



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Instituto de Biociências
Campus do Litoral Paulista (IB/CLP)



CARLOS HENRIQUE DE ANDRADE

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SEQUESTRO E ESTOQUE DE CARBONO EM
DIFERENTES CENÁRIOS DE GERENCIAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DO
SOLO EM MANGUEZAIS NA BAIXADA SANTISTA**

São Vicente

2023

RESUMO

Os manguezais, habitats costeiros que apresentam diversos serviços ecossistêmicos, são importantes sequestradores de dióxido de carbono (CO₂), sequestrando até 40 vezes mais carbono que outros ecossistemas terrestres. Entretanto, por meio de vários vetores de pressão, principalmente de natureza antrópica, são fortemente impactados e degradados. O presente estudo visa modelar e compreender a variação espaço-temporal de emissão, estoque e sequestro de carbono nos 9 municípios da Região Metropolitana da Baixada Santista sob três diferentes cenários de manejo (conservação, restauração e alteração). Para isso, realizou-se os cálculos a partir do modelo InVEST Coastal Blue Carbon, utilizando como dados de entrada mapas de uso e ocupação do solo adquiridos na plataforma MapBiomass e processados no software Qgis. Como resultado, temos que o período com as maiores taxas de emissões foi entre 2001 e 2011, devido à conversão por área urbana, um ano antes da inserção dos manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP) no território brasileiro. Como esperado, os municípios que mais apresentam áreas de mangue são também os que mais sequestraram carbono, sendo eles Santos, São Vicente e Cubatão. Com base nos nossos resultados, foi demonstrado que a restauração dos manguezais em áreas que atualmente são ocupadas por palafitas, pode contribuir substancialmente com o aumento do sequestro de carbono. Em contrapartida, caso a expansão urbana de áreas de palafitas avance, é esperado que as taxas de emissão de carbono aumentem com a destruição dos manguezais na região. Os resultados deste estudo podem subsidiar políticas que permitirão conservar e recuperar a biodiversidade, as funções biogeoquímicas e o valor econômico dos manguezais, concomitantemente contribuindo para atingir metas relacionadas à Década do Oceano e ao Acordo de Paris, assim como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Palavras-Chave: Manguezal; Carbono Azul; InVEST; Restauração; Alteração.

Abstract

Mangroves are coastal habitats that provide several ecosystem services. These ecosystems are important carbon sinks, which can capture up to 40 times more carbon than other terrestrial ecosystems. However, they have been heavily impacted and degraded through different factors, including by anthropogenic factors, such as uncontrolled urban expansion. This study aims to model and evaluate the potential spatiotemporal variation in carbon emission, storage, and sequestration in the nine councils of the Baixada Santista Metropolitan Region under three different management scenarios (conservation, restoration and alteration). The calculations were performed using the InVEST Coastal Blue Carbon model, with LULC maps obtained from the MapBiomias platform as input data and processed in the QGIS software. We found that the period with the highest emission rates was between 2001 and 2011, due to urban area conversion. This also aligns with the fact that in 2010 mangroves were designated as "Permanent Preservation Areas" (APP) in Brazil. As expected, the councils with the largest mangrove areas (i.e., Santos, São Vicente, and Cubatão) are also the councils with highest blue carbon sequestration potential. Based on our results, it has been demonstrated that restoring mangroves in areas currently occupied by irregular occupation can significantly contribute to increased carbon sequestration. In contrast, if the irregular occupation of coastal areas increases its distribution, we expect that blue carbon emissions increase with the further degradation of mangroves in the region. Overall, our results can inform local policies that are likely to help conserve and restore the biodiversity, biogeochemical functions, and economic value of mangroves, while also contributing to achieving goals related to the UN Ocean Decade, the Paris Agreement, and the Sustainable Development Goals.

Key words: Mangrove; Blue Carbon; InVEST; Restoration; Land conversion.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	4
2.1 Área De Estudo	4
2.2 Obtenção De Imagens e Geoprocessamento	5
2.3 Invest Coastal Blue Carbon	6
2.4 Análise Dos Resultados Do Modelo	9
3. RESULTADOS	9
3.1 Variação Espaço-Temporal das Áreas de Mangue	9
3.2 Cálculos dos Cenários de Manejo	12
4. DISCUSSÃO	16
5. CONCLUSÃO	19
6. REFERÊNCIAS	20
7. APÊNDICES	24
APÊNDICE A – Tabelas de Taxas de Carbono dos Municípios Analisados	24

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são habitats costeiros que ocupam as faixas entremarés, mais encontrados nas zonas tropicais e intertropicais, possuindo como feição arbórea árvores de mangue (ICMBIO, 2018). São capazes de sequestrar e armazenar altas quantidades de carbono orgânico no solo e em biomassa vegetal, sendo reconhecidos como importantes sumidouros de dióxido de carbono (Howard *et al.*, 2017). O carbono que é sequestrado e armazenado pelos ecossistemas marinhos e costeiros é chamado de 'blue carbon', ou carbono azul, termo criado em 2009 (Nellemann e Corcoran, 2009). Os manguezais são capazes de reter cerca de até 40 vezes mais carbono que outros ecossistemas terrestres (McLeod *et al.*, 2011). Tal eficácia de retenção apresentada por esse ecossistema se dá por conta de seus altos aportes autóctones e alóctones e também devido às baixas taxas de decomposição de matéria orgânica, resultante da condição anóxica dos sedimentos, permitindo um maior armazenamento de carbono orgânico no solo (Bouillon *et al.*, 2008). Devido a essa sua capacidade, contribuem também para a mitigação dos efeitos causados pelas mudanças climáticas, já que retiram da atmosfera um dos principais gases do efeito estufa ao capturar o dióxido de carbono (CO₂), que é acumulado em forma de carbono orgânico (Friess *et al.*, 2020).

Além do sequestro e estoque de carbono azul, os manguezais apresentam diversos outros serviços ecossistêmicos (ICMBIO, 2018). São conhecidos como berçários naturais, abrigando espécies de interesse comercial e alimentar e dando suporte para a produção de estoque pesqueiro (ICMBIO, 2018). Ademais, são importantes na regulação climática, microclimática, hídrica, na prevenção da proliferação de doenças, fixação de dunas, ciclagem de nutrientes, proteção contra erosões e provisão de banco genético (ICMBIO, 2018). Também apresentam importância cultural devido ao seu valor educacional e beleza cênica, permitindo o ecoturismo, a recreação e usos culturais, espirituais e religiosos (ICMBIO, 2018). Nessa perspectiva, os manguezais desempenham um papel fundamental nas economias de diversas regiões tropicais costeiras (Costanza *et al.*, 2014), contribuindo com cerca de US\$ 67.007,93 por hectare anualmente em serviços ecossistêmicos globais (Pham *et al.*, 2021). Acredita-se que aproximadamente 80% das capturas mundiais de peixes estejam ligadas, de forma direta ou indireta, aos ecossistemas de manguezal (Ellison *et al.*, 2005). Apesar de suas altas taxas de sequestro e estoque de carbono, os manguezais também podem participar em iniciativas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) e possuem importante papel no mercado de créditos de carbono, sendo então sua recuperação um instrumento vantajoso

ambientalmente e economicamente, podendo ser utilizado para mitigar os impactos da alteração climática e atingir as metas da Agenda 2030 da ONU, da Década do Oceano e do Acordo de Paris (Cassiano *et al.*, 2017; Meneguim, 2012; Soares *et al.*, 2022).

Entretanto, apesar de sua importância ecológica e econômica, os manguezais são fortemente degradados e fragmentados por atividades de natureza antrópica (Bryan-Brown *et al.*, 2020). No período de 2010 a 2020, cerca de 600 km² de manguezais foram perdidos globalmente, sendo cerca de 373 km² dessas perdas ocasionadas por impactos humanos diretos (Leal *et al.*, 2022). Junto com a fragmentação desse ecossistema ocorre a liberação do carbono estocado para a atmosfera. Estima-se que essa supressão acarreta a emissão anual de 0,15 a 1,02 bilhão de toneladas de dióxido de carbono na atmosfera (Himes-Cronell *et al.*, 2018). Dentre as principais pressões antrópicas sofridas pelos manguezais estão a aquicultura (principalmente a carcinicultura), a agricultura envolvendo o plantio de arroz e cana-de-açúcar, a pressão pesqueira, instalações urbanas, setor industrial, o turismo e a exploração de madeira (ICMBIO, 2018). Também se inclui os efeitos futuros da mudança climática, tema que ainda engloba muitas incertezas, podendo levar a alterações na distribuição de manguezais, incluindo a sua perda ou expansão desses ecossistemas em diferentes regiões, contanto que haja espaços de acomodações (Lovelock e Reef, 2020; Rogers, 2021).

No Brasil, a conversão e ocupação de habitats aquáticos são os principais fatores que degradam esses ecossistemas, advindos da consequente poluição e alteração dos corpos hídricos que são impulsionadas por essas atividades, ameaçando zonas de manguezais (ICMBIO, 2018). Calcula-se que um quarto dos manguezais em todo o Brasil tenham sido danificados desde o início do século 20 (ICMBIO, 2018). Especificamente, as áreas mais afetadas são as regiões Sudeste e Nordeste do país, onde a fragmentação é bastante pronunciada, com aproximadamente 40% do que costumava ser uma extensa área contínua de manguezais foi destruído (ICMBIO, 2018). Ainda na região Sudeste, destaca-se a Região Metropolitana da Baixada Santista por apresentarem grande parte das florestas de mangue remanescentes (englobam cerca de 26% da cobertura total de mangue do Sudeste do país), abrangendo cerca de 51,5% da cobertura total do estado de São Paulo (PROJETO MAPBIOMAS, 2022). É também uma região cujo manguezais e vegetação nativa são afetados pela presença de núcleos urbanos informais, atividades industriais e zonas portuárias (Moschetto *et al.*, 2021). Além disso, possui o maior Porto da América Latina em movimentação que, aliado a presença de comunidades de palafitas em regiões antes ocupadas

por florestas de mangue, resulta na poluição dos sedimentos locais e contribui para uma maior deterioração do delicado ecossistema (Hortellani *et al.*, 2005; Lima e Oliveira, 2011).

