

O IMPACTO DA CARCINICULTURA E PERDA DE HABITATS COSTEIROS ENTRE 1985 E 2021: UMA ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL NO TERRITÓRIO DE IDENTIDADE DO BAIXO SUL DA BAHIA, BRASIL

Kevin Antonio Tomala Perez ¹

George Olavo Mattos e Silva ²

Pedro Manuel Villa ³

Taise Bomfim de Jesus ⁴

RESUMO

Os diferentes tipos de habitats costeiros do Brasil estão sendo ameaçados pelas atividades antrópicas. O objetivo deste trabalho foi mapear a zona costeira do Baixo Sul da Bahia, por meio de dados de sensoriamento remoto do uso e cobertura do solo, para assim quantificar a perda e ganho de áreas naturais e das atividades antrópicas, como a carcinicultura. Foram usados dados de uso e cobertura gerados pelo MapBiomas (coleção 7) e modelos lineares para testar a perda ou ganho entre variáveis. Resultados mostraram que a carcinicultura foi a responsável por perdas significativas de habitats de campos alagados, manguezais e apicuns, consideradas Áreas de Proteção Permanente (APP) na legislação brasileira. O levantamento da distribuição espacial e variação temporal, ajudou a mapear e identificar os principais vetores de perda de habitats costeiros, destacando-se a expansão urbana, da agropecuária e da carcinicultura como agentes de perda de manguezal, apicum, restinga e floresta.

PALAVRAS-CHAVE: Uso e cobertura do solo, Ecossistemas costeiros, Carcinicultura.

THE IMPACT OF SHRIMP FARMING AND THE LOSS OF COASTAL HABITATS BETWEEN 1985 AND 2021: A SPATIO-TEMPORAL ANALYSIS IN THE IDENTITY TERRITORY OF BAIXO SUL, BAHIA, BRAZIL

ABSTRACT

The diverse coastal habitats of Brazil are increasingly threatened by anthropogenic activities. This study aimed to map the coastal zones of the Baixo Sul region of Bahia using remote sensing data on land use and land cover, in order to quantify natural areas loss and gain, as well as anthropogenic activities such as shrimp farming. Land use and cover data from MapBiomas (collection 7) were used, alongside linear models to assess loss or gain between variables. Results indicated that shrimp farming was responsible for significant losses in wetland fields, mangroves, and apicuns habitats key areas classified as Permanent Preservation Areas (APP), under Brazilian environmental legislation. The spatial distribution and temporal variation analysis helped to map and identify the main drivers of coastal habitat loss, highlighting urban expansion, agriculture and shrimp farming as agents of loss of mangroves, apicum, restinga vegetation and forests.

KEYWORDS: Use and land cover, Coastal ecosystems, Shrimp farming

¹ Mestre em Ciências Ambientais e Doutorando em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), kewiintomy18@gmail.com

² Doutor em Oceanografia e Professor Adjunto da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), gomsilva@uefs.br

³ Doutor em Botânica e Professor Visitante do Programa de Pós-graduação em Botânica da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), pmvilla@uefs.br

⁴ Doutora em Ecologia e Recursos Naturais e Professora Adjunta da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), taise@uefs.br

EL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD CAMARONERA Y LA PÉRDIDA DE HABITATS COSTEROS ENTRE 1985 E 2021: UM ANÁLISIS ESPACIO- TEMPORAL ENTRE 1985 E 2021 EN EL TERRITORIO DE IDENTIDAD DE BAIXO SUL DE BAHIA, BRASIL

RESUMEN

Los diferentes tipos de hábitats costeros de Brasil están siendo amenazados por las actividades antrópicas. El objetivo de este estudio fue mapear la zona costera del territorio del Baixo Sul de Bahía, por medio de datos de sensores remotos sobre el uso y la cobertura del suelo, para así cuantificar la pérdida y ganancia de áreas naturales, así como las actividades antrópicas, con énfasis en la actividad camaronera. Se utilizaron datos de uso y cobertura generados por MapBiomass (colección 7) y se aplicaron modelos lineales para evaluar la pérdida y ganancia entre variables. Los resultados mostraron que la actividad camaronera fue responsable de la pérdida de hábitats de campos inundados, manglares y apicuns, consideradas Áreas de Protección Permanente (APP) según la legislación brasileña. El análisis de la distribución espacial y de la variación temporal ayudó a mapear e identificar los principales vectores de pérdida de hábitats costeros destacando la expansión urbana, la agricultura y el cultivo de camarones como agentes de pérdida de manglares, apicuns, vegetación de restinga y bosques.

PALABRAS CLAVE: Uso y cobertura de suelo, Ecosistemas costeros, Actividad Camaronera.

INTRODUÇÃO

No Brasil, a extensão da zona costeira varia consideravelmente, com aproximadamente 9.200km de linha de costa e abrigando aproximadamente 18% da população (DINIZ, 2021; MMA, 2010; NOGUEIRA, 2006). Nele destaca-se o bioma Mata Atlântica, considerado um dos ecossistemas mais fragmentados, já que apenas mantem entre 11 e 16% dos bosques remanescentes (SOUZA et al., 2022). No entanto, os diferentes tipos de habitats da zona costeira (manguezais, restingas, lagoas, estuários e praias) estão sendo ameaçados pela pressão da ocupação humana e desenvolvimento industrial (SOUZA et al., 2018). As intervenções realizadas sobre esses ecossistemas modificam as comunidades vegetais e a dinâmica dos processos dos ecossistemas costeiros (ICMBIO, 2018). Por exemplo, existem ameaças que constantemente alteram a qualidade d'água e que comprometem não só à flora e fauna, mas também às populações humanas que dependem diretamente dos recursos naturais (VALENTINI et al., 2012). Além disso, esta situação promove à diminuição na oferta dos recursos, serviços e bens que agregam um valor econômico e ambiental às comunidades tradicionais e setores que dependem deles para se desenvolver (MOREIRA, 2008; SOUZA et al., 2018).

