos vinte anos (2000-2020), a maior parte das emissões de gases no país estavam principalmente ligadas as mudanças nos padrões de uso da terra, agropecuária e energia (SEEG, 2021). Entre o período de 2004 a 2010 houve uma redução da emissão dessas atividades em 50%, mas a partir de 2017 as emissões por essas atividades voltaram a subir (SEEG, 2021).

Em relação a perda e remoção de manguezais, essas mudanças tem provocado emissões de CO₂ significativas para a atmosfera, de acordo com Alongi (2020) a perda de um hectare de mangue no Brasil pode variar entre 407,9 a 2781,5 tCO₂/ha⁻¹. Dessa forma, tendo em vista a perda de manguezais no Brasil e sua grande

extensão costeira, estratégias que corroborem com a proteção dos manguezais em nível nacional tem a capacidade de mitigar as emissões antrópicas do país (TAILLADART; FRIESS; LUPASCU, 2018; ALONGI, 2020).

Cabe destacar que em 2013 durante o *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC, 2015) o Brasil se comprometeu a realizar ações de mitigação de emissões reduzindo-as entre 36% a 39 % das suas emissões projetadas para 2020 e o Ministério do Meio Ambiente lançou o Plano Nacional de Adaptação as Mudanças Climáticas (MMA, 2015) e dentre outras ações está a conservação e manejo dos sumidouros de CO₂ macrozoneando esse ambientes ao longo da região costeira.

Nesse sentido, o ecossistema manguezal é um dos ecossistemas costeiros com maiores taxas de sequestro e estoque de carbono por unidade de área, de acordo com Taillardat, Friess e Lupascu (2018). Através das altas taxas de produtividade e produção de serapilheira, o manguezal, se bem conservado, aprisiona o carbono no solo lamoso por longos períodos de tempo atuando como sumidouro de carbono. Assim, o ecossistema apresenta-se como alternativa mitigatória para o aumento da concentração de CO₂ atmosférico em função da sua alta capacidade de armazenamento.

Dentre as políticas e ações para mitigação do efeitos das mudanças climáticas o Protocolo de Kyoto em vigor desde 2012 promove mecanismos flexíveis de credito e investimentos em sequestro de carbono de países em desenvolvimento permitirem que os países desenvolvidos alcancem suas metas de redução de emissão sem comprometer o desenvolvimento dos países emergentes (ULLMAN; BILBAO-BASTIDA; GRIMSDITCH, 2013). A partir disso, a UNFCCC passou a ser a maior plataforma de implementação de políticas de créditos de carbono, incluindo os ecossistemas costeiros, desde que nestes sejam implementadas pesquisas científicas para entender mais sobre emissões ligadas e destruição e substituição desses ambientes, estabeleça-se estimativas nacionais de emissões com teto máximo de emissão e promova-se políticas de carbono em ecossistemas costeiros (THOMAS, 2015).

Dentre as ações e programas de carbono a UNFCCC apresenta o *Nationally Appropriate Mitigation Actions* (NAMAs) como medidas fora dos mercados de crédito de carbono destinado à países em desenvolvimento como o Brasil incentivando-os a reduzir suas emissões de carbono à medida que se desenvolvem (ULLMAN; BILBAO-BASTIDA; GRIMSDITCH, 2013). Os manguezais são em sua totalidade protegidos e definidos como APP, contudo, a inserção desse ecossistema nessa política nacional de mitigação contribuiria para ações de restauração e regeneração de áreas com ausência de manejo contribuindo para o aumento da conservação no ecossistema no país e possivelmente reduzindo as emissões futuras de carbono em função da sua grande extensão territorial ao longo da costa brasileira (TAILLARDAT *et al.*, 2018).

Outra iniciativa em vigor voltada aos mercados voluntários, nacionais e internacionais é o *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (REDD+). O objetivo desse programa é utilizar incentivos econômicos pagos pelos países desenvolvidos aos países em desenvolvimento para reduzir o desmatamento e destruição dos ecossistemas reduzindo as emissões de carbono dos países compradores do estoque (THOMAS, 2015).

Ambas as políticas acima descritas são importantes na conservação dos manguezais e ecossistemas associados por oferecerem oportunidades nacionais e internacionais de incentivos a conservação envolvendo pagamentos por serviços ecossistêmicos contribuindo para o desenvolvimento das comunidades locais (LOCATELLI *et al.*, 2014; THOMAS, 2015).

Dessa forma é evidente a importância dos manguezais no fornecimento de serviços ecossistêmicos e estoques nacionais de carbono. Nesse sentido, o Acordo de Paris foi o tratado para o clima firmado entre 196 países em 12 de dezembro de 2015 para limitar a elevação da temperatura do planeta (UNFCCC, 2021). Nesse acordo os manguezais foram incluídos na política ambiental como alternativa para redução das emissões ligadas ao desmatamento e também como estoque de carbono. Desde então, as emissões de carbono dos manguezais têm sido levadas em consideração nas estimativas nacionais feitas pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (HIRAISHI *et al.*, 2014).

A respeito da contabilidade das emissões nacionais, em 13 de janeiro de 2021 foi sancionada a Lei n. 14.119 que instituiu a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (aqui tratados como serviços ecossistêmicos), Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (BRASIL, 2021). Dentre os critérios estabelecidos na Lei destacam-se as Unidades de Conservação de Proteção Integral e RESEXs, convertendo os benefícios do pagamento por desenvolvimento social, ambiental, econômico e cultural das populações tradicionais.