Com a degradação de áreas de manguezais também ocorre a perda dos serviços ecossistêmicos prestados por eles. Além da perda direta da biodiversidade envolvida, esses habitats deixam de realizar sua função de sumidouro de carbono, perdendo sua capacidade de sequestro e estoque (Himes-Cornell *et al.*, 2018). Além disso, com a degradação, o carbono antes estocado no solo e na biomassa retorna para a atmosfera (Nellemann e Corcoran, 2009). O carbono azul, portanto, possui grande influência em questões que envolvem alterações climáticas. Apesar disso, estudos sobre sua quantificação em território brasileiro ainda são poucos, podendo-se citar os realizados na região Norte e Nordeste (Kauffman, 2018) e no sul do estado de São Paulo, em Cananéia e Iguape (Rovai *et al.*, 2021). Ainda mais incipientes são os estudos que possuem uma abordagem focada no uso e ocupação do solo e suas consequências no sequestro e estoque de carbono nos manguezais, levando também em consideração a importância de sua restauração e preservação para se tornarem sumidouros de carbono mais eficazes, uma forma de adaptação baseada em ecossistemas. Na Baixada Santista, apesar de sua extensa cobertura de manguezal e vetores de pressão que os ameaçam, estudos voltados à temática ainda são recentes (e.g. Rosa *et al.*, 2022). Portanto, a análise de diferentes cenários de manejo de uso e ocupação do solo pode ser uma ferramenta de grande utilidade para subsidiar políticas que envolvem a conservação e restauração desses ecossistemas, buscando também o desenvolvimento econômico. Os benefícios providos por meio dessa avaliação também podem ser importantes para atingir metas da Década do Oceano e da Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas, assim como as ODS (Objetivos de Desenvolvimento Sustentável), incluindo o objetivo 13, sobre ações contra mudanças climáticas e seus impactos, e o objetivo 14, sobre desenvolvimento sustentável do oceano e seus recursos.

O objetivo do presente estudo é modelar e analisar a variação espaço-temporal das quantidades de carbono armazenadas, emitidas e sequestradas pelos manguezais na Região Metropolitana da Baixada Santista. Com isso, usamos três cenários de manejo (i.e., Conservação, Restauração e Alteração) em áreas de palafitas ao longo de um período de 50 e 100 anos, tempo requerido para se alinhar a projetos de políticas públicas na região e para compreender as mudanças a longo prazo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área De Estudo

A área de estudo compreende a Região Metropolitana da Baixada Santista, composta pelos municípios de Bertioga, Cubatão, Guarujá, Itanhaém, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande, Santos e São Vicente (Fig. 1). De acordo com os dados presentes na coleção 7 (período de 1985 a 2021) da plataforma MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, 2022), os limites dos nove municípios da Baixada Santista somados totalizam cerca de 9.305 hectares de manguezal, sendo a região que mais concentra áreas de manguezais no litoral paulista. No que se refere à totalidade do território do estado de São Paulo, os manguezais representam apenas 0,1% do mesmo, com a notável observação de que 68% desse ecossistema encontra-se situado em áreas de preservação (Nalon *et al.*, 2022). Os manguezais presentes nessa região sofrem fragmentações e perdas devido à pressão de uso e ocupação (Moschetto *et al.*, 2021). Os municípios de Santos e São Vicente em particular sofrem com a urbanização de obras portuárias e aglomerados subnormais, como por exemplo o Dique da Vila Gilda (considerado o maior complexo de palafitas do país - IBGE, 2010), o Mangue Seco, a Vila Ema e a Vila São Manoel. Tais fatores afetam as Áreas de Preservação Permanente (APPs) ali presentes, principalmente às margens dos estuários (Instituto Pólis, 2012).

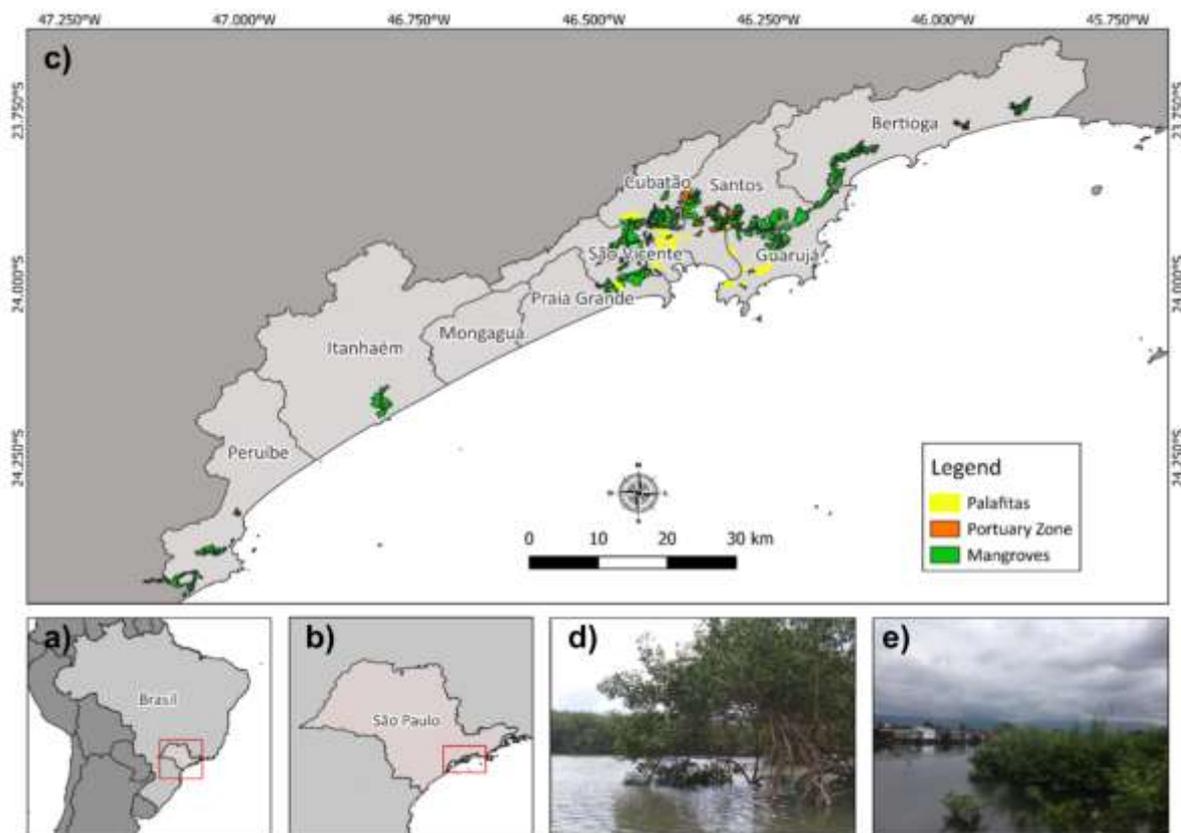


Figura 1. a) Mapa do Brasil; b) Mapa de São Paulo; c) Mapa da área de estudo, indicando os nove municípios da Região Metropolitana da Baixada Santista, delimitando áreas de manguezais (d), zonas portuárias e locais onde estão inseridos os aglomerados subnormais (e).

2.2 Obtenção De Imagens e Geoprocessamento

Os mapas utilizados para a análise da variação espaço-temporal do carbono azul foram adquiridos por meio da plataforma MapBiomass. A plataforma MapBiomass disponibiliza mapas de cobertura e uso do solo, resultantes de imagens de mosaicos Landsat, com resoluções de 30 m. Foi efetuado o download de quatro imagens da coleção 7, que abrange os mapas de uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 até 2021 (PROJETO MAPBIOMASS, 2022). Os anos escolhidos foram o de 1991, 2001, 2011 e 2021, para possibilitar a realização dos cálculos de carbono azul em um período de 10 anos entre as imagens, incluindo o último ano disponível pela plataforma (2021).

As imagens baixadas em formato Raster (.tif) foram processadas pelo software QGIS versão 3.30.1 (QGIS, 2023), sendo georreferenciadas no Sistema Geodésico de Referência SIRGAS 2000. Tendo em vista que as imagens englobavam o mapa total do Brasil, foi realizado um recorte das mesmas para a Região Metropolitana da Baixada Santista a partir de

um polígono (shapefile), para que apenas a área de estudo fosse analisada. Nesta etapa também foram implementados os cenários de Restauração e Alteração a partir da criação de quatro novos rasters. Ambos os cenários hipotéticos foram inclusos a partir do ano de 2024, ano seguinte do ano em que o presente trabalho foi realizado. Para o cenário de Restauração, áreas de palafitas antes ocupadas por florestas de mangue (Moschetto *et al.*, 2021) tiveram seus pixels alterados através da ferramenta “Serval” do Qgis, a qual altera a classe dos pixels. Nesse caso, seguimos o método utilizado em Costa et al. (2022), e alteramos os pixels de área urbana para área de mangue recentemente restaurado (sequestram 45% do que um mangue adulto é capaz), com 10 anos de restauração (também 45%) e com 20 anos de restauração (mangues já adultos), os quais formaram os rasters hipotéticos de 2024, 2034 e 2044, respectivamente. Já no cenário de Alteração, utilizando o mesmo plugin no QGis, as mesmas áreas de palafitas foram expandidas, algumas para dentro de áreas de mangue, criando o raster hipotético de 2024. Os dois cenários indicam o efeito que esses aglomerados subnormais causam no processo de sequestro e estoque de carbono realizado pelos manguezais da região, um visando o impacto da sua contínua expansão e outro o impacto da restauração dos mangues perdidos. Vale ressaltar que a temática em questão é muito delicada e envolve diversos conflitos sociais, se tratando, portanto, apenas de cenários hipotéticos com foco somente no carbono azul.

2.3 Invest Coastal Blue Carbon

O InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) equivale a um conjunto de modelos criados para mapear e valorizar serviços ecossistêmicos, incluindo o modelo utilizado neste trabalho, denominado de Coastal Blue Carbon 3.13.0 (Natural Capital Project, 2022), que será utilizado para estimar espaço-temporalmente emissões, acúmulo, estoque e sequestro de carbono nos manguezais da Região Metropolitana da Baixada Santista. Esse modelo produz dados sobre o carbono sequestrado com base nas mudanças na cobertura e uso do solo ao longo do tempo, assumindo que taxas como a emissão e o acúmulo se mantêm constantes durante o período especificado (Natural Capital Project, 2022). Assumiu-se uma projeção do modelo de 50 e 100 anos após o último raster de cada cenário, ou seja, uma projeção até 2071 e 2121 para o cenário de Conservação (assumindo-se que não haverá nenhuma modificação no uso do solo), 2074 e 2124 para o cenário de Alteração e 2094 e

2144 para o cenário de Restauração. O modelo possui duas etapas principais, uma dependente da outra, sendo elas o pré-processador (Coastal Blue Carbon Preprocessor) e o modelo principal (Coastal Blue Carbon), indicadas na figura 2 e descritas a seguir.