Nas regiões costeiras, existem extensas áreas de manguezais, restingas e também lagunas, estuários e florestas litorâneas, consideradas como ecossistemas componentes do bioma da Mata Atlântica. Essas áreas constituem habitats de grande importância para a

manutenção da biodiversidade, atividades econômica e culturais na zona costeira (DÍAZ; MARTÍNEZ-SILVA, 2009; LÁZARO, 2009; RODRIGUES; FILHO, 2020). Neles se estabeleceram populações humanas que desenvolveram culturas particulares que se caracterizam por modos de vida específicos, de grande dependência dos recursos naturais renováveis (DIEGUES, 1995). Ribeiro et al. (2014) e Camargo; Pouey (2005), destacam que em várias regiões costeiras os manguezais são frequentemente derrubados para a construção de tanques aquícolas e construção de canais para a condução de água para o abastecimento por gravidade.

A aquicultura é uma atividade que inclui o cultivo de organismos aquáticos para consumo, sendo a carcinicultura caracterizada por produzir camarão marinho. Uma atividade econômica que atualmente está em franco crescimento no Brasil, principalmente no Nordeste do país (ICMBIO, 2018; NICOLAU, 2006), considerada por alguns autores como uma das atividades aquícolas mais promissoras atualmente (LIMA et al., 2020), capaz de promover desenvolvimento social e econômico (BARBOSA, 2018; RIBEIRO et al., 2014).

O crescimento acelerado da carcinicultura ganhou muita relevância sobretudo nas faixas litorâneas onde ocorrem manguezais, apicuns, restingas arbóreas e arbustivas, campos alagados e praias, definidas pelo MapBiomass (2022) como classes de cobertura do solo, influenciadas direta e indiretamente pelas atividades antrópicas. Principalmente os manguezais, áreas de alto valor ecossistêmico e sensibilidade ambiental, frequentemente transformados em grandes zonas de produção. Segundo Rios; Germani (2008), a localização e construção dos viveiros de cultivo de camarões requerem grandes extensões de manguezais, onde é frequente observar supressão vegetal e lançamentos de efluentes dessas atividades (NICOLAU, 2006; SILVA, 2020), uma vez que o sistema de drenagem natural dos manguezais contam com uma dinâmica hidrológica e localização geográfica ótimas para a produção de camarão (GUALBERTO; SOUSA; BEZERRA, 2023).

No Estado da Bahia, a carcinicultura em escala comercial teve início antes de 1985, com a introdução da espécie *L. vannamei* pela empresa “Maricultura da Bahia”, em um sistema de produção semi-intensiva usando o dobro das densidades de cultivo usadas pela maioria das fazendas na época (FERRAZ, 2018). Desde então, a expansão constantemente e desordenada dos cultivos resultou em transformações significativas na cobertura e uso da terra, impactando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas costeiros baianos. Mapear o processo dessa

expansão para avaliação, planejamento e ordenamento da atividade de forma fundamentada tem se tornado um desafio para a gestão ambiental e o gerenciamento costeiro na Bahia.

Para esse tipo de mapeamento, podem ser utilizadas ferramentas de sensoriamento remoto para a obtenção de dados espaciais por meio de imagens de satélites que visem identificar essas áreas de cultivo (VILARINHO; MENEZES; VIEIRA, 2023). Através da iniciativa MapBiomass, é possível detectar as mudanças no uso e cobertura da terra a partir da visualização e consulta de imagens orbitais em séries históricas dos biomas do Brasil, permitindo gerar mosaicos das classes de uso e cobertura, como também disponibilizar dados estatísticos e informações sobre a transição no uso e cobertura da terra (BARBOSA, 2019; MAPBIOMASS, 2022).

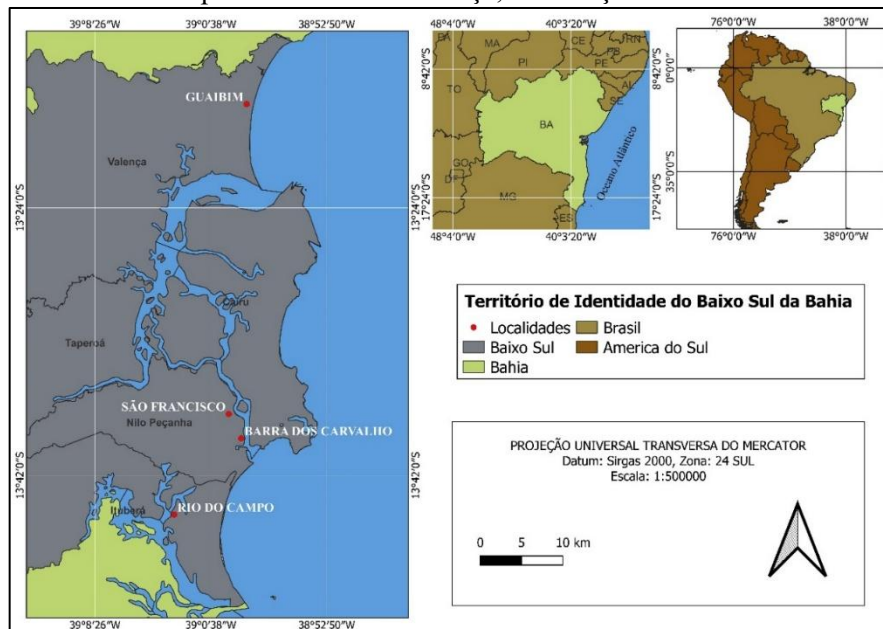
No presente estudo, foi realizado o mapeamento dos empreendimentos de carcinicultura e de outros usos e cobertura do solo na zona costeira de três municípios da região do Território de Identidade do Baixo Sul, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil, com o objetivo de avaliar as perdas e ganhos de áreas de habitats de importantes ecossistemas costeiros em relação às atividades antrópicas, tendo como principal interesse a atividade de carcinicultura.

METODOLOGIA

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no Território do Baixo Sul da Bahia, entre as coordenadas 038°54'34.48"O/13°60'20.44"S e 039°00'50.38"O/13°54'59.46"S, abrangendo os municípios de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá, onde foram identificados empreendimentos de carcinicultura (Figura 1). Na área de estudo foram delimitadas quatro localidades representativas dessas atividades de cultivo de camarões: Guaibim (Valença), Barra dos Carvalhos e São Francisco (Nilo Peçanha) e Rio do Campo (Ituberá). Além da presença de empreendimentos de carcinicultura, a seleção dessas áreas baseou-se também em critérios ambientais e de relevância ecológica, por estarem inseridas em áreas de ecossistemas costeiros de alto valor ambiental incluindo manguezais, restingas e apicuns que vêm sendo progressivamente ocupados por tanques ou sistemas de carcinicultura, configurando zonas de conflito entre conservação e uso produtivo.