Assim, seria possível aplicar a Lei para os manguezais, são ao todo 120 UCs com a presença de manguezais no Brasil, isso equivale a aproximadamente 12.114 km², dos quais 87% estão em UCs de Uso Sustentável e os 17% restantes em UCs de Proteção Integral (LEÃO; PRATES, FUMI, 2018). Não somente a Lei contribuirá para o desenvolvimento econômico das comunidades rurais e tradicionais, como para a conservação do ecossistema e do sequestro de carbono.

Nesse sentido, a Lei representa um avanço no campo de pagamentos por serviços ecossistêmicos por regulamentar o pagamento atrelado a conservação e restauração dos remanescentes florestais, pensando-se em serviços ecossistêmicos e na inclusão de comunidades no processo de desenvolvimento ao qual a Lei regulamenta. Além disso, a Lei possibilita a inclusão de manguezais no pagamentos por serviços ecossistêmicos tendo em vista que a maioria desse ecossistema encontra-se em UCs de Uso Sustentável (LEÃO; PRATIS; FUMI, 2018).

Além disso, o pagamento por serviços ecossistêmicos promove o estímulo financeiro à mudanças comportamentais na tentativa de reduzir a perda de mata nativa concomitante a melhoria nas oportunidades de desenvolvimento econômico, social, e culturas para as comunidades. Ademais, é relevante destacar que se aplicado corretamente o pagamento por serviços ecossistêmicos pode contribuir para o aumento de funções ecossistêmicas traduzindo-se em outros serviços indiretamente (PASCAL *et al.*, 2018).

Por último, a respeito do modelo de estoque e de pagamento por sequestro de carbono proposto pelo inVEST, a modelagem é um exemplo de ferramenta que pode ser utilizado pela gestão pública, pois demonstra como as mudanças no uso da terra

podem impactar o estoque de carbono, além de ser possível visualizar áreas com maiores concentrações de carbono e áreas onde é necessário intervenções de restauração ou manejo da biodiversidade a fim de aumentar o serviços de carbono, sendo uma ferramenta para a tomada de decisão em áreas de relevância ambiental.

4.3 Conclusão

Considerando os objetivos de modelar e identificar a distribuição espacial das concentrações de carbono na fitomassa epígea, cenários futuros para a manutenção dos serviços ecossistêmicos dos manguezais e valorar financeiramente o estoque e sequestro de carbono do manguezal conforme o mercado mundial de carbono apontam-se as seguintes considerações:

- O modelo de estoque de carbono mostra-se útil para indicar áreas com diferentes concentrações de estoque de carbono, além disso, nota-se diferenças nas concentrações de carbono baseadas nas mudanças no uso da terra. Dessa maneira é possível estabelecer políticas de zoneamento e monitoramento pensando-se no serviço do carbono, mas podendo ser estendida pensando-se no aumento de outros serviços ecossistêmicos
- Pensando-se na política de pagamento por serviços ecossistêmicos, o sequestro de carbono em 1986 foi estimado em US\$ 28.831,41 por hectare podendo chegar a US\$ 261.250,18 por hectare em 2040, os recursos captados devem ser investidos no desenvolvimento das comunidades da UC através dos pilares de educação, saúde e economia local, demonstrando o potencial da RESEX de captar recursos financeiros para conservação.
- A RESEX possui um valor bruto de estoque de carbono de US\$ 13.706.342,10 em 2000 enquanto em 2040 espera-se ter o estoque equivalente a US\$ 32.323.138,92.
- As limitações e simplificações do modelo no inVEST incluem assumir que após a transição de uma classe de uso da terra acontecer, esse evento será instantâneo e completo logo após a transição e lentas mudanças ao longo dos anos, após um evento de distúrbio a emissão de carbono se dá por uma taxa de decaimento

exponencial, o acúmulo de carbono se dá de forma linear ao longo do tempo nas transições, e é ignorado o aumento no estoque por envelhecimento ou crescimento dos habitats.

CAPÍTULO V

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista o objetivo de compreender e estimar as concentrações de estoque e sequestro de carbono na fitomassa epígea no manguezal da Reserva Extrativista Baía do Iguape, pode-se concluir que ao longo dos trinta e quatro anos avaliados nesse estudo as alterações antrópicas induzidas no estuário da Baía do Iguape juntamente ao estabelecimento da área protegida corroboraram para o aumento dos manguezais em áreas, assim como a existência da RESEX vem garantido a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

De acordo com essas modificações e com o modelo proposto pelo inVEST pode-se concluir que os manguezais se expandiram, em função do regime de vazão impulsionado pela barragem e hidrelétrica, e aumento do estoque e sequestro de carbono ao longo dos anos, estocando carbono na biomassa acima do solo. Constatou-se que mangues próximos a atividades antrópicas (urbanização e agricultura) possuem menor vigor vegetativo, capacidade de sequestro e estoque de carbono.