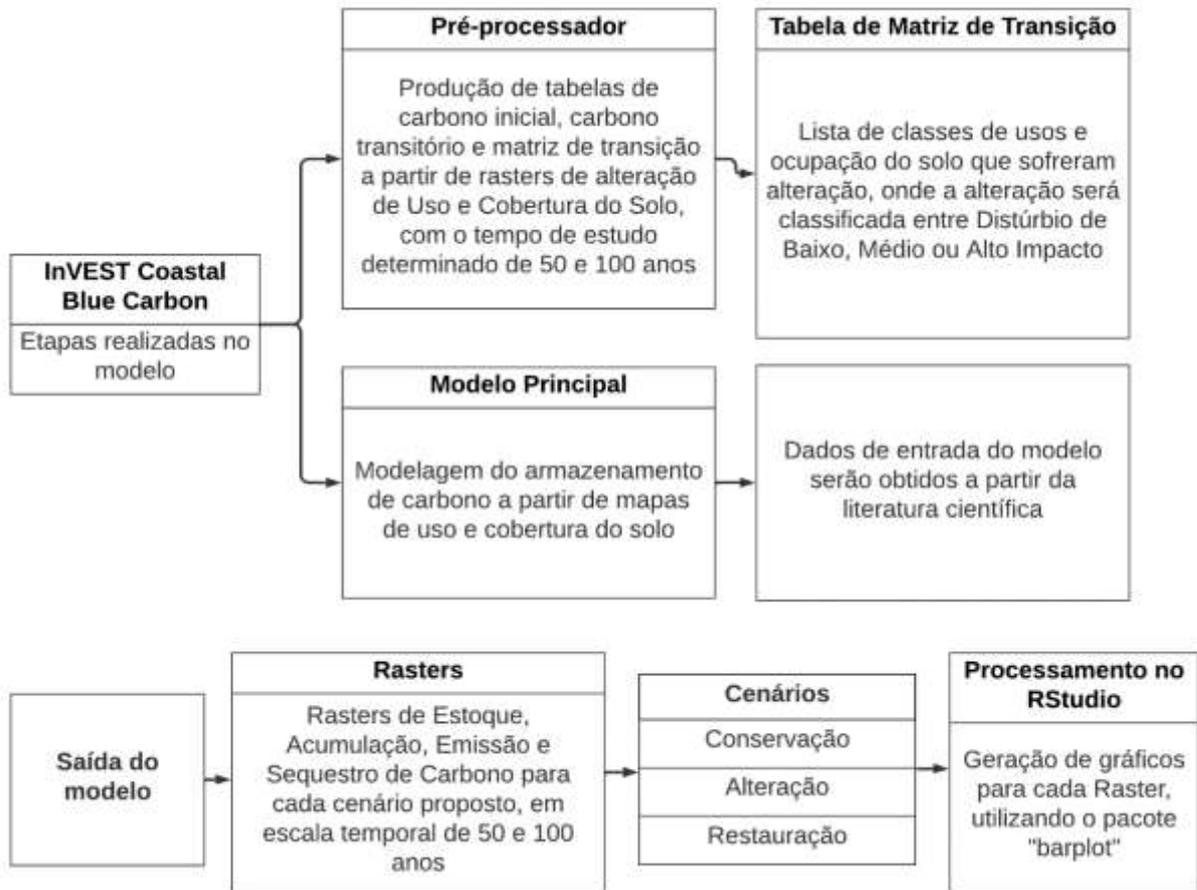


Figura 2. Diagrama explicando a metodologia do modelo InVEST Coastal Blue Carbon e os passos incluídos neste estudo.

A etapa do pré-processador requer duas tabelas, uma contendo os mapas para cada ano e outra indicando quais classes de uso e ocupação do solo são definidas como habitats de carbono azul, na qual apenas o mangue foi considerado. Como saída o modelo gerou mais duas tabelas a serem preenchidas para serem utilizadas no modelo principal, uma biofísica e outra de transição.

A tabela de transição indica para quais classes o mangue sofreu uma perturbação ao passar dos anos, devendo ser preenchida como transição de baixo, médio ou alto impacto, dependendo da classe. Além da perturbação, a tabela indica se não houve nenhuma transição ou se houve um acúmulo (cobertura persistiu ao passar dos anos). As classes utilizadas nesse

trabalho incluem: formação florestal; mangue; silvicultura; campo alagado e área pantanosa; outras formações não florestais; pastagem; mosaico de agricultura e pastagem; praia, duna e areal; área urbana; outras áreas não vegetadas; afloramento rochoso; apicum; rio, lago e oceano; outras lavouras temporárias; restinga arborizada; restinga herbácea; mangue recentemente restaurado; 10 anos de restauração. Transições de mangue para formações florestais, campos alagados, restingas e apicuns foram consideradas como de médio impacto, tendo em vista que o sedimento não foi degradado, o que minimiza a emissão do carbono estocado no sedimento. Já aquelas perturbações que alteram o solo por meio de conversões ou agricultura foram taxadas de transições de alto impacto, como foi o caso do mosaico de agricultura e pastagem, área urbana e outras áreas não vegetadas (Pendleton *et al.*, 2012).

A tabela Biofísica, também criada pelo pré-processador, requer a inserção de dados relacionados à valores de carbono, como o estoque de carbono inicial e a taxa de sequestro. Neste estudo, foram incluídos valores referentes ao carbono estocado no solo e também na biomassa. Em geral, existe uma grande lacuna de dados de estoque e sequestro de carbono azul na região. Nesse caso, os dados utilizados neste trabalho foram extraídos da literatura científica e conduzidas em regiões próximas (mais precisamente no sistema estuarino de Cananéia e Iguape), foram convertidas de C para CO₂ utilizando o fator de conversão de 3,67 (Tabela 1).

Tabela 1. Área de mangue (ha) em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, entre os anos de 1991, 2001, 2011 e 2021.

DADO	C	CO ₂ e (Dióxido de Carbono Equivalente)	REFERÊNCIA
ESTOQUE DE CARBONO INICIAL – ACIMA DO SOLO	67 toneladas C ha ⁻¹	245.89 toneladas CO ₂ e ha ⁻¹	Rovai et al. (2022)
ESTOQUE DE CARBONO INICIAL – ABAIXO DO SOLO	29 toneladas C ha ⁻¹	106.43 toneladas CO ₂ e ha ⁻¹	Rovai et al. (2022)
ESTOQUE DE CARBONO INICIAL – SOLO	281 toneladas C ha ⁻¹	1031.27 toneladas CO ₂ e ha ⁻¹	Rovai et al. (2022)
TAXA DE SEQUESTRO – BIOMASSA	4.64 toneladas C ha ⁻¹ yr ⁻¹	16.89 toneladas CO ₂ e ha ⁻¹ yr ⁻¹	Rovai et al. (2021)

TAXA DE SEQUESTRO – SOLO	2.83 toneladas C ha ⁻¹ yr ⁻¹	10.39 toneladas CO ₂ e ha ⁻¹ yr ⁻¹	Rovai et al. (2021)
---------------------------------	--	---	---------------------

2.4 Análise Dos Resultados Do Modelo

Após a inserção de ambas as tabelas, o modelo principal gera como resultados imagens (.tif) de acúmulo, estoque, emissão e sequestro (aqui definido como o valor líquido entre acumulação e emissão) de carbono azul para cada período proposto. Tais imagens foram processadas pelo software QGis versão 3.30.1 (QGis, 2023) a partir da ferramenta “Zonal Statistics”, cuja função foi calcular os valores totais dos resultados para cada raster. Os rasters também foram transformados em polígonos para calcular a área de mudança de manguezal em hectares, a partir das ferramentas “change detection” e “dissolve” (QGis, 2023). Também na visualização das mudanças, foi elaborado mapas indicando-as no QGis a partir da ferramenta "intersect", para identificar áreas sem mudanças e da ferramenta "erase", para ver os ganhos e perdas de mangue (QGis, 2023). Os resultados adquiridos para a Região Metropolitana da Baixada Santista como um todo foram transformados em gráficos a partir do pacote “barplot” e “ggplot2” do software estatístico R (R Core Team, 2023; Wickham, 2016). Já os dados calculados para cada município separadamente foram inseridos em uma planilha.

3. RESULTADOS

3.1 Variação Espaço-Temporal das Áreas de Mangue

No ano de 1991, é possível observar grandes áreas ocupadas por mosaicos de agricultura e pastagem, além de extensa área urbana principalmente nos municípios de Santos e São Vicente, sendo as principais vegetações formações florestais e restingas arborizadas. Já no ano de 2001 observa-se uma diminuição das áreas de agricultura e pastagem ao mesmo tempo que ocorre um aumento considerável de áreas de mangue no complexo estuarino de Santos-Cubatão, juntamente com a expansão de áreas de silvicultura nos municípios de Santos e Bertioga. Avançando mais dez anos, em 2011, áreas de floresta de mangue continuam a crescer entre os municípios assim como as áreas urbanas. Por fim, de 2011 para 2021, as áreas urbanas passam a ter um aumento considerável (Fig. 3). O Cenário Hipotético

de Restauração totalizou no acréscimo de 127,4 ha de mangues, enquanto a expansão urbana do cenário de Alteração expandiu 276,28 ha de áreas de palafitas (Fig. 3).