Figura 01 - Área de estudo na microrregião do Território de Identidade do Baixo Sul da Bahia, Brasil. São indicadas as localidades onde estão estabelecidos os empreendimentos de carcinicultura nos municípios costeiros de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá.

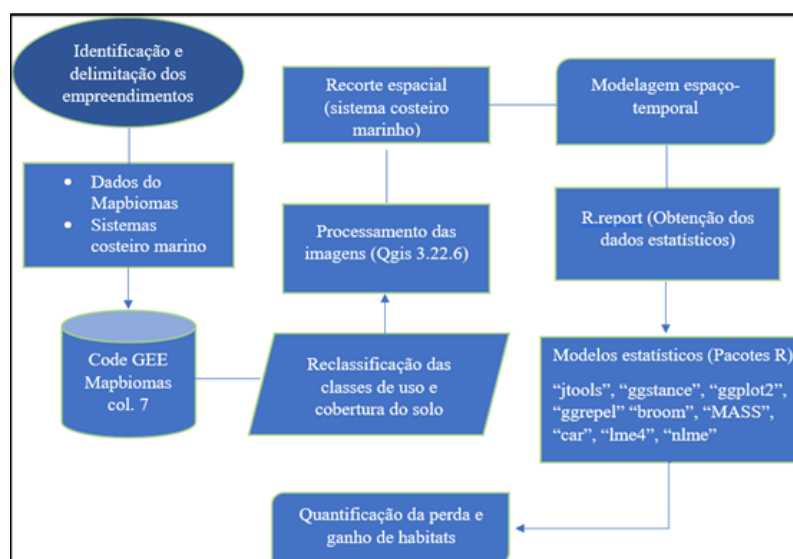


Fonte: Elaborado pelo autor

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Para a escolha da área de estudo foram utilizados procedimentos metodológicos tal e como é mostrado na Figura 2, onde se observa o fluxograma geral do estudo.

Figura 02 - Fluxograma geral do procedimento metodológico desenvolvido no estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor

Com o intuito de reunir informações sobre o panorama da carcinicultura, as condições ambientais das áreas analisadas e os principais tipos de ecossistemas costeiros, a pesquisa

bibliográfica permitiu aprimorar e atualizar o conhecimento teórico, fundamentando-se em contribuições científicas já consolidadas sobre o tema (GARCIA, 2016; SOUSA; OLIVEIRA; ALVES, 2021). A partir desse referencial, desenvolveu-se a pesquisa experimental, envolvendo saídas de campo e a utilização de dados e variáveis ambientais para testar hipóteses e estabelecer relações de causa e efeito (MANZATO; SANTOS, 2012; LUNETTA; GUERRA, 2023). Após a identificação das áreas de estudo, procedeu-se à delimitação das áreas de carcinicultura por meio de imagens de sensoriamento remoto de alta resolução obtidas no Google Earth, utilizando análise visual e interpretação das feições para identificar alvos que não foram reconhecidos automaticamente pelo mapeamento do MapBiomias, Coleção 7.

PROCESSAMENTO DOS DADOS

O processamento dos dados teve início com a obtenção das informações de uso e cobertura da terra disponibilizadas pela Coleção 7 do MapBiomias. Esses dados foram posteriormente processados na plataforma Google Earth Engine (GEE), utilizando o Code Editor, para a reclassificação das classes temáticas de uso e cobertura do solo em formato GeoTIFF, considerando principalmente as áreas sob influência da carcinicultura sobre os habitats costeiros.

A partir da base original do MapBiomias, procedeu-se à simplificação e reagrupamento das classes, priorizando aquelas mais representativas na área de estudo, com o objetivo de gerar o arquivo *raster* de referência. Para a delimitação espacial da zona costeira, adotou-se o *shapefile* de ecossistemas costeiros e marinhos disponibilizado pelo IBGE, que define oficialmente os limites da faixa costeira brasileira. Esse recorte espacial permitiu restringir as análises aos ecossistemas de manguezal, restinga e apicum presentes no bioma Mata Atlântica, abrangendo a zona costeira dos municípios de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá, no Território do Baixo Sul da Bahia.

A Tabela 1 apresenta os conjuntos de dados utilizados na modelagem espaço-temporal e suas principais características.

Tabela 01 - Banco de dados utilizados.

Dados	Formato	Escala/Resolução Espacial	Fonte
Carcinicultura (Aquicultura)	Shapefile	1:25000	Google Earth
Code GEE Mapbiomas	Toolkit	30m	Mapbiomas
Uso e cobertura do solo (Mapbiomas)	Raster	30m	GEE
Ecossistemas costeiros e marinhos	Shapefile	1:250.000	IBGE

Fonte: Elaborado pelo autor

A Tabela 2 apresenta a reclassificação das classes MapBiomas originais disponíveis, para a modelagem espaço-temporal proposta. As classes de cobertura do solo escolhidas para a modelagem foram: *floresta*, *manguezal*, *restingas*, *apicuns* e *campo alagado*. Quanto às classes de uso do solo que vem sofrendo mudanças na região, foram selecionadas: *carcinicultura*, *agropecuária* e *área urbana*, classes tomadas em conta pelo crescimento acelerado nos últimos anos; além da classe *água* por abranger grande parte da região. Assim, através da seleção do bioma Mata Atlântica e chave interpretativa das classes com predomínio no litoral da área de estudo, foram totalizadas 9 classes (LAPIG, 2022).

Tabela 02 - Reclassificação das classes de uso e cobertura.