Nesse sentido, tendo em vista a intensificação das mudanças climáticas sugere-se que a gestão da RESEX determine que os manguezais limítrofes a zona urbana e outras formas antrópicas de uso da terra sejam áreas prioritárias a restauração dos serviços associados ao sequestro e estoque de carbono. Ainda assim, iniciem a discussão para o estabelecimento de áreas para pagamento por serviços ecossistêmicos junto ao seu conselho gestor, estabelecendo regras para o uso do dinheiro proveniente do pagamento promovendo o desenvolvimento ecológico, econômico, cultural e social das comunidades tradicionais.

REFERÊNCIAS

ADAME, M. F. *et al.* The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. **Conservation Letters**, v. 11, n. 4, p. e12445, 2018.

ALEXANDRINO *et al.* A importância do diagnóstico da paisagem na conservação dos recursos naturais. In: CAIAFA, Alessandra Nasser (Org). **CO₂ Manguezal: Estudos científicos**. Bahia, 2020.

ALONGI, Daniel M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual review of marine science**, v. 6, p. 195-219, 2014.

ALONGI, Daniel M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon management**, v. 3, n. 3, p. 313-322, 2012.

ALONGI, Daniel M. Climate Regulation by Capturing Carbon in Mangroves. **The Wetland Book. I: Structure and Function, Management and Methods. Springer Netherlands**, p. 1-7, 2016.

ALONGI, Daniel M. Global significance of mangrove blue carbon in climate change mitigation. **Sci**, v. 2, n. 3, p. 67, 2020.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Ie/Unicamp**, v. 155, n. 155, p. 45, 2009.

BALVANERA, Patricia *et al.* Ecosystem services. In: WALTERS, Michele; SCHOLLES, Robert J. **The GEO handbook on biodiversity observation networks**. Springer Nature, 2017.

BARBIER, Edward B.; COX, Mark. Does economic development lead to mangrove loss? A cross-country analysis. **Contemporary economic policy**, v. 21, n. 4, p. 418-432, 2003.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed Editora, 2009.

BEN JEBLI, Mehdi; BEN YOUSSEF, Slim. Combustible renewables and waste consumption, agriculture, CO₂ emissions and economic growth in Brazil. **Carbon Management**, v. 10, n. 3, p. 309-321, 2019.

BENNETT, Elena M.; PETERSON, Garry D.; GORDON, Line J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology letters**, v. 12, n. 12, p. 1394-1404, 2009.

BENGTSSON, Jan. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. **Applied Soil Ecology**, v. 10, n. 3, p. 191-199, 1998.

BERNARDINO, Angelo Fraga *et al.* Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 228-235, 2018.

BRASIL. Decreto de 11 de agosto de 2000. **Cria a Reserva Extrativista Marinha da Baía do Iguapé, nos Municípios de Maragogipe e Cachoeira, Estado da Bahia, e dá outras providências**. Brasília, DF: Presidência da República, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/2000/Dnn8999.htm. Acesso em 22 de abril de 2020.

BRASIL. Lei nº 12.058 de 13 de outubro de 2009. **Dispõe sobre a prestação de apoio financeiro pela União aos entes federados que recebem recursos do Fundo de Participação dos Municípios - FPM, no exercício de 2009, com o objetivo de superar dificuldades financeiras emergenciais; altera as Leis nºs 11.786, de 25 de setembro de 2008, 9.503, de 23 de setembro de 1997, 11.882, de 23 de dezembro de 2008, 10.836, de 9 de janeiro de 2004, 11.314, de 3 de julho de 2006, 11.941, de 27 de maio de 2009, 10.925, de 23 de julho de 2004, 9.636, de 15 de maio de 1998, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.212, de 24 de julho de 1991, 10.893, de 13 de julho de 2004, 9.454, de 7 de abril de 1997, 11.945, de 4 de junho de 2009, 11.775, de 17 de setembro de 2008, 11.326, de 24 de julho de 2006, 8.427, de 27 de maio de 1992, 8.171, de 17 de janeiro de 1991, 5.917, de 10 de setembro de 1973, 11.977, de 7 de julho de 2009, 11.196, de 21 de novembro de 2005, 9.703, de 17 de novembro de 1998, 10.865, de 30 de abril de 2004, 9.984, de 17 de julho de 2000, e 11.772, de 17 de setembro de 2008, a Medida Provisória nº 2.197-43, de 24 de agosto de 2001, e o Decreto-Lei nº 1.455, de 7 de abril de 1976; revoga a Lei nº 5.969, de 11 de dezembro de 1973, e o art. 13 da Lei nº 11.322, de 13 de julho de 2006; e dá outras providências**. Brasília, DF: presidência da República, 2009. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12058.htm. Acesso em 12 de fevereiro de 2021.

BRASIL. Lei nº 12.651 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências**. Diário Oficial da União, 28 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em 16 de maio de 2020.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras**

providências. Diário Oficial da União, 22 de dezembro de 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.html. Acesso em 16 de maio de 2020.

BRASIL. Lei nº. 14.119 de 13 de janeiro de 2021. **Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política.** Diário Oficial da União, 11 de janeiro de 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/L14119.htm. Acesso em 28 de dezembro de 2021.

BRASIL. Lei nº. 7.661 de maio de 1988. **Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.** Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm. Acesso em 15 de janeiro de 2021.

BOYD, James; BANZHAF, Spencer. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological economics**, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.