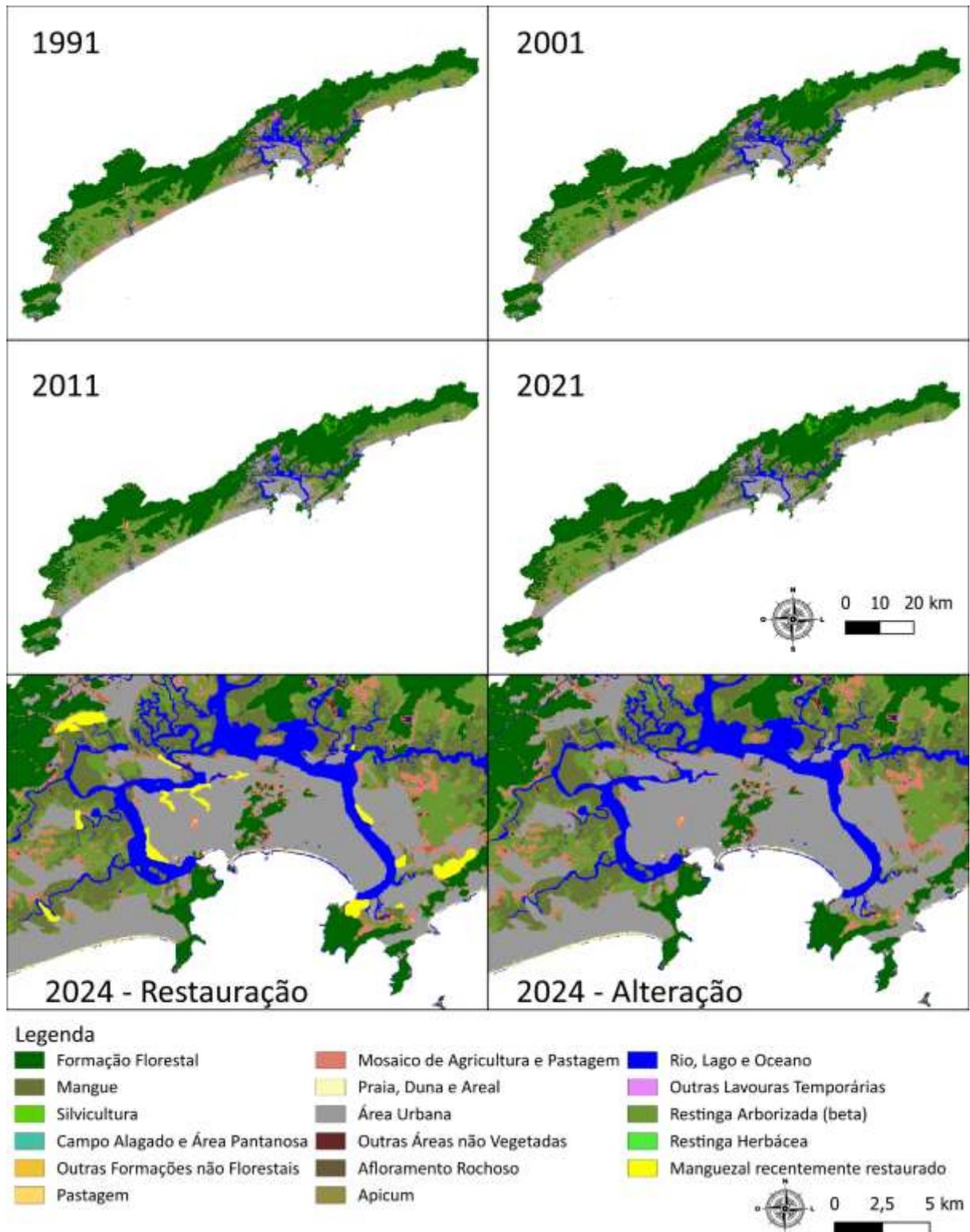


Figura 3. Mapas de uso e ocupação do solo analisados ao decorrer dos anos (1991-2021), incluindo os cenários hipotéticos de Restauração e Alteração.

A respeito das áreas de mangue ao decorrer dos anos, em 1991 a Região Metropolitana da Baixada Santista apresentou cerca de 7.533 ha e, em 2001, 8.634 ha, ocorrendo um salto de mais de 1.000 hectares neste período de dez anos. Após 2001 o crescimento dessas áreas continuou, mas em escalas menores. Por exemplo, 2011 apresentou uma área de 9.056 ha de mangue enquanto que 2021 somou 9.305 ha (Fig. 4). Tais observações são reforçadas pelos valores de mudança de mangue, que ocorreram principalmente por áreas de mosaicos de usos (áreas de agricultura e pastagem), áreas urbanas, apicuns e outras áreas não vegetadas (solos expostos). Entre 1991 e 2001 houve um grande aumento de áreas de mangue em locais antes ocupados por mosaicos de usos, totalizando 44 ha de mangues ganhos. Nesse mesmo período, comparado com os seguintes, a perda de manguezais foi pequena, sendo principalmente de 15 ha para áreas urbanas. Já entre 2001 e 2011, os ganhos principais foram nas classes de mosaicos de usos, com cerca de 17 ha, e apicuns, somando 12 ha. Entretanto houve um aumento de perdas, sendo elas de 21 ha para mosaicos de usos e 30 ha para áreas urbanas. Entre 2011 e 2021 essa perda foi maior ainda, principalmente por áreas urbanas, somando 27 ha de mangue perdidos (Fig. 4 e 5).

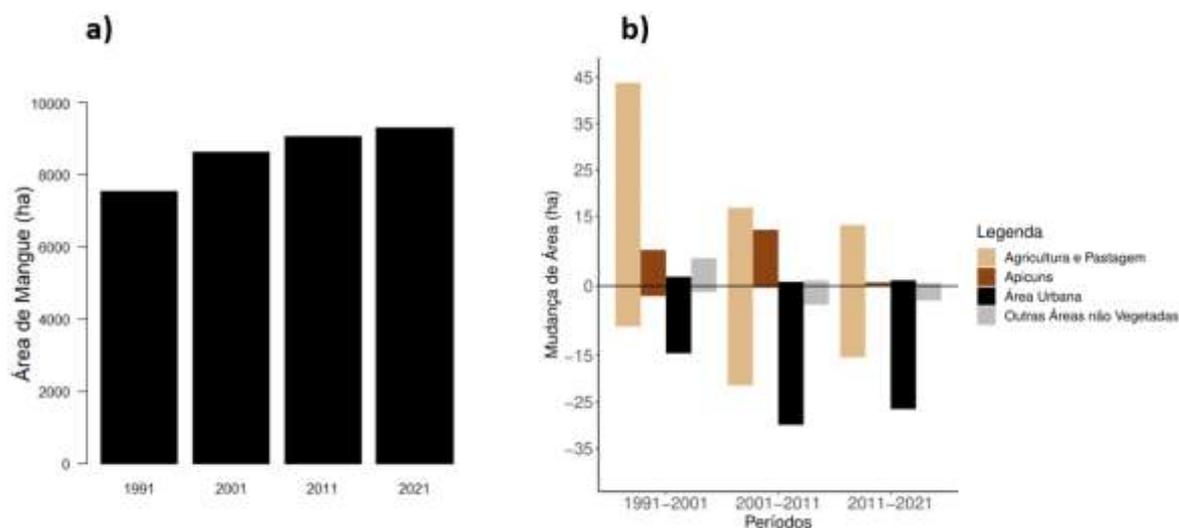


Figura 4. a) Área de mangue (ha) em cada ano analisado; b) Mudança de áreas de mangue por apicuns, área urbana, mosaico de usos e outras áreas não vegetadas. Valores positivos representam os ganhos e valores negativos as perdas.

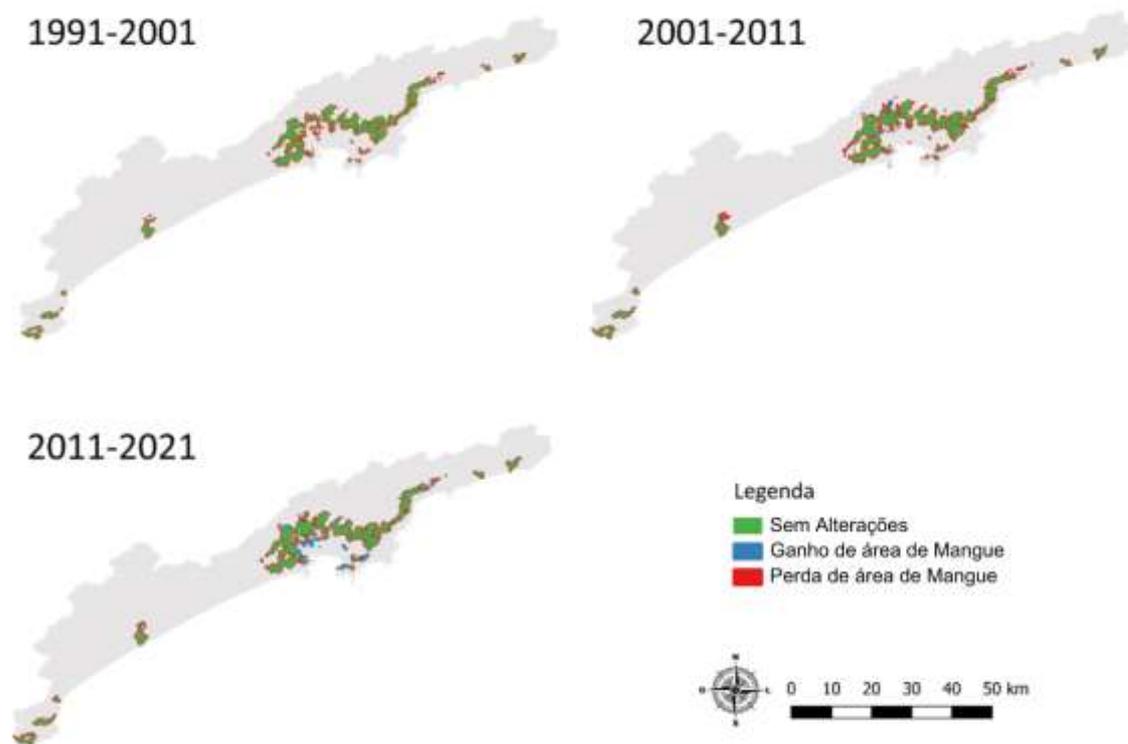


Figura 5. Perdas e ganhos de áreas de mangue ao decorrer dos períodos de 1991-2001, 2001-2011 e 2011-2021.