Reclassificação	Coleção 7 – Classes escolhidas
1. Floresta	Formação florestal, savânica.
2. Campo Alagado	Campo úmido com influência de água e plantas.
3. Manguezal	Mangue.
4. Restinga	Restinga arbórea e herbácea.
5. Apicum	Áreas planas de elevada salinidade.
6. Agropecuária	Pastagem, agricultura, silvicultura.
7. Urbana	Área urbanizada.
8. Carcinicultura	Aquicultura.
9. Água	Rio, lago e oceano

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos dados compilados pelo MapBiomas (2024)

ANÁLISE DOS DADOS

Os dados utilizados para as análises e quantificação da perda e do ganho de cobertura foram obtidos para período de 1985 (ano de início) a 2021 (ano final), para a zona costeira da localidade de Guaibim, no município de Valença. No município de Nilo Peçanha, as localidades de São Francisco e Barra dos Carvalhos foram analisadas no período de 2007 a 2021, enquanto, para a localidade de Rio do Campo, em Ituberá, o intervalo adotado foi de 2009 a 2021. Esses anos foram tomados em consideração devido ao histórico da expansão da carcinicultura nesses períodos, para cada localidade.

As imagens de uso e cobertura do solo da Coleção 7 do MapBiomas foram processadas no software QGIS (versão 3.22.6). O recorte espacial da zona costeira foi realizado a escala 1:250.000 com base no *shapefile* de ecossistemas costeiros e marinhos. A seleção das localidades mencionadas anteriormente é justificada por apresentar habitats costeiros de alto valor ambiental incluindo manguezais, restinga, apicuns e campos alagados que estão sendo impactados pela expansão de atividades antrópicas. Após o recorte, as áreas foram quantificadas

em hectares utilizando a ferramenta *r.report* sobre camadas *raster* de valor único, permitindo mensurar a perda ou ganho das classes de uso e cobertura do solo em cada município.

Os resultados foram organizados e processados em planilhas eletrônicas Microsoft Excel Office 2016, para o cálculo de perda e ganho de áreas, aplicando-se as fórmulas de variação absoluta e relativa. Considerando as limitações conhecidas do MapBiomas quanto à acurácia em áreas com corpos d'água e apicuns, onde a resolução das imagens LANDSAT pode confundir viveiros de carcinicultura com superfícies aquáticas (SOUZA et al., 2019), foi realizado um ajuste manual das áreas. Esse procedimento consistiu na inserção dos polígonos de carcinicultura identificados visualmente em imagens de alta resolução do Google Earth, complementando o mapeamento do MapBiomas para os municípios de Nilo Peçanha e Ituberá. Essa etapa visou minimizar os erros de classificação inerentes às imagens de satélite e garantir maior precisão na identificação das áreas de carcinicultura, assegurando a robustez dos resultados obtidos.

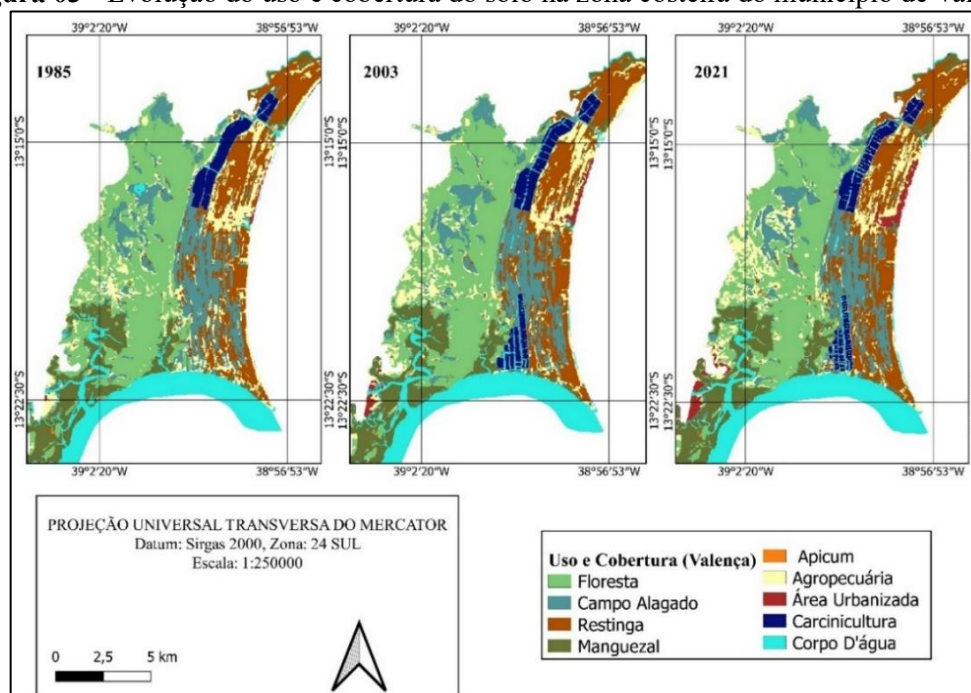
Todas as análises estatísticas foram executadas na plataforma RStudio 3.6.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019). Para o desenho e visualização ilustrativa dos resultados, utilizou-se o pacote ggplot2 (WICKHAM et al., 2020). Na análise de perda e ganho, foram testados diversos modelos lineares, considerando combinações de interações entre variáveis explicativas (carcinicultura, urbana e agropecuária) e variáveis resposta (floresta, campo, manguezal, restinga, apicum). Foram avaliadas interações dos tipos ($Y \sim A+B$), ($Y \sim A:B$) e ($Y \sim A*B$), com verificação da normalidade das distribuições por meio dos testes Shapiro-Wilk e inspeção visual dos gráficos Q-Q plot (CRAWLEY, 2013), a fim de garantir a adequação estatística dos modelos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

MUNICÍPIO DE VALENÇA

Observa-se na Figura 3, o mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Valença com uma sequência de três mapas com intervalos de dezoito anos, a partir de 1985, evidenciando as mudanças observadas em 2003 e 2021.

Figura 03 - Evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Valença.



Fonte: Elaborado pelo autor

A Tabela 3 apresenta a quantificação da perda e ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura solo da zona costeira do município de Valença.

Tabela 03 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do Município de Valença.