BUNTING, Pete *et al.* The global mangrove watch—a new 2010 global baseline of mangrove extent. **Remote Sensing**, v. 10, n. 10, p. 1669, 2018.

BURGESS, Paul; LI, Xiangyi; QIN, Siyu. **Mangroves in Ecuador: An application and comparison of ecosystem service models.** 2015. Dissertação de mestrado, Universidade de Duke.

CALDEIRA, K. *et al.* Ocean Storage. *In: IPCC special report on carbon dioxide capture and storage/edited by Bert Metz...[et al.]; prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge: Cambridge University Press for the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. p. 277-317.

CAÑEDO-ARGÜELLES, Miguel *et al.* Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. **Environmental pollution**, v. 173, p. 157-167, 2013.

CARVALHO, N. de O. Hidrossedimentologia prática. **Rio de Janeiro: CPRM**, v. 372, 1994.

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon density and balance in tropical forests. **Oecologia** 145:87–99. doi:10.1007/s00442-005-0100-x. 2005.

CHURCH, John A.; WHITE, Neil J. A 20th century acceleration in global sea-level rise. **Geophysical research letters**, v. 33, n. 1, 2006.

CIAIS, Philippe *et al.* Carbon and other biogeochemical cycles. *In: Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, 2014. p. 465-570.

COELHO, Suani Teixeira *et al.* A Sustentabilidade da expansão da cultura canavieira. **Centro de Referência em Biomassa–CENBIO–USP. Cadernos Técnicos da Associação Nacional de Transportes Públicos**, v. 6, 2007.

COLONNELLO, Giuseppe; MEDINA, Ernesto. Vegetation changes induced by dam construction in a tropical estuary: the case of the Mánamo river, Orinoco Delta (Venezuela). **Plant Ecology**, v. 139, n. 2, p. 145-154, 1998.

COSTANZA, Robert *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global environmental change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

COUTO, Gabriel Aguiar do. **Análise da influência do regime de vazão da UHE de pedra do cavalo no comportamento espacial e temporal da salinidade no trecho fluvioestuarino do baixo curso do Rio Paraguaçu à Baía do Iguape.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Bahia, 2014.

CPP. Conselho Pastoral dos Pescadores. Após mobilização da sociedade civil, o teste de calha no rio Paraguaçu é cancelado. **Assessoria de comunicação do Conselho Pastoral dos Pescadores.** Conselho Pastoral dos Pescadores, 14 de agosto de 2020. Disponível em: <https://bit.ly/3q5nLHB>. Acesso em: 5 jan. 2021.

CRISCUOLO, C. et al. Dinâmica de uso e cobertura das terras na Região Nordeste do Estado de São Paulo. **Embrapa Territorial-Documents (INFOTECA-E)**, 2005.

DE GROOT, Rudolf S.; WILSON, Matthew A.; BOUMANS, Roelof M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002.

DIAS, Giselle Ermelinda Alvarenga Gomes. **Avaliação de serviços de provisão e regulação nos mangais da Guiné-Bissau.** 2019. Dissertação de mestrado. Universidade de Lisboa.

DUNN, Robert JH *et al.* Global climate. *In: State of the Climate in 2019. Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 101, n. 101 (8), p. 9-127, 2020.

ELLIS, Erle C.; RAMANKUTTY, Navin. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS 10.8. 2019.

ESTRADA, Gustavo CD; SOARES, Mario LG. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 973-989, 2017.

EVANS, Simon; PIDCOCK, Roz; YEO, Sophie. **The Social Cost of Carbon**. Carbon Brief. 2017. Disponível em: <https://www.carbonbrief.org/qa-social-cost-carbon>. Acesso em: 28 de dezembro de 2021.

FERREIRA, Alexander Cesar; LACERDA, Luiz Drude. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, v. 125, p. 38-46, 2016.

FIOCRUZ. Fundação Oswaldo Cruz. **Mapa de conflitos envolvendo injustiça ambiental e saúde no Brasil. Quilombolas e comunidades tradicionais lutam contra prejuízos causados por UHE Pedra do Cavalo**. Disponível em: <http://mapadeconflitos.ensp.fiocruz.br/conflito/quilombolas-e-comunidades-tradicionais-lutam-contraprejuizos-causados-por-barragem/>. Acesso em: 7 de setembro de 2021.

FROMARD, F. *et al.* Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, v. 115, n. 1, p. 39-53, 1998.

FOLHA. Folha de São Paulo. **Crise em estaleiro deixa rastro de desemprego e falência na Bahia**. 2018. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2018/10/crise-em-estaleiro-deixa-rastro-de-desemprego-e-falencia-na-bahia.shtml>. Acesso em: 05 de janeiro de 2022.

GASPARINETTI *et al.* **Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense**. Documento de trabalho. Conservação Estratégica, 2018.

GAO, US Government Accountability Office. Social Cost of Carbon: **Identifying a Federal Entity to Address the National Academies' Recommendations Could Strengthen Regulatory Analysis**. Junho, 2020. Disponível em: <https://www.gao.gov/products/gao-20-254>. Acesso em: 08 de outubro de 2021.

GENZ, F.; LESSA, G. C. Twenty-six years of uneven changes in low flows due to different uses and operation of a large dam in a semiarid river. **Rev Bras Recur Hídric**, v. 20, n. 2, p. 523-32, 2015.