3.2 Cálculos dos Cenários de Manejo

As taxas de acúmulo de carbono apresentaram uma tendência de crescimento em todos os cenários (Fig. 6). Entre 1991 e 2001 a taxa de acúmulo foi de 25,1 Milhões de toneladas de CO₂e, enquanto que entre 2001 e 2011 essa taxa foi de 28,8 Milhões de toneladas de CO₂e. No cenário de Conservação, a taxa de 2011 até 2021 foi de 30,2 Milhões de toneladas de CO₂e, enquanto que os períodos de 50 e 100 anos apresentaram valores de 165,3 Milhões de toneladas de CO₂e e 330,7 Milhões de toneladas de CO₂e, respectivamente. Para o cenário de Restauração, entre 2011 e 2024 esse valor foi de 40 Milhões de toneladas de CO₂e, no período de 50 anos foi de 165,4 Milhões de toneladas de CO₂e e no de 100 anos, 330,7 Milhões de toneladas de CO₂e. Já no cenário de Alteração, de 2011 a 2024 acumulou-se 35,1 Milhões de toneladas de CO₂e, após 50 anos esse valor foi de 139,7 Milhões de toneladas de CO₂e e, após 100 anos, 286 Milhões de toneladas de CO₂e. Para ambos os períodos futuros o cenário de Conservação e Restauração apresentaram valores muito similares. Visando o período de 50 anos, o cenário de Alteração apresentou uma queda de cerca de 16% comparado com os outros cenários. Já no período de 100 anos, essa queda foi de 14%.

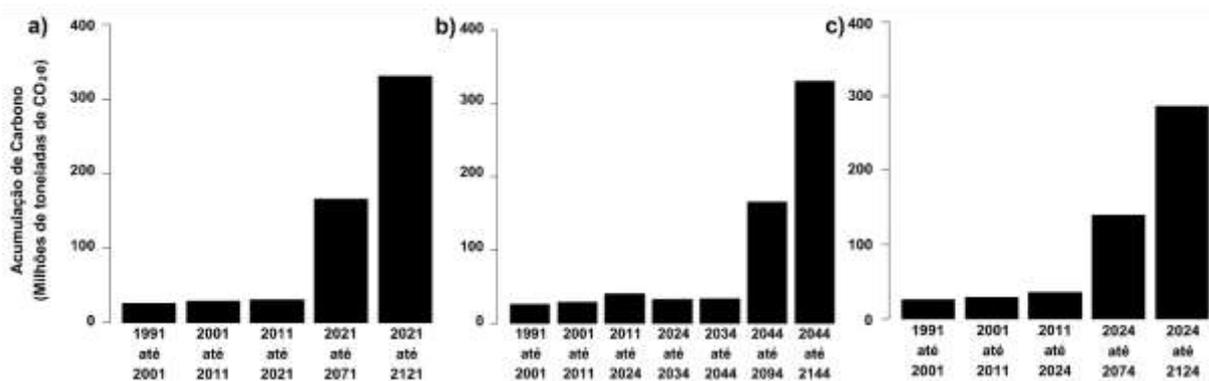
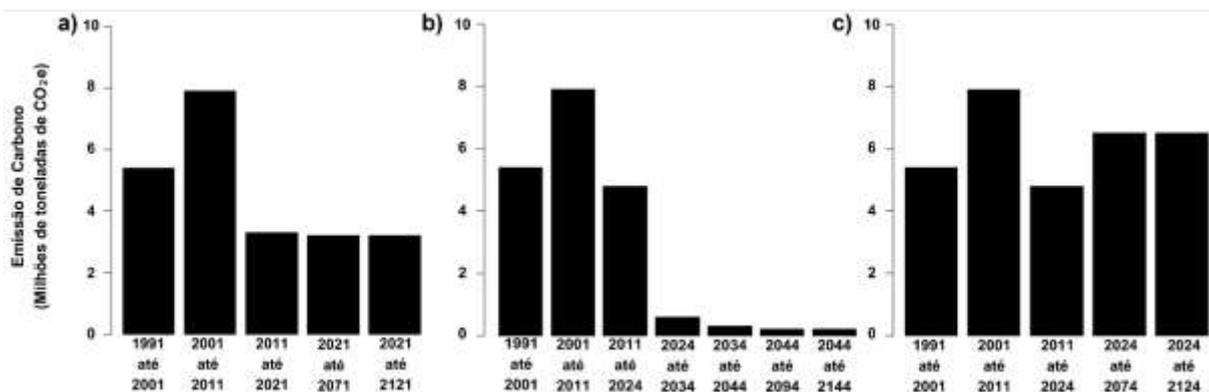


Figura 6. Quantidade de carbono acumulada, em projeção de 50-100 anos, para os cenários de (A) Conservação, (B) Restauração e (C) Alteração.

O período com a maior quantidade de carbono emitida foi o de 2001 até 2011, somando cerca de 7,9 Milhões de toneladas de CO₂e. Os períodos de 50 e 100 anos apresentaram valores iguais em cada cenário, uma vez que nossa principal premissa é que não haja alterações no cenário de conservação ou após a implementação da ação de manejo (i.e., alteração e restauração). No cenário de Conservação, esse valor foi de 3,2 Milhões de toneladas de CO₂e, enquanto que no cenário de Restauração estimamos 0,2 Milhões de toneladas de CO₂e e 6,5 Milhões de toneladas de CO₂e no cenário de Alteração. Comparado com o cenário de Conservação, o cenário de Restauração teve uma queda de 94% de emissões

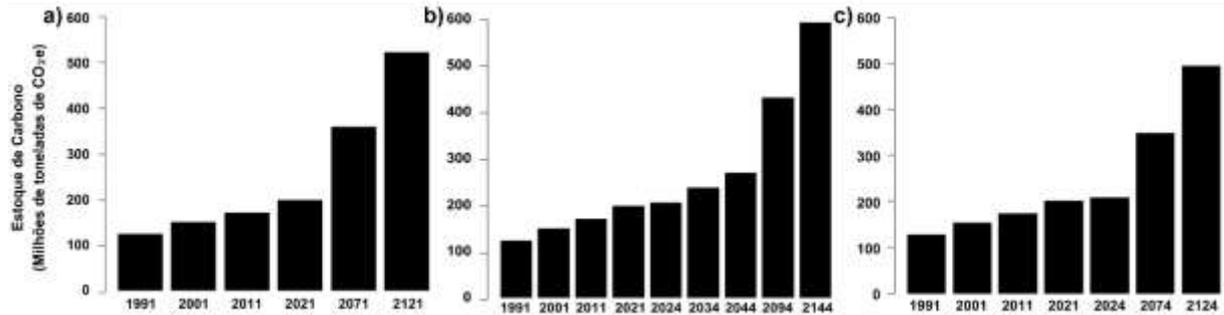


de carbono, ao mesmo tempo que o cenário de Alteração teve um aumento de 103% (Fig. 7).

Figura 7. Quantidade de carbono emitida, em projeção de 50-100 anos, para os cenários de (A) Conservação, (B) Restauração e (C) Alteração.

O estoque inicial, do ano de 1991, foi de 127,3 Milhões de toneladas de CO₂e. O cenário de Conservação apresentou um valor de 359,7 Milhões de toneladas de CO₂e para o período de 50 anos e 522,3 Milhões de toneladas de CO₂e para o período de 100 anos. No de

Restauração, em 50 anos foi estocado 432 Milhões de toneladas de CO₂e e em 100 anos, 593 Milhões de toneladas de CO₂e. Por fim, no cenário de Alteração, o período de 50 anos somou 348,1 Milhões de toneladas de CO₂e e o de 100 anos 494,4 Milhões de toneladas de CO₂e. O período de 50 anos indicou um aumento de 20% no cenário de Restauração e uma queda de



3,2% no de Alteração, comparados com o cenário de Conservação. Já no período de 100 anos, esses valores foram de mais 14% e menos 5,3% (Fig.8).

Figura 8. Quantidade de carbono estocada, em projeção de 50-100 anos, para os cenários de (A) Conservação, (B) Restauração e (C) Alteração.

Os gráficos de sequestro mostram o equilíbrio entre o acúmulo e as emissões de carbono (Fig. 9). Assim como os resultados de acumulação, os valores sequestrados foram similares entre os cenários de Conservação e Restauração e menores no de Alteração. No ano inicial, 1991, o valor de sequestro foi de 25.1 Milhões de toneladas de CO₂e. Após o período entre 2001 e 2011, houve um crescimento exponencial de carbono sequestrado. Nos últimos anos, esse valor chegou a 322,2 Milhões de toneladas de CO₂e, 321,7 Milhões de toneladas de CO₂e e 286 Milhões de toneladas de CO₂e para os cenários de Conservação, Restauração e Alteração, respectivamente. O cenário de Alteração apresentou uma queda de 12% no período de 50 anos e 11% no de 100 anos, comparado com o cenário de Conservação.

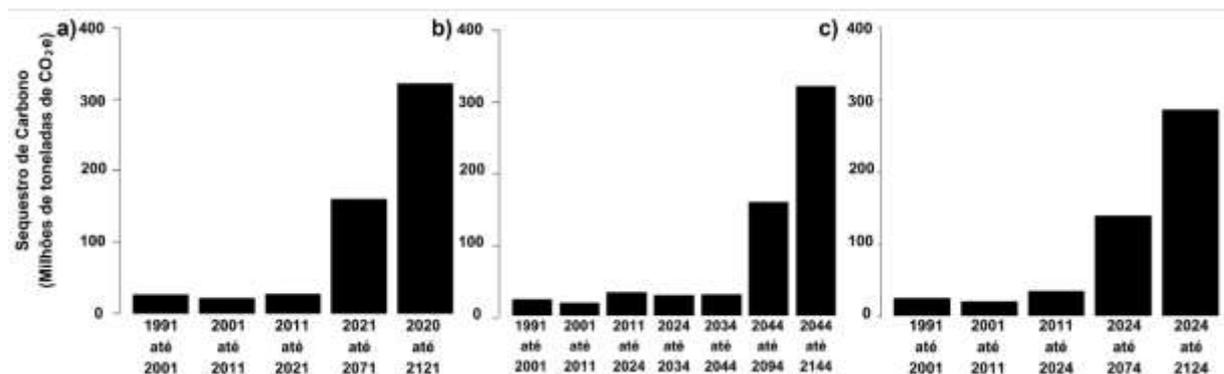


Figura 9. Quantidade de carbono sequestrada, em projeção de 50-100 anos, para os cenários de (A)

Conservação, (B) Restauração e (C) Alteração.