Classes	1985*	2003*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	5000,3	4702	-298,3	-5,97	4461,9	-240,1	-5,11
Manguezal	2564,2	2724,1	159,9	6,24	2779,6	55,5	2,04
Restinga	2573,4	2507,1	-66,3	-2,57	2727,3	220,2	8,78
Apicum	26,6	17,1	-9,5	-35,7	9,8	-7,3	-42,7
Campo A.	2481,6	2470,2	-11,4	-0,46	2519,9	49,7	2,01
Água	2748,4	2774,2	25,8	0,94	2530,2	-244	-8,79
Agropecuária	1940	1875,2	-64,8	-3,34	1950,6	75,4	4,02
Urbana	38,8	151,9	113,1	291,5	288,3	136,4	89,80
Carcinicultura	497,7	699,7	202	40,60	619,6	-80,1	-11,45

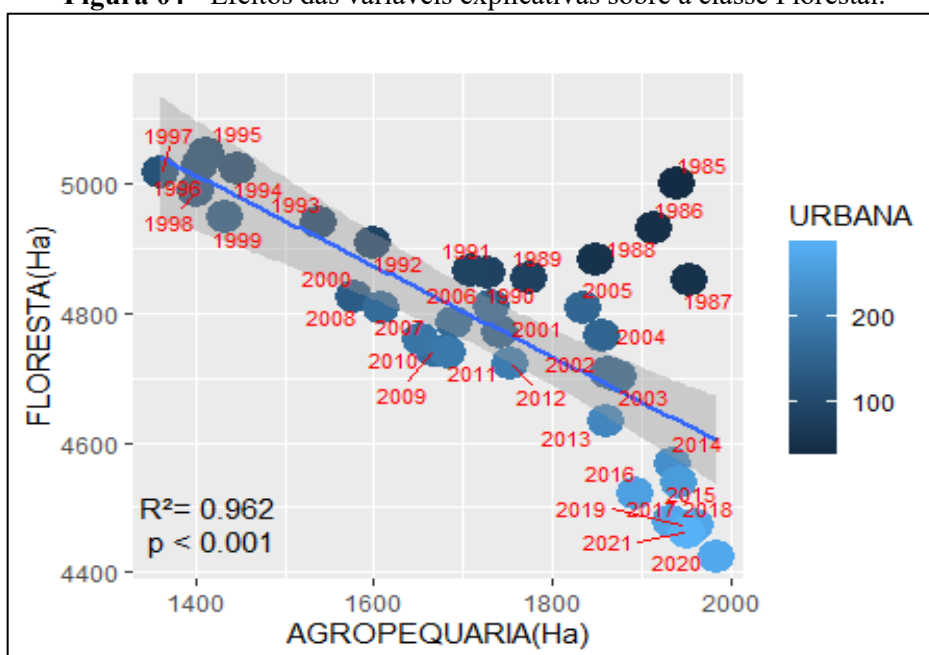
Fonte: Elaborado pelo autor

Os habitats com mais predominância no litoral costeiro de Valença, a partir de 1985, foi a classe *florestal*, com cerca de 5000 hectares, seguido das classes *restinga* (2573 ha), *manguezal* (2564 ha) e *campo alagado* (2481ha). A menor predominância foi classe *apicum* (26,6 ha). A classe *apicum* sofreu uma perda de 78,4% (-16,8 hectares) durante todo o período 1985-2021, possivelmente uma das principais causas foi o aumento da superfície de água e o crescimento do manguezal (215,4 ha) observados na Tabela 3. Isto acontece devido a que a variação das áreas de apicuns estão associadas às variações pluviométricas ou aumento da maré,

provocando diminuição ou aumento de salinidade o que permite o avanço ou recuo do manguezal (NASCIMENTO et al., 2022). A classe *florestal* foi a classe com mais perda de área absoluta 538 hectares (-11,8% da área original) durante todo seu período (1985-2021).

Na Figura 4 podemos observar um dos principais vectores que afetaram a classe *floresta*. Isto deve-se ao crescimento acelerado da agricultura e urbanismo que foram se expandindo dentro dessas áreas, onde a classe *agropecuária* ($R^2 = 0.962$, $Est = -0.411$, $t = -12.096$, $p < 0.001$) e *urbana* ($R^2 = 0.962$, $Est = -1.823$, $t = -20.067$, $p < 0.001$) tiveram efeitos significativos, afetando a classe *florestal*.

Figura 04 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe Florestal.

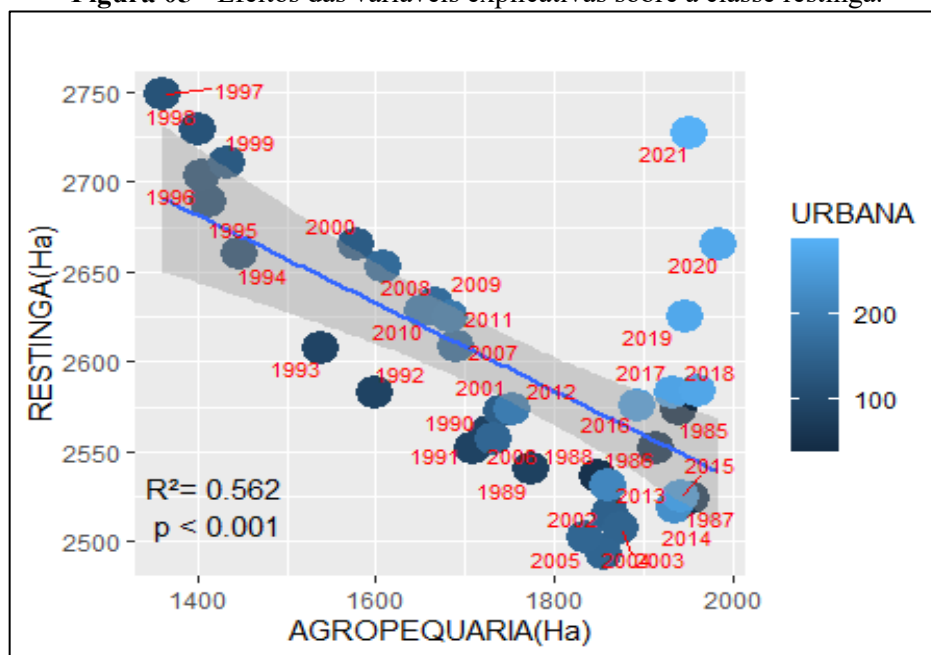


Fonte: Elaborado pelo autor

Pode-se observar que a classe *florestal* veio sofrendo uma queda na linha de tendência à medida que as classes *agropecuária* e *urbana* aumentavam desde 1995 até 2021. No Brasil a fragmentação florestal está presente em toda etapa do processo de expansão do setor agrícola, sendo a Mata Atlântica a mais atingida, principalmente nas regiões costeiras (VIANA et al. 1992; LOPES; MOREAU; MORAES, 2011).