GENZ, Fernando; LESSA, Guilherme Camargo; CIRANO, Mauro. Vazão mínima para estuários: um estudo de caso no rio Paraguaçu (BA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 73-82, 2008.

GENZ, Fernando. **Avaliação dos efeitos da barragem Pedra do Cavalo sobre a circulação estuarina do rio Paraguaçu e Baía de Iguape**. 2007. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia.

GILLER, Paul S.; O'DONOVAN, Grace. Biodiversity and ecosystem function: do species matter?. *In: Biology and environment: proceedings of the Royal Irish Academy*. **Royal Irish Academy**, 2002. p. 129-139.

GUERRY, Anne D. *et al.* Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, n. 1-2, p. 107-121, 2012.

HAINES-YOUNG, Roy; POTSCHIN-YOUNG, Marion. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. **One Ecosystem**, v. 3, p. e27108, 2018.

HAINES-YOUNG, Roy; POTSCHIN, Marion B. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1 and guidance on the application of the revised structure. **European Environment Agency**, v. 53, 2018.

HAINES-YOUNG, Roy; POTSCHIN, Marion. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. **Ecosystem Ecology: a new synthesis**, v. 1, p. 110-139, 2010.

HAMILTON, Stuart E.; FRIESS, Daniel A. Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 3, p. 240-244, 2018.

HAVENS, Karl. Climate Change: Effects on Salinity in Florida's Estuaries and Responses of Oysters, Seagrass, and Other Animal and Plant Life. **University of Florida**, 2017.

HERBERT, Ellen R. *et al.* A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. **Ecosphere**, v. 6, n. 10, p. 1-43, 2015.

HIRAISHI, Takahiko *et al.* 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. **IPCC, Switzerland**, 2014.

HOLMÉN, Kim. The global carbon cycle. *In: International Geophysics*. Academic Press, 2000. p. 282-321.

HÖRTENHUBER, Stefan J. *et al.* Consequences from Land Use and Indirect/Direct Land Use Change for CO₂ Emissions Related to Agricultural Commodities. *In: Land Use-Assessing the Past, Envisioning the Future*. IntechOpen, 2018.

HOUGHTON, R. A. *et al.* Carbon dioxide exchange between the atmosphere and terrestrial ecosystems. *In*: TRABALKA, John R. **Atmospheric carbon dioxide and the global carbon cycle**. USDOE Office of Energy Research, Washington, DC. Carbon Dioxide Research Div., 1985.

HOWARD, Jennifer *et al.* Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. **Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature**. Arlington, Virginia, USA, 2014.

IBGE. **Censo Demográfico:2010**. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=1&idnoticia=2036&t=ibge-parceria-marinha-brasil-lanca-atlas-geografico-zonas-costeiras-oceanicas&view=noticia>. Acesso em: 04 de dezembro de 2020.

IBGE. Manual Técnico de Uso da Terra. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Rio de Janeiro, 2013.

ICMBio. **Dados socioeconômicos sobre a RESEX Baía do Iguape são divulgados**. Ministério do Meio Ambiente, 2013. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/4382-dados-socioeconomicos-sobre-a-resex-baia-do-iguape-sao-divulgados>. Acesso em: 24 de julho de 2020.

IWG, Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Governemnt. **Technical Support Document: Social Cost of Carbon, Methane, and Nitrous Oxide Interim Estimates under Executive Order 13990**. Fevereiro, 2021. Disponível em: https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/02/TechnicalSupportDocument_SocialCostofCarbonMethaneNitrousOxide.pdf. Acesso em 08 de outubro de 2021.

IPBES. R. Scholes *et al.* **Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the International Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. IPBES secretariat, Bonn, Alemanha. 44 pág. 2018.

IPCC. PACHAURI, R.K.; MEYER, L.A. **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. IPCC, Genebra, Suíça, 151 pp. 2014.

IPCC. Summary for Policymakers. *In*: Shukla, P.R. *et al.* **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land**

degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019.

JIMENEZ, Jorge A.; LUGO, Ariel E.; CINTRON, Gilberto. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, p. 177-185, 1985.

JØRGENSEN, S. E. *et al.* Application of indicators for the assessment of ecosystem health, 2016. *In*: S.E. JØRGENSEN, S. E. Xu; COSTANZA, R., Eds. **Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health**, CRC Press, Taylor & Francis Group, 22–89.

KANIANSKA, Radoslava. Agriculture and Its Impact on Land-Use, Environment, and Ecosystem Services. *In*: **Landscape Ecology-The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation**. IntechOpen, 2016.

KATHIRESAN, K. Importance of mangrove ecosystem. **International Journal of Marine Science**, v. 2, n. 10, 2012.

KEELING, Charles D. Lecture 1: Global observations of atmospheric CO₂. *In*: **The global carbon cycle**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1993. p. 1-29.

KOTCHEN, Matthew J. Which social cost of carbon? A theoretical perspective. **Journal of the Association of Environmental and Resource Economists**, v. 5, n. 3, p. 673-694, 2018.

LACERDA, Luiz Drude de; MENEZES, Marcelo Oliveira Teles de; MOLISANI, Maurício Mussi. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 67-72, 2007.