As maiores áreas de mangue encontram-se nos municípios de Santos, São Vicente e Cubatão (Tabela 2). O município de Mongaguá não foi incluso pois não possui área de mangue em seu território (Prefeitura Municipal de Mongaguá, 2016). No geral, observa-se que os municípios de Santos, São Vicente e Cubatão apresentam as maiores taxas de acúmulo de carbono azul. Entretanto, também são os municípios que mais emitem. Em relação ao estoque e sequestro, Santos apresenta resultados superiores a todos os outros municípios (Fig. 10). De todos os municípios, Itanhaém se destaca por exibir a menor área de mangue e consequente menor contribuição para o potencial de carbono azul da região.

Tabela 2. Área de mangue (ha) em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, entre os anos de 1991, 2001, 2011 e 2021.

ÁREA DE MANGUE (HA)				
MUNICÍPIO	1991	2001	2011	2021
BERTIOGA	1018,24	1252,46	1187,05	1244,28
CUBATÃO	667,91	1083,59	1321,30	1382,65
GUARUJÁ	899,40	1022,55	997,50	1035,00
ITANHAÉM	366,61	404,95	394,81	392,36
PERUÍBE	595,83	707,87	723,21	736,26
PRAIA GRANDE	608,17	603,91	671,93	662,77
SANTOS	2074,88	2305,87	2369,03	2439,80
SÃO VICENTE	1302,16	1252,45	1390,83	1411,47

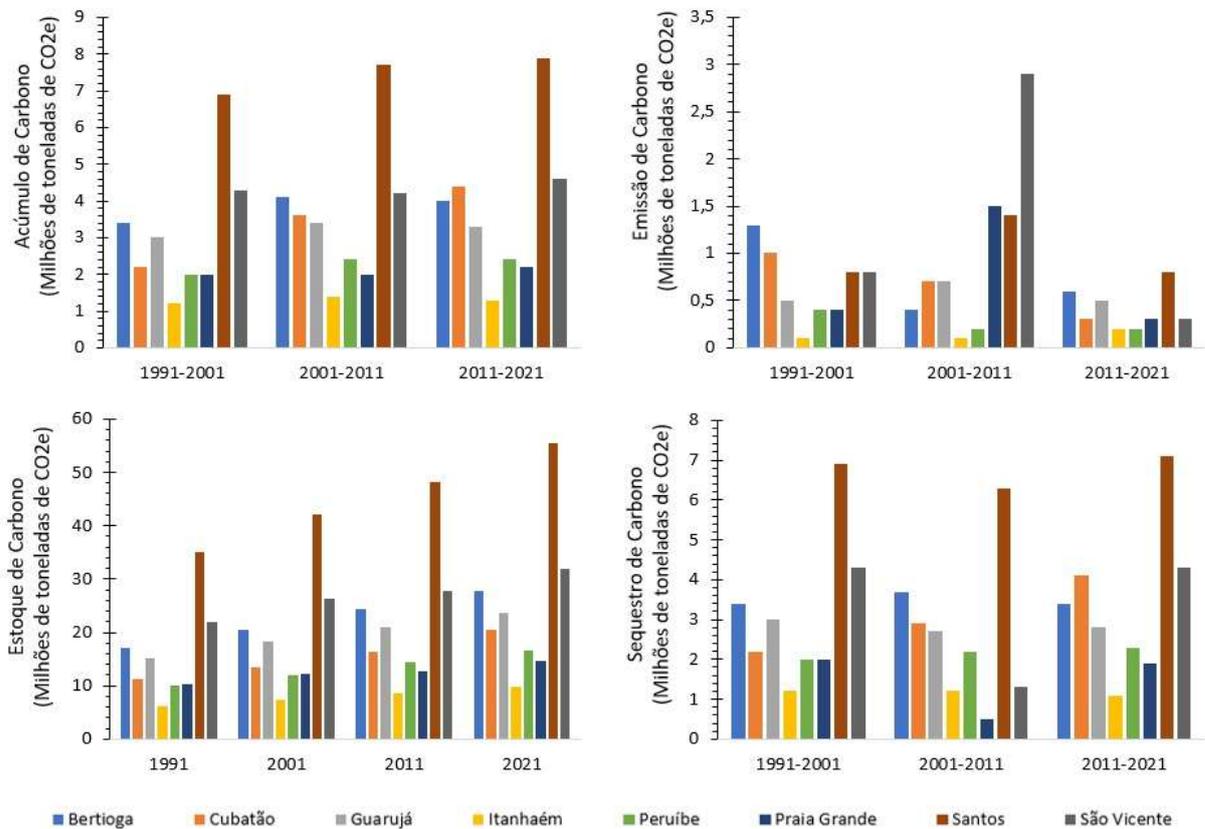


Figura 10. Taxas de carbono para cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, de 1991 a 2021.

4. DISCUSSÃO

A partir da realização deste estudo verificou-se que ainda são escassos os estudos referentes a quantificação de carbono em mangues na região da Baixada Santista, sendo utilizado valores referentes à estudos realizados no litoral sul do estado (Rovai et al., 2021). Os cálculos realizados mostraram o grande potencial que a região possui como sumidouro de carbono, contribuindo para a remoção do gás carbônico da atmosfera e, conseqüentemente, para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Kauffman, 2018). Também se averiguou que esse serviço ecossistêmico pode ser amplificado na empregabilidade de políticas voltadas à restauração dos mangues, tendo em vista que, à longo prazo, regiões restauradas sequestram e estocam mais carbono azul. Além disso, a expansão urbana, como as dos núcleos urbanos informais enfatizadas no presente estudo, quando atrelada à conversão de manguezais, podem prejudicar sua função de sequestro e amplificar as emissões do carbono sequestrado de volta a atmosfera.

Os resultados são reforçados quando comparados com uma pesquisa similar (Moritsch et al., 2021), onde também utilizou-se o modelo InVEST para a realização dos cálculos em

diferentes cenários de manejo, indicando que os cenários que propõem a restauração de ecossistemas costeiros aumentam consideravelmente o sequestro de carbono em comparação com cenários onde não há modificações dos mesmos, enquanto que em cenários onde ocorrem fragmentações e degradações dessas áreas ocorre a diminuição do sequestro e estoque de carbono, aumentando conseqüentemente suas emissões para a atmosfera.

Os resultados também mostraram uma diminuição da degradação de manguezais a partir de 2011, indicada pelos mapas de uso e ocupação do solo e também pelas menores taxas de emissões de carbono. Essa diminuição pode ter sido acarretada devido a inclusão, em 2012, de áreas de manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP), ou seja, ambientes protegidos pela legislação brasileira (Brasil, 2012). Entretanto, o desmatamento dessas áreas é permitido em casos de regularização de áreas urbanas irregulares, fator que continua causando a fragmentação desses locais (Moschetto et al., 2021). O cenário de Alteração corrobora com essa afirmação, demonstrando que a contínua expansão dessas áreas urbanas poderão prejudicar os mangues e seus respectivos serviços ecossistêmicos.

A aplicação de um cenário que visa a retirada de áreas de palafitas e implementação de mangues nesses territórios lida com diversos fatores sociais extremamente complicados. Apesar de ideal, a realocação dos moradores desses locais para uma moradia digna é um dos grandes desafios de planejamento urbano encontrados no país (Santos, 2020). Na região de estudo há a implementação de regularização fundiária (Prefeitura de Santos, 2020), definida como uma política pública destinada a reconhecer os residentes de áreas urbanas informais como cidadãos e integrá-los ao contexto legal de suas respectivas cidades (Pozzetti et al., 2020). A regularização fundiária é um instrumento frágil que, muitas das vezes, pode não solucionar o problema de garantia de moradia digna, contribuindo na agravação de impactos ambientais (Pozzetti et al., 2020). Na cidade de Santos, está em análise o projeto-piloto denominado de "Parque Palafitas", que busca a transformação da comunidade do Dique da Vila Gilda a partir de habitações sustentáveis que serão implementadas onde hoje se localizam as estruturas de palafitas (Prefeitura de Santos, 2021). Tendo em vista que tais ações são mais viáveis que a recomposição total de manguezais nessas áreas, sugere-se a realização de estudos que busquem avaliar os impactos causados nas áreas de mangue e seu carbono estocado visando a implementação da regularização fundiária. Novamente, retifica-se que o cenário de Restauração proposto pelo presente estudo se trata de um cenário hipotético, buscando quantificar os impactos que foram causados por essas habitações.

Santos, São Vicente e Cubatão foram os municípios que apresentaram os maiores valores de sequestro. Tal fator pode ser relacionado com a área de manguezal total de cada município, tendo em vista que são atualmente os três municípios com a maior extensão desse ecossistema. Apesar de possuir a maior distribuição de manguezais, Santos demonstrou uma diminuição nos valores de emissões de carbono, podendo ser utilizado como argumento para esse resultado que indica uma diminuição da degradação de mangues, instrumentos legais inseridos somente nessa cidade, como o Plano Municipal de Mudanças Climáticas, criado pelo Decreto de número 7.293 de 30 de novembro de 2015, cuja principal função é a avaliação e planejamento de ações que visam reduzir as emissões de gases do efeito estufa (Santos, 2015). Em um trabalho similar realizado a nível de município (Rosa et al., 2022), englobando Santos e São Vicente, os cálculos de sequestro de carbono, no período de 1988 a 2018, também indicaram uma taxa maior de sequestro no município de Santos, enquanto São Vicente apresentou maiores emissões.

Os gráficos de emissão demonstraram uma estagnação nos valores de carbono para os períodos de 50 e 100 anos, visando a Região Metropolitana da Baixada Santista como um todo, isso se dá devido a uma limitação do nosso estudo, uma vez que assumimos que não haveria outras alterações no uso e ocupação do solo a partir do último ano inserido devido à falta de dados de uso de ocupação do solo no futuro. Uma outra limitação foi a falta de dados de carbono azul para inserir no modelo. Nesse caso, assumiu-se que os manguezais em toda a região estocam e sequestram carbono na mesma taxa que manguezais em Cananéia e Iguape. Para uma melhor validação do modelo, é importante a realização de pesquisas futuras voltadas a quantificação de carbono no solo e na biomassa dos mangues presentes em diferentes áreas na Região Metropolitana da Baixada Santista.