Na Figura 5 observa-se as mudanças das classes *agropecuária* ($R^2 = 0.562$, $Est = -0.313$, $t = -6.905$, $p < 0.001$) e *urbana* ($R^2 = 0.562$, $Est = 0.432$, $t = 3.560$, $p < 0.001$) causaram efeitos significativos na classe *restinga*. Esses efeitos também são evidenciados na Tabela 3, onde houve uma perda de 66.3 hectares de restinga (2003), mas também da classe *agropecuária* (64.8 ha). Dessa forma, a redução de 2,57% da restinga em 2003 esteve ligada ao aumento da atividade agropecuária e urbana.

Figura 05 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe restinga.



Fonte: Elaborado pelo autor

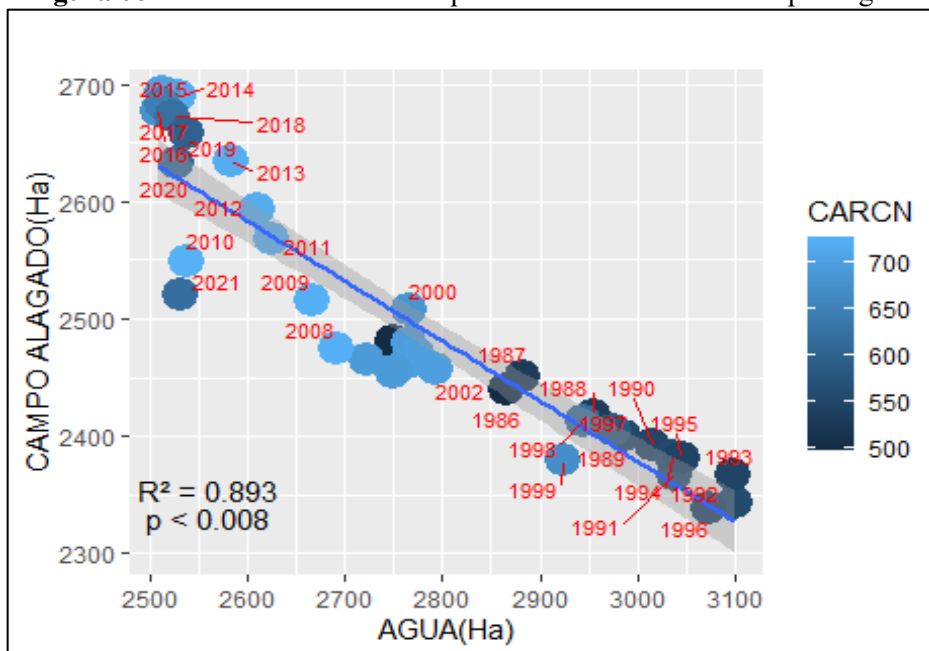
A redução da classe *agropecuária* ocorreu entre 1985 e 2000, coincidindo com o aumento da classe *restinga* entre 1985 e 1997. No entanto, a partir de 1998, observou-se uma retração da cobertura de restinga, com recuperação apenas a partir de 2016. Essa dinâmica está associada à introdução de cultivos de dendê, coco, acácia e pastagens ao longo dos cordões litorâneos da localidade de Guaibim, os quais têm sido pressionados por processos de expansão urbana desordenada, caracterizados pela instalação de estabelecimentos comerciais e empreendimentos hoteleiros próximos à faixa de praia, em áreas sem infraestrutura adequada praia (LOPES; REUSS-STRENZEL, 2015; MARTINS, 2012).

Embora a classe *urbana* não apresente correlação negativa estatisticamente significativa com a classe restinga, a Figura 5 evidencia a conversão gradual de áreas agropecuárias em áreas urbanas entre 2003 e 2021. Essa tendência é consistente com estudos que indicam a expansão urbana sobre áreas agrícolas periféricas, resultando em perda de terras produtivas (CHAURASIA et al., 1996; DEWAN; YAMAGUCHI, 2009; FORTIN, 2003). Em 2021, essa dinâmica se expressa pelo aumento da classe *urbana* (136,4 ha), da *restinga* (220,2 ha) e, em menor proporção, da *agropecuária* (75,4 ha).

Para a variável resposta campo alagado, os resultados mostram que a classe *campo alagado* teve maior relação usando interações ($Y \sim A * B$) junto às interações água e carcinicultura, mostraram significância negativa ($R^2 = 0.893$, $Est = -0.002$, $t = -2.802$, $p = 0.008$).

Os resultados ao combinar a classe *campo alagado* com o preditor *água* foi ($R^2 = 0.893$, Est = 0.517, $t = 1.333$, $p = 0.192$) e preditor *carcinicultura* ($R^2 = 0.893$, Est = 4.708, $t = -2.675$, $p = 0.012$) (Figura 6).

Figura 06 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe campo alagado.



Fonte: Elaborado pelo autor

Observou-se uma perda contínua da classe *campo alagado* entre 1985 e 1999, período em que a carcinicultura expandiu-se em mais de 650 hectares, acompanhada pelo aumento da classe *água*. Em 2021, registrou-se uma retração de aproximadamente 80 hectares de áreas de carcinicultura e um ganho de 49 hectares em campos alagados, possivelmente associado ao aumento da disponibilidade hídrica entre 2012 e 2021. É importante considerar que, em campos alagados, as depressões mais amplas apresentam nível do solo mais baixo, favorecendo o afloramento do lençol freático e, consequentemente, maior saturação hídrica (MARTINS, 2012).