LAM, Vicky W.Y. *et al.* Climate change, tropical fisheries and prospects for sustainable development. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 9, p. 440-454, 2020.

LEÃO, Adriana Risuenho; PRATES, Ana Paula Leite; FUMI, Matteo. Manguezal e as unidades de conservação. *In*: ICMBio. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p. 57 – 73.

LEE, Shing Yip *et al.* Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726-743, 2014.

LESSA, Guilherme C. *et al.* A reevaluation of the late quaternary sedimentation in Todos os Santos Bay (BA), Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 4, p. 573-590, 2000.

LIMA, Renato A. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.

LOCATELLI, Tommaso *et al.* Turning the tide: how blue carbon and payments for ecosystem services (PES) might help save mangrove forests. **Ambio**, v. 43, n. 8, p. 981-995, 2014.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Nova Odessa-SP: Instituto plantarum. 1. ed, vol.3, 2009.

LUCAS, Richard *et al.* Contribution of L-band SAR to systematic global mangrove monitoring. **Marine and Freshwater Research**, v. 65, n. 7, p. 589-603, 2014.

LUGO, A.E. Mangrove ecosystems: successional or steady-state? **Biotropica**, v.12, n.2, p.65-72, 1980.

MAFEI, Rodolpho Antunes. RESEX BAÍA DE IGUAPE–HISTÓRICO, DESAFIOS E ESTRATÉGIAS DE GESTÃO. **Seminários Espaços Costeiros**, v. 1, 2011.

MAPBIOMAS. **Plataforma de obtenção e análises de dados versão 4.1**. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/map>. Acesso em: 24 de julho de 2020.

MARINOV, Irina; SARMIENTO, Jorge L. The role of the oceans in the global carbon cycle: An overview. *In: The Ocean Carbon Cycle and Climate*. Springer, Dordrecht, 2004. p. 251-295.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-Being**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MEI, A *et al.* Assessment of land cover changes in Lampedusa Island (Italy) using Landsat TM and OLI data. **Journal of African Earth Sciences**, Cape Town, v. 12, p. 15-24, 2016.

MENESES, Paulo Roberto; ALMEIDA, Tati de. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. 2021. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica_emdesenvolvimento.html. Acesso em 15 de julho de 2021.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima**. Grupo Executivo do Comitê Interministerial de Mudança do Clima. Brasília, 2015.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II-PNGC**. 1997. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/destaques/item/8644-plano-nacional-de-gerenciamento-costeiro-pngc>. Acesso em 25 de junho de 2020.

MOLIN, Paulo G. *et al.* Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 4, p. 857-870, 2017.

MURRAY, B.C.; *et al.* Green Payments for Blue Carbon: Economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats. **Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions**, Report NI, 11- 04, 2011.

MURRAY, James W. Ocean carbonate chemistry: the aquatic chemistry fundamentals. In: **The Ocean Carbon Cycle and Climate**. Springer, Dordrecht, p. 1-29, 2004.

MPF. Ministério Público Federal. Assessoria de Comunicação. MPF aciona União, estado da Bahia e empresas investigadas na Lava Jato por instalação ilegal de estaleiro. **Ministério Público Federal**, 9 de janeiro de 2017. Disponível em: <https://bit.ly/38WKdfX>. Acesso em: 07 de setembro de 2021.

MYNENI, R. B.; HALL, F. G.; SELLERS, P. J.; MARSHAK, A. L. The meaning of spectral vegetation indices. **IEEE Trans. Geoscience Remote Sensing**, v. 33, p. 481 – 486, 1995.

NASCIMENTO, Laura Gomes. **Os humanos e o Rio Paraguaçu: agenciamentos do rio por quilombolas da Baía do Iguape e pelo Estado**. 2018. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia.

NORDHAUS, William D. Revisiting the social cost of carbon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 7, p. 1518-1523, 2017.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de ecologia** 5th ed. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

OLIVEIRA, Ivonéia de Souza *et al.* A Mata da Salamina Putumuju e a busca pelo equilíbrio econômico ecológico. In: CAIAFA, Alessandra Nasser (Org). **CO₂ Manguezal: Estudos científicos**. Bahia, 2020.

ORNELLAS, Joaquim Lemos *et al.*, A importância da conservação dos bosques de mangue para o armazenamento de carbono. In: CAIAFA, Alessandra Nasser (Org). **CO₂ Manguezal: Estudos científicos**. Bahia, 2020.

PALMA, Eduardo Gabriel Alves. **Aplicação da Legislação ambiental no Território da APA do Lago de Pedra do Cavalo: O caso do Núcleo de Reassentamento Ilha de São Gonçalo**. 2007. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia.

PANIZZA, Andrea de Castro; FONSECA, Fernanda Padovesi. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 30, p. 30-43, 2011.

PASCAL, Nicolas *et al.* Evidence of economic benefits for public investment in MPAs. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 3-13, 2018.

PEIXOTO, Marcus. Pagamento por serviços ambientais - Aspectos teóricos e proposições legislativas. **Textos para Discussão–Núcleo de Estudos e Pesquisas do Senado Federal**, v. 7, p. 32, 2011.

PELAGE, Latifa *et al.* Coastal land use in Northeast Brazil: mangrove coverage evolution over three decades. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1940082918822411, 2019.