A fim de aprofundar a compreensão e ampliar a perspectiva sobre o tema em questão, incentiva-se também a realização de novos estudos empregando diferentes modelos de análise, como os disponíveis pelo Verra (Verified Carbon Standard) (Verra, 2022) e, mais atualmente, o BlueCAM (Blue Carbon Accounting Model), desenvolvido por cientistas australianos (Lovelock et al., 2023). Estes estudos poderão não somente expandir o conhecimento atual, mas também permitir uma análise comparativa entre os resultados obtidos por meio de variados modelos. A exploração de uma gama diversificada de metodologias possibilita a identificação de padrões, pontos de convergência e divergência, a fim de promover uma compreensão mais completa e refinada sobre o carbono azul.

As implicações dos resultados podem gerar bons frutos no que se diz respeito às políticas públicas de planejamento do uso e ocupação do solo na região. Levando em consideração os impactos dos diferentes cenários analisados, a implementação de planejamentos que visam a proteção e recuperação de florestas de mangue pode ser vantajosa para o combate as alterações climáticas e seus efeitos negativos, já que resultaria em um maior acúmulo de carbono no solo e na biomassa desses habitats. Conjuntamente, o planejamento urbano e controle de expansões urbanas em áreas de mangue poderiam também ser enriquecido. Essas ações podem desempenhar um papel importante na prevenção de desastres e na diminuição da vulnerabilidade da população da região, sendo uma forma de adaptação baseada em ecossistemas (Forini, 2022).

Tendo em vista que o Brasil é o segundo colocado entre os países com maiores taxas de estoque de carbono em manguezais em seu território, sendo caracterizado como um grande "hotspot" de carbono azul (Beloto, 2023), torna-se necessário reforçar a importância da expansão de estudos focados em atualizar informações referentes a áreas de manguezais brasileiros e seus respectivos valores de carbono. A valorização desse serviço ecossistêmico contribui para o avanço de atividades de pagamentos por serviços ambientais no país (Brasil, 2021) ou no desenvolvimento do mercado de carbono, incentivando a restauração de mangues como fonte de renda alternativa. As altas taxas de carbono azul presentes na região a torna promissora para a realização dessas atividades (Cassiano et al., 2017). Ao mesmo tempo, a Região Metropolitana da Baixada Santista também se mostra um local excelente para o comércio de créditos de carbono, já que a recuperação dos mangues locais poderá ser convertida em forma de compensação por emissão de gases do efeito estufa (Meneguim, 2012).

5. CONCLUSÃO

A análise da modelagem de carbono azul revelou que as mudanças nos manguezais da Região Metropolitana da Baixada Santista ao longo do tempo estão conectadas com os atributos da quantidade de sequestro, estoque, acúmulo e emissão de carbono. Este argumento foi comprovado ao analisar tais quantidades de carbono comparadas com as alterações no uso do solo, mostrando que a conversão de manguezais está atrelada às baixas taxas de captura de carbono e altas taxas de emissão de carbono.

A aplicação dos cenários de gerenciamento na área de estudo foi de extrema importância pois se trata de uma região que sofre uma intensa pressão de uso do solo, principalmente pela presença de áreas de palafitas e pelos polos industriais e portuários. Os resultados dos cenários mostraram impactos positivos na função de sumidouro de carbono dos manguezais quando são protegidos e restaurados, enquanto que sua conversão por expansão urbana modifica sua capacidade de sequestro e eleva as emissões de carbono em números consideráveis.

Os resultados obtidos podem servir como base para a implementação de políticas públicas destinadas a preservar os manguezais da Região Metropolitana da Baixada Santista e corroborar com instrumentos legais regionais e locais que focam o enfrentamento às mudanças climáticas, como o Projeto Municípios Paulistas Resilientes e o Plano Municipal de Mudanças Climáticas. Os resultados também podem estimular a recuperação dos manguezais locais degradados como forma de renda, por meio do mercado de carbono e pagamentos por serviços ambientais (PSA). Também podem estimular a realização de futuros estudos que envolvam outros cenários de conflitos na região, como a expansão portuária do Porto de Santos. Concomitantemente, poderá auxiliar o Brasil no cumprimento de metas de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), da Década do Oceano e também do Acordo de Paris.

6. REFERÊNCIAS

- Beloto, N. et al. 2023. Blue carbon stock heterogeneity in Brazilian mangrove forests: A systematic review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 197, p. 115694.
- Bouillon, S. et al. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochem Cy*, 22(2).
- Brasil. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*.
- Brasil. 2021. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Disponível em: http://planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm. Acesso em: 20 out. 2023.
- Bryan-Brown, D. N. et al. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Sci Rep* 10, 7117.

- Cassiano, L. A. et al. 2017. Pagamento por serviços ambientais: uma alternativa para a preservação das áreas de mangue do estuário Rio Paraíba.
- Costa, M. D. P. et al. 2022. Modelling blue carbon farming opportunities at different spatial scales. *Journal of Environmental Management*, v. 301, p. 113813.
- Costanza, R. et al. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ Chang*, 26: 152-158.
- Ellison, A. M. et al. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front Ecol Environ*, 3(9): 479-486.
- Forini, H. A. 2022. Adaptação baseada em ecossistemas (ABE) para redução de riscos e desastres: um estudo no município de Santos-SP.
- Friess, D. A. et al. 2020. Ecosystem Services and Disservices of Mangrove Forests and Salt Marshes. *Oceanogr Mar Biol*, 58: 107–142.
- Himes-Cornell, A. et al. 2018. Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. *Ecosyst Serv*, 30:36-48.
- Hortellani, M. A. et al. 2005. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos-São Vicente estuarine system, São Paulo state, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 16, p. 1140-1149.
- Howard, J. et al. 2017. The potential to integrate blue carbon into MPA design and management. *Aquat Conserv*, 27: 100-115.
- IBGE. 2010. Aglomerados subnormais: Primeiros resultados. Rio de Janeiro: Ministério Do Planejamento, Ornamento e Gestão Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, v. 201, n. 1.
- ICMBIO. 2018. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Atlas dos Manguezais do Brasil, 176p.
- Instituto Pólis, 2012. Resumo Executivo Santos, Observatório Litoral Sustentável, Instituto Pólis, São Paulo.
- Kauffman, J. B. et al. 2018. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. *Ecol Evol*, 8(11): 5530-5540.
- Leal, M. et al. 2022. The State of the World's Mangroves 2022. Global Mangrove Alliance.
- Lima, C. O.; & Oliveira, R. C. 2011. Análise ambiental de ocupação nas áreas de manguezais no município de Santos-SP. *Revista Geográfica de América Central*, v. 2, p. 1-13.
- Lovelock, C. E. & Reef, R. 2020. Variable Impacts of Climate Change on Blue Carbon. *One Earth*. 3. 195-211. 10.1016/j.oneear.2020.07.010.

- Lovelock, C. E. et al. 2023. An Australian blue carbon method to estimate climate change mitigation benefits of coastal wetland restoration. *Restoration Ecology*, v. 31, n. 7, p. e13739.
- Mcleod, E. et al. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 10, p. 552-560.
- Meneguim, F. B. 2012. O que é o mercado de carbono e como ele opera no Brasil. *Brasil economia e governo*, v. 28.
- Moritsch, M. M. et al. 2021. Estimating blue carbon sequestration under coastal management scenarios. *Science of the Total Environment*, v. 777, p. 145962.
- Moschetto, F. A. et al. 2021. Urban expansion, regeneration and socioenvironmental vulnerability in a mangrove ecosystem at the southeast coastal of São Paulo, Brazil. *Ocean Coast Manage*, p. 105418.
- Nalon, M. A. et al. 2022. Inventário da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo. São Paulo: SIMA/IPA. 238p.
- Natural Capital Project. 2022. InVEST 3.13.0 User's Guide. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, and Stockholm Resilience Centre.
- Nellemann, C., & Corcoran, E. (Eds.). 2009. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. UNEP/Earthprint.
- Pendleton, L. et al. 2012. Estimating Global "Blue Carbon" Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE* 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>.
- Pham, H. T. et al. 2021. Ecological Valuation and Ecosystem Services of Mangroves. *Mangroves: Ecology, Biodiversity and Management*, p. 439-454.
- Pozzetti, V. C. et al. 2020. Impactos da legitimação fundiária no meio ambiente urbano. *Revista Juridica*, v. 2, n. 59, p. 283-310.
- Prefeitura de Santos. 2020. Regularização fundiária. Disponível em: <<https://www.santos.sp.gov.br/?q=institucional/regularizacao-fundiaria>>. Acesso em: 20 out. 2023.
- Prefeitura de Santos. 2021. Projeto pretende transformar Dique na Zona Noroeste de Santos com habitações sustentáveis. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=noticia/projetopretende-transformar-dique-na-zona-noroeste-de-santos-com-habitacoes-sustentaveis>> Acesso em: 20 out. 2023.

Prefeitura Municipal de Mongaguá. 2016. Produto 02 - Georreferenciamento dos Atrativos e Equipamentos Turísticos. Plano de Desenvolvimento Integrado do Turismo Sustentável - (PDITS) - Mongaguá/SP.

PROJETO MAPBIOMAS. 2022. Coleção 7 (1985-2021) da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil.

QGIS [software GIS]. Versão 3.30.1. 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rogers, K. 2021. Accommodation space as a framework for assessing the response of mangroves to relative sea-level rise. *Singapore Journal of Tropical Geography*, v. 42, n. 2, p. 163-183.

Rosa, L. N. et al. 2022. Modelling spatial-temporal changes in carbon sequestration by mangroves in an urban coastal landscape. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 276: p. 108031.

Rovai, A. S. et al. 2021. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecol Manag*, 479: p. 118553.

Rovai, A. S. et al. 2022. Brazilian mangroves: blue carbon hotspots of national and global relevance to natural climate solutions. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 4, p. 217.

Santos. 2015. Decreto no 7.293 de 30 de novembro de 2015. Cria a Comissão Municipal de Adaptação à Mudança do Clima. Disponível em: https://www.santos.sp.gov.br/static/files_www/dec_729_de_30-11-2015.pdf. Acesso em: 20 out. 2023.