De acordo com Nascimento et al. (2007) e Lopes e Reuss-Strenzel (2015), as empresas de carcinicultura no município de Valença estão predominantemente instaladas em faixas de restingas. Antes da construção dos viveiros, essas formações vegetais apresentavam maior extensão, mas atualmente se encontram fortemente impactadas por atividades antrópicas. Os resultados das análises (Figura 6) indicaram que a classe campo alagado foi a variável mais significativa para explicar a expansão da carcinicultura, conforme demonstrado pelos testes estatísticos apresentados na Tabela 4. As interações envolvendo restinga e manguezal não apresentaram significância com as variáveis carcinicultura e água, o que pode estar relacionado

à ausência de dados históricos que representem o avanço da carcinicultura sobre áreas de restinga anteriores a 1985 ano base da série temporal do Mapbiomas.

Segundo Martins (2012), as restingas localizadas na APA de Guaibim são compostas por formações vegetais inundáveis, não inundáveis e inundadas, definidas conforme a frequência de contato com o lençol freático. As formações próximas a canais de drenagem tendem a tornar-se zonas alagadas durante o período chuvoso, podendo converter-se temporariamente em áreas inundáveis. Já as formações vegetais localizadas em áreas mais elevadas permanecem não inundáveis. Essa dinâmica hidrológica influencia diretamente a composição florística e estrutural da vegetação, podendo reduzir a diversidade arbórea (MANTOVANI, 1992; RODRIGUES, 1999) e favorecer a conversão de restingas herbáceas em campos alagados, especialmente em anos com alta pluviosidade.

As formações herbáceas inundadas e inundáveis, denominadas Brejos Herbáceos por Pereira (1990), configuram-se como zonas úmidas colonizadas por espécies herbáceas com tonalidades de verde escuro ou marrom (NOGUEIRA, 2006). Devido a essa composição e à influência fluvial e lacustre, o Mapbiomas Coleção 7 classifica essas áreas na categoria campo alagado.

Por fim, conforme a Tabela 4, foi observada uma correlação significativa entre as classes *floresta* e *manguezal* ($R^2 = 0,848$; Est. = -1,742; $t = -10,08$; $p < 0,001$), sendo esta a única interação com elevada significância entre classes. Esse resultado demonstra que o ganho de manguezais ao longo da série temporal ocorreu principalmente sobre áreas anteriormente florestadas e, em menor proporção, sobre apicuns ($R^2 = 0,564$; Est. = -0,088; $t = -3,590$; $p < 0,001$). Tal processo indica que a dinâmica dos manguezais envolve tanto fatores antrópicos quanto processos naturais, sendo influenciada por elevados índices pluviométricos, que promovem a expansão dessas formações sobre zonas florestais e áreas de apicum. Nenhuma das demais variáveis apresentou correlações estatisticamente significativas nos modelos testados.

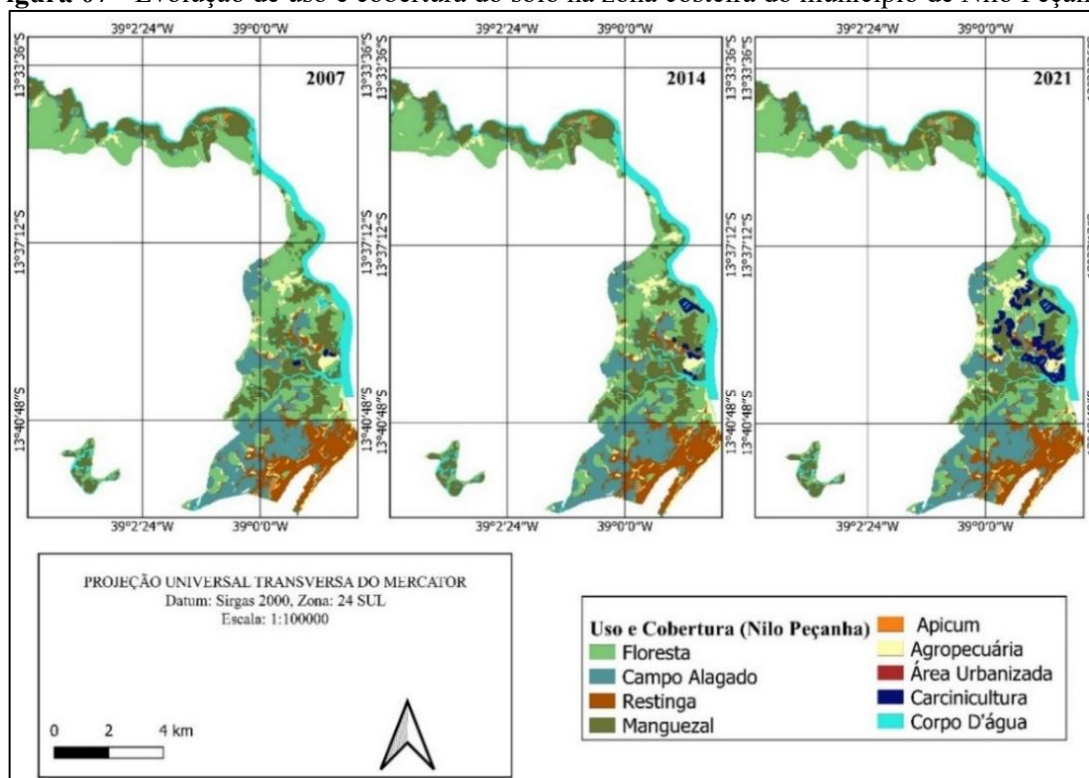
Tabela 04 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Valença).

Resposta	Preditores	R ²	Estimate	t	P
Floresta	~Manguezal+	0.879	-1.742	-10.08	< 0.001
	~Agropecuário	0.879	-0.654	-11.83	< 0.001
Apicum	~Manguezal+	0.564	-0.088	-3.590	< 0.001
	~Carcinicultura	0.564	-0.010	-0.492	0.626
Restinga	~Urbana*Carcinicultura	0.185	-0.009	-2.914	< 0.001
	~Urbana	0.185	5.836	3.028	< 0.001
	~Carcinicultura	0.185	0.988	2.123	< 0.001
Restinga	~Agropecuária*Carcinicultura	4.10	-0.001	-1.182	0.246
	~Agropecuária	4.10	-0.299	0.651	0.520
	~Carcinicultura	4.10	1.510	1.129	0.267
Campo A.	~Restinga+	0.233	-0.216	-0.949	0.349
	~carcinicultura	0.233	0.698	3.295	< 0.001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

Município de Nilo Peçanha

Na Figura 7 é apresentado o mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Nilo Peçanha, com uma sequência de três mapas com intervalos de sete anos (2007, 2014 e 2021) evidenciando as mudanças observadas na paisagem. A seleção do ano inicial de 2007 para a análises e quantificação da perda ou ganho de áreas de uso e cobertura do solo teve como referência o surgimento da carcinicultura no município, possível de ser observado através das imagens de sensoriamento remoto.