PEREIRA, Renée. **Sonhos interrompidos pela Lava Jato**. Estadão, 2016. Disponível em: <https://infograficos.estadao.com.br/economia/sonhos-interrompidos-lava-jato-estaleiro-bahia/>. Acesso em 05 de janeiro de 2022.

POLI, Silvia. **Using inVEST model for the evaluation of carbono sequestration in Kenyan mangrove forests**. 2019. Dissertação de mestrado. Universidade de Leicestere e Politécnico de Milão.

POLONIO, Vanessa Durante *et al.* Avaliação temporal do sequestro de carbono por meio de imagens orbitais na região de Botucatu-SP. *In: Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE*. Disponível em: Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE. Acesso em: 13 de maio de 2020.

POST, Wilfred M. Organic carbon in soil and the global carbon cycle. *In: The Global Carbon Cycle*. Springer, Berlin, Heidelberg, 1993. p. 277-302.

POTSCHIN, Marion B.; HAINES-YOUNG, Roy H. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 575-594, 2011.

POTSCHIN, Marion; HAINES-YOUNG, Roy. Defining and measuring ecosystem services. **Routledge Handbook of Ecosystem Services**. Routledge, London and New York, p. 25-44, 2016.

PRENTICE, I.C. *et al.* The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. *In: Houghton, J.T et al. Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental*

Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2001, pp. 185-237.

PROST, Cathérine. Impactos territoriais e ambientais Efeitos da barragem da Pedra do Cavalo sobre a pesca artesanal na baía do Iguaçu. *In: Anais I Encontro Latinoamericano de Ciencias Sociales y Represas, II Encontro Brasileiro de Ciências Sociais e Barragens, Salvador, 19 e 22 de novembro de 2007/Instituto de Geociências.* 2007. Disponível em: <http://www.neperge.ig.ufu.br/anais.html>. Acesso em: 24 de julho de 2020.

PROST, Cathérine. Resex marinha versus polo naval na Baía do Iguaçu-BA. **Novos cadernos NAEA**, v. 13, n. 1, 2011.

RAHMAN, A. F. *et al.* Modeling CO₂ flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery. *In: Aviris Workshop, JPL/NASA, Pasadena, Califórnia.* 2000.

RAY, R. *et al.* Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 28, p. 5016-5024, 2011.

RICKLEFS, Robert. **A economia da natureza.** Guanabara Koogan, 7 ed. 2016.

RODRIGUES, D. *et al.* Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, 120, 346-351, 2015.

RODRÍGUEZ, Jon Paul *et al.* Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and society**, v. 11, n. 1, 2006.

ROMAÑACH, Stephanie S. *et al.* Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean & Coastal Management**, v. 154, p. 72-82, 2018.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *In: FRADEN, S. C.; MARCANTI, E. P.; BECKER, M. A. Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium.* Washington: NASA, 1974. 309-317p.

RUDORFF, Bernardo Friedrich Theodor *et al.* Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

SASMITO, Sigit D. *et al.* Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. **Global change biology**, v. 26, n. 5, p. 3028-3039, 2020.

SATYANARAYANA, B. *et al.* Mangrove floristic and zonation patterns of Coringa, Kakinada Bay, East Coast of India. **Wetlands Ecology and Management**, v.10, p.25-39, 2002.

SCHAAADT, Suélen Schramm; VIBRANS, Alexander Christian. O uso da terra no entorno de fragmentos florestais influencia a sua composição e estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN-MOLERO, G., ADAIME, R.R. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. **Estuaries**, v.13, n.2, p.204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v.3, p.561-570, 2000.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. A diversidade do ecossistema manguezal. *In*: ICMBio. **Atlas dos Manguezais do Brasil Biodiversidade**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018.

SCHARLER, U. M.; BAIRD, D. The effects of a single freshwater release into the Kromme Estuary. 1: General description of the study area and physico-chemical responses: The effects of a single freshwater release into the Kromme Estuary. **Water SA**, v. 26, n. 3, p. 291-300, 2000.

SEEG. Sistema de Estimativa de Gases de Efeito Estufa. **Emissões Totais**. Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#. Acesso em 28 de dezembro de 2021.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Indicadores Municipais de Maragogipe**. Disponível em: https://www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=266. Acesso em 17 de abril de 2021.

SHARP, R. *et al.* (eds.). **InVEST 3.7.0. User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. 2018.

SILVA, Edilma Fernandes da; SCHIAVETTI, Alexandre; LINS OLIVEIRA, Jorge Eduardo. O conhecimento ecológico local e a gestão compartilhada no manejo de recursos pesqueiros. *In*: VIANA, Danielle de Lima *et al.* (Eds.). **Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao nordeste do Brasil: bioecologia, pesca e aquicultura**. Vol. 2. Olinda, PE: Via Design Publicações, 2021.

SILVA, Tiago Rosario da *et al.* Influência do regime de vazão da usina hidrelétrica de Pedra do Cavalo no comportamento espacial e temporal da salinidade no trecho fluvioestuarino do baixo curso do rio Paraguaçu à Baía do Iguape. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 310-319, 2015.

SIMPSON, R. David; CHRISTENSEN, Norman L. **Ecosystem function & human activities: reconciling economics and ecology**. Springer Science & Business Media, 1997.