Santos, A. M. P. S. 2020. Política urbana no Brasil: a difícil regulação de uma urbanização periférica. *Geo UERJ*, n. 36, p. 47269.

Soares, M. O. et al. 2022. Blue Carbon Ecosystems in Brazil: overview and an urgent call for conservation and restoration; *Frontiers in Marine Science* (2022): 446.

Verra. 2022. Who we are - Verra. Disponível em: <https://verra.org/about/overview/>. Acesso em: 20 out. 2023.

Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

7. APÊNDICES

APÊNDICE A – Tabelas de Taxas de Carbono dos Municípios Analisados

Tabela 3. Quantidade de carbono acumulada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Conservação.

CONSERVAÇÃO	ACÚMULO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)					
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2021	2021-2071	2021-2121
BERTIOGA		3.4	4.1	4	20.5	41.1
CUBATÃO		2.2	3.6	4.4	25	50
GUARUJÁ		3	3.4	3.3	22.3	44.7
ITANHAÉM		1.2	1.4	1.3	6.5	13
PERUÍBE		2	2.4	2.4	11.9	23.8
PRAIA GRANDE		2	2	2.2	11.1	22.4
SANTOS		6.9	7.7	7.9	41.4	82.8
SÃO VICENTE		4.3	4.2	4.6	26.4	52.9

Tabela 4. Quantidade de carbono acumulada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Restauração.

RESTAURAÇÃO	ACÚMULO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)							
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2034	2034-2044	2044-2094	2044-2144
BERTIOGA		3.4	4.1	5.2	4.1	4.1	20.5	41.1
CUBATÃO		2.2	3.6	5.9	4.9	5	25	50
GUARUJÁ		3	3.4	4.7	4.2	4.4	22.4	44.7
ITANHAÉM		1.2	1.4	1.7	1.3	1.3	6.5	13
PERUÍBE		2	2.4	3.1	2.4	2.4	11.9	23.8
PRAIA GRANDE		2	2	2.9	2.2	2.2	11.2	22.4
SANTOS		6.9	7.7	10.4	8.2	8.3	41.4	82.8
SÃO VICENTE		4.3	4.2	6.2	5.2	5.4	26.4	52.9

Tabela 5. Quantidade de carbono acumulada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Alteração.

ALTERAÇÃO	ACÚMULO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)					
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2074	2024-2124
BERTIOGA		3.4	4.1	5.2	20.5	41.1
CUBATÃO		2.2	3.6	5.9	21.7	43.3
GUARUJÁ		3	3.4	4.7	16.5	33.1
ITANHAÉM		1.2	1.4	1.7	6.5	13
PERUÍBE		2	2.4	3.1	11.9	23.8
PRAIA GRANDE		2	2	2.9	10.3	20.7
SANTOS		6.9	7.7	10.4	40.2	80.4
SÃO VICENTE		4.3	4.2	6.2	22.7	45.5

Tabela 6. Quantidade de carbono emitida em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Conservação.

CONSERVAÇÃO	EMIÇÃO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)					
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2021	2021-2071	2021-2121
BERTIOGA		1.3	0.4	0.6	0.3	0.3
CUBATÃO		1	0.7	0.3	0.2	0.2
GUARUJÁ		0.5	0.7	0.5	0.3	0.3
ITANHAÉM		0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
PERUÍBE		0.4	0.2	0.2	0.3	0.3
PRAIA GRANDE		0.4	1.5	0.3	0.6	0.6
SANTOS		0.8	1.4	0.8	0.5	0.5
SÃO VICENTE		0.8	2.9	0.3	0.9	0.9

Tabela 7. Quantidade de carbono emitida em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Restauração.

RESTAURAÇÃO	EMIÇÃO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)							
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2034	2034-2044	2044-2094	2044-2144
BERTIOGA		1.3	0.4	0.8	0.04	0.01	0.009	0.009
CUBATÃO		1	0.7	0.4	0.08	0.05	0.02	0.02
GUARUJÁ		0.5	0.7	0.6	0.06	0.05	0.02	0.02
ITANHAÉM		0.1	0.1	0.3	0.008	0.003	0.002	0.002
PERUÍBE		0.4	0.2	0.3	0.01	0.004	0.003	0.003
PRAIA GRANDE		0.4	1.5	0.6	0.1	0.04	0.03	0.03
SANTOS		0.8	1.4	1	0.09	0.05	0.02	0.02
SÃO VICENTE		0.8	2.9	0.7	0.2	0.1	0.05	0.05

Tabela 8. Quantidade de carbono emitida em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Alteração.

ALTERAÇÃO	EMIÇÃO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)					
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2074	2024-2124
BERTIOGA		1.3	0.4	0.8	0.06	0.06
CUBATÃO		1	0.7	0.4	2.4	2.5
GUARUJÁ		0.5	0.7	0.6	1.3	1.3
ITANHAÉM		0.1	0.1	0.3	0.01	0.01
PERUÍBE		0.4	0.2	0.3	0.02	0.02
PRAIA GRANDE		0.4	1.5	0.6	1	1
SANTOS		0.8	1.4	1	0.3	0.3
SÃO VICENTE		0.8	2.9	0.7	1.3	1.3

Tabela 9. Quantidade de carbono estocada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Conservação.

CONSERVAÇÃO	ESTOQUE DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)						
	MUNICÍPIO	1991	2001	2011	2021	2071	2121
BERTIOGA		17.2	20.6	24.3	27.7	47.8	68.3
CUBATÃO		11.3	13.5	16.4	20.5	45	69.8
GUARUJÁ		15.2	18.2	20.9	23.7	45.7	67.9
ITANHAÉM		6.2	7.4	8.7	9.8	16.1	22.6
PERUÍBE		10.1	12.1	14.3	16.5	28.2	40
PRAIA GRANDE		10.3	12.3	12.8	14.7	24.7	35.3
SANTOS		35	42	48.2	55.4	95.8	136.9
SÃO VICENTE		22	26.3	27.7	32	56.3	81.6

Tabela 10. Quantidade de carbono estocada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Restauração.

RESTAURAÇÃO	ESTOQUE DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ E)									
	MUNICÍPIO	1991	2001	2011	2021	2024	2034	2044	2094	2144
BERTIOGA		17.2	20.6	24.3	27.7	28.7	32.7	36.7	56.8	77
CUBATÃO		11.3	13.5	16.4	20.5	21.8	26.5	31.4	55.8	80.3
GUARUJÁ		15.2	18.2	20.9	23.7	24.9	29	33.3	55.2	77.1
ITANHAÉM		6.2	7.4	8.7	9.8	10.1	11.3	12.6	19.1	25.5
PERUÍBE		10.1	12.1	14.3	16.5	17.1	19.4	21.8	33.6	45.4
PRAIA GRANDE		10.3	12.3	12.8	14.7	15.1	17	19.1	29.5	40
SANTOS		35	42	48.2	55.4	57.6	65.5	73.6	114.2	154.9
SÃO VICENTE		22	26.3	27.7	32	33.1	37.7	42.7	67.7	92.8

Tabela 11. Quantidade de carbono estocada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Alteração.

ALTERAÇÃO	ESTOQUE DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)						
	MUNICÍPIO	1991	2001	2011	2021	2024	2074
BERTIOGA	17.2	20.6	24.3	27.7	28.7	48.8	68.9
CUBATÃO	11.3	13.5	16.4	20.5	21.8	40.7	62
GUARUJÁ	15.2	18.2	20.9	23.7	24.9	39.8	55.9
ITANHAÉM	6.2	7.4	8.7	9.8	10.1	16.5	22.9
PERUÍBE	10.1	12.1	14.3	16.5	17.1	28.9	40.7
PRAIA GRANDE	10.3	12.3	12.8	14.7	15.1	23.7	33.3
SANTOS	35	42	48.2	55.4	57.6	96.6	136.1
SÃO VICENTE	22	26.3	27.7	32	33.1	53.1	74.5

Tabela 12. Quantidade de carbono sequestrada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Conservação.

CONSERVAÇÃO	SEQUESTRO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)				
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2021	2021-2071
BERTIOGA	3.4	3.7	3.4	20.1	40.6
CUBATÃO	2.2	2.9	4.1	24.6	49.4
GUARUJÁ	3	2.7	2.8	21.9	44.1
ITANHAÉM	1.2	1.2	1.1	6.3	12.8
PERUÍBE	2	2.2	2.3	11.6	23.5
PRAIA GRANDE	2	0.5	1.9	10	20.6
SANTOS	6.9	6.3	7.1	40.5	81.5
SÃO VICENTE	4.3	1.3	4.3	24.4	49.7

Tabela 13. Quantidade de carbono sequestrada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Restauração.

RESTAURAÇÃO	SEQUESTRO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO ₂ e)						
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2034	2034-2044	2044-2094
BERTIOGA	3.4	3.7	4.4	4	4	20.1	40.3
CUBATÃO	2.2	2.9	5.4	4.7	4.8	24.5	49
GUARUJÁ	3	2.7	4	4.1	4.3	21.9	43.8
ITANHAÉM	1.2	1.2	1.4	1.3	1.3	6.4	12.9
PERUÍBE	2	2.2	2.8	2.3	2.4	11.8	23.6
PRAIA GRANDE	2	0.5	2.3	1.9	2	10.4	20.9
SANTOS	6.9	6.3	9.3	7.9	8.1	40.6	81.2
SÃO VICENTE	4.3	1.3	5.4	4.7	5	25	50

Tabela 14. Quantidade de carbono sequestrada em cada município da Região Metropolitana da Baixada Santista, para o cenário de Alteração.

ALTERAÇÃO	SEQUESTRO DE CARBONO (MILHÕES DE TONELADAS DE CO₂e)					
	MUNICÍPIO	1991-2001	2001-2011	2011-2024	2024-2074	2024-2124
BERTIOGA		3.4	3.7	4.4	20.1	40.2
CUBATÃO		2.2	2.9	5.4	18.9	40.2
GUARUJÁ		3	2.7	4	14.8	31
ITANHAÉM		1.2	1.2	1.4	6.4	12.8
PERUÍBE		2	2.2	2.8	11.8	23.6
PRAIA GRANDE		2	0.5	2.3	8.6	18.2
SANTOS		6.9	6.3	9.3	39.1	78.5
SÃO VICENTE		4.3	1.3	5.4	20.1	41.4