SIKKAMÄKI, Juha; SANCHIRICO, James N.; JARDINE, Sunny L. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 36, p. 14369-14374, 2012.

SOARES, M.L.G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Rev. Bras. Biol.**, v.59, n.3, p.503-515, 1999.

SONG, Conghe; WHITE, Brian L.; HEUMANN, Benjamin W. Hyperspectral remote sensing of salinity stress on red (*Rhizophora mangle*) and white (*Laguncularia racemosa*) mangroves on Galapagos Islands. **Remote Sensing Letters**, v. 2, n. 3, p. 221-230, 2011.

SOS, Fundação SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2017-2018**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2019.

SOS, Fundação SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2018-2019**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2020.

SPALDING, Mark; BLASCO, François; FIELD, Colin. **World Mangrove Atlas**. The International Society for Mangrove Ecosystems, p. pp 178, 1997. Disponível em: <https://archive.org/details/worldmangroveatl97spal>. Acesso em 16 de maio de 2020.

TAILLARDAT, Pierre; FRIESS, Daniel A.; LUPASCU, Massimo. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. **Biology letters**, v. 14, n. 10, p. 20180251, 2018.

TAIZ, Lincoln *et al.* **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Artmed Editora, 2017.

TALLIS, Heather *et al.* A global system for monitoring ecosystem service change. **Bioscience**, v. 62, n. 11, p. 977-986, 2012.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. Editora Pushpam Kumar. Earthscan: London e Washington, 2010.

TEH, Su Yean *et al.* A simulation model for projecting changes in salinity concentrations and species dominance in the coastal margin habitats of the Everglades. **Ecological modelling**, v. 213, n. 2, p. 245-256, 2008.

THOMAS, Nathan *et al.* Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **PloS one**, v. 12, n. 6, p. e0179302, 2017.

THOMAS, Sebastian. **Blue carbon: A study of the potential of coastal ecosystem resource management in global climate policy and carbon markets**. 2015. Tese de doutorado. Universidade de Queensland.

TREVISAN, Diego Peruchi *et al.* Análise das mudanças do uso e cobertura da terra entre 1988 e 2017 no município de Ibaté-SP (Analysis of changes in use and land cover between 1988 and 2017 in Ibaté-SP municipality). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 7, p. 2216-2228, 2018.

TURNER, Will R. *et al.* Global conservation of biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 57, n. 10, p. 868-873, 2007.

TWILLEY, Robert R. Mangrove wetlands. *In*: **Southern forested wetlands**. Routledge, 2019. p. 445-473.

TWILLEY, R.R.; DAY, J.W. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. p.127-152. *In*: YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMÍNGUEZ, A. L. **Ecosistemas de manglar en América Tropical**. Instituto de Ecología, A.C.Xalapa, México; UICN/ORMA Costa Rica; NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 1999.

TWILLEY, ROBERT R. *et al.* Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives of mangrove ecosystems. **Scope-Scientific Committee on Problems of the Environment International Council of Scientific**, v. 55, p. 327-370, 1996.

ULLMAN, Roger; BILBAO-BASTIDA, Vasco; GRIMSDITCH, Gabriel. Including blue carbon in climate market mechanisms. **Ocean & Coastal Management**, v. 83, p. 15-18, 2013.

UNEP. **The importance of mangroves to people: A call to action** United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre. 2014 Disponível em: <http://newsroom.unfccc.int/es/el-papel-de-la-naturaleza/la-onu-alerta-de-la-rapida-destruccion-de-los-manglares/>. Acesso em 16 de maio de 2020.

UNFCCC. **Compilation of information on nationally appropriate mitigation actions to be implemented by parties not included in annex i to the convention**. 2015. Disponível em: <https://unfccc.int/documents/7674>. Acesso em: 5 de dezembro de 2021.

UNFCCC. The Paris Agreement. 2021. Disponível em: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>. Acesso em 28 de dezembro de 2021.

VIEIRA, Frederico *et al.* Habitabilidade cósmica e a possibilidade de existência de vida em outros locais do universo. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v. 40, n. 4, 2018.

WEDDING, L. M. *et al.* Incorporating blue carbon sequestration benefits into sub-national climate policies. **Global Environmental Change**, p. 102206, 2021.

WILLIAMS, Richard G.; FOLLOWS, Michael J. **Ocean dynamics and the carbon cycle: Principles and mechanisms**. Cambridge University Press, 2011.

WOLANSKI, Eric *et al.* Rapid, human-induced siltation of the macro-tidal Ord River Estuary, Western Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, n. 5, p. 717-732, 2001.

ZAGATTO, Bruna Pastro. Sobreposições Territoriais no Recôncavo Baiano: A Reserva Extrativista Baía do Iguape, Territórios Quilombolas e Pesqueiros e o Polo Industrial Naval. **RURIS-Revista do Centro de Estudos Rurais-UNICAMP**, v. 7, n. 2, 2013.

ZHANG, Yao *et al.* A global moderate resolution dataset of gross primary production of vegetation for 2000–2016. **Scientific data**, v. 4, p. 170165, 2017.

ZHILA, Hemati; MAHMOOD, Hossain; ROZAINAH, M. Z. Biodiversity and biomass of a natural and degraded mangrove forest of Peninsular Malaysia. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 11, p. 4629-4635, 2014.