Figura 07 - Evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Nilo Peçanha.

Fonte: Elaborado pelo autor

A Tabela 05 apresenta a quantificação da perda ou ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura solo da zona costeira do município Nilo Peçanha períodos de análise.

Tabela 05 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Nilo Peçanha.

Classes	2007*	2014*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	2149,9	2143,2	-6,7	-0,31	2080	-63,2	-2,95
Manguezal	1196,7	1164,2	-32,5	-2,71	1155	-9,2	-0,79
Restinga	577,7	591,2	13,5	2,34	636,6	45,4	7,68
Apicum	34,6	22,3	-12,3	-35,55	22,72	0,42	1,88
Campo A.	985,5	1119,2	133,7	13,57	1054	-65,2	-5,82
Água	560,4	555,2	-5,2	-0,93	568,86	13,7	2,47
Agropecuária	379,4	395,2	15,8	4,17	452,6	57,4	14,52
Urbana	1,8	6,03	4,23	235	17,08	11,05	183,4
Carcinicultura	3,8	24,8	21	552,6	98,92	74,1	298,8

Fonte: Elaborado pelo autor

As classes predominantes na cobertura do solo da zona costeira do município de Nilo Peçanha, a partir de 2007, foram: *floresta* (aproximadamente 2.150 ha), seguida por *manguezal* (1.197 ha), *campos alagados* (985 ha) e *restinga* (577 ha). A menor cobertura foi observada na classe *apicum* (34 ha).

Entre as classes que apresentaram aumento de área de cobertura entre 2007 e 2021, destaca-se a *restinga*, com ganho total de 58,9 ha, equivalente a 10% de aumento. Esse crescimento pode estar relacionado à redução de campos alagados entre 2014 e 2021 (Tabela 5), uma vez que a distribuição da *restinga* é influenciada pelo desnível do solo, presença de lagos e proximidade do mar (PEREIRA, 1990).

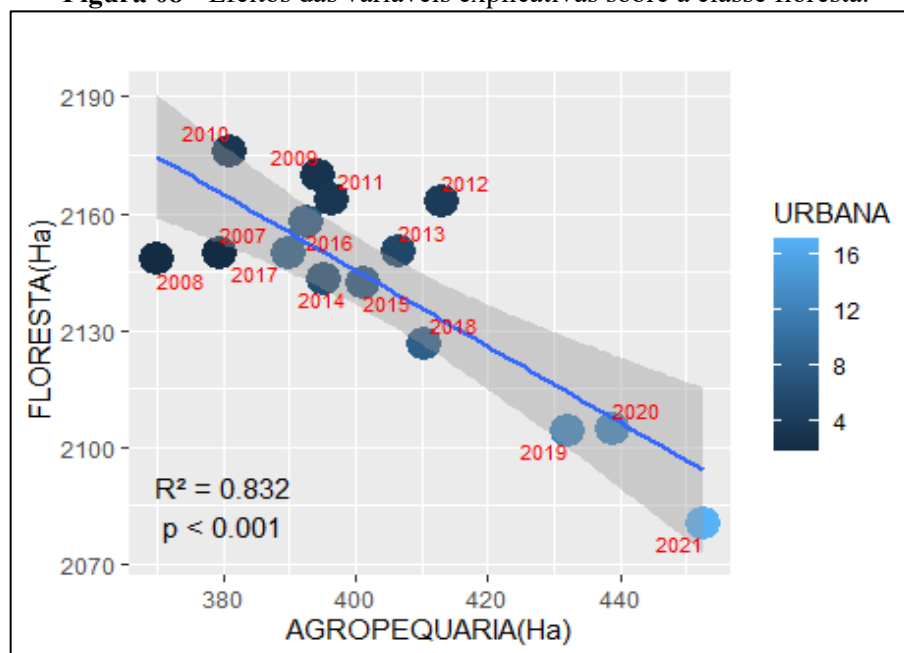
A classe *floresta* apresentou maior perda de área durante o período analisado, com redução total de 69,9 ha. Essa diminuição está principalmente associada à expansão da agropecuária, como evidenciado pelo modelo apresentado na Figura 8, que também mostra aumento da classe urbana em menor proporção (15 ha). A retirada de madeira, expansão de terras agrícolas e desenvolvimento turístico são os principais vectores responsáveis para a redução florestal, restringindo a extensão e a conectividade dos ecossistemas costeiros (MEDEIROS et al., 2007; VILARINHO; MENEZES; VIEIRA, 2023).

A classes *manguezal* também foi afetado pelas atividades antrópicas, apresentando perda de 2,71% (32,5 ha) entre 2007 e 2014. Essa redução não está relacionada à expansão de apicuns, mas sim a áreas impactadas pelo desenvolvimento da carcinicultura (Figura 9). A classe *apicum* apresentou perda de 35,55% de sua área no mesmo período, possivelmente

devido ao avanço do manguezal, ciclos de maré e precipitação, fenômenos também observados no município de Valença. A diminuição dessas classes pode comprometer a integridade funcional dos ecossistemas costeiros, afetando a hidrodinâmica, proteção costeira e outros processos ecológicos (SANTOS; FURLAN, 2021).

A partir de 2014, a classe *floresta* (Figura 8) começou a apresentar perdas mais acentuadas, concomitantemente ao crescimento das áreas agropecuárias e urbanas, demonstrando que a interação entre essas variáveis explicativas foi responsável por alterações significativas na cobertura florestal ($R^2 = 0,832$; Est. = -0,012; $t = -8,383$; $p < 0,001$). Cabe destacar que a classe urbana nas localidades de Nilo Peçanha não está completamente reconhecida na série temporal do MapBiomas Col.7, o que pode subestimar seu impacto real sobre os ecossistemas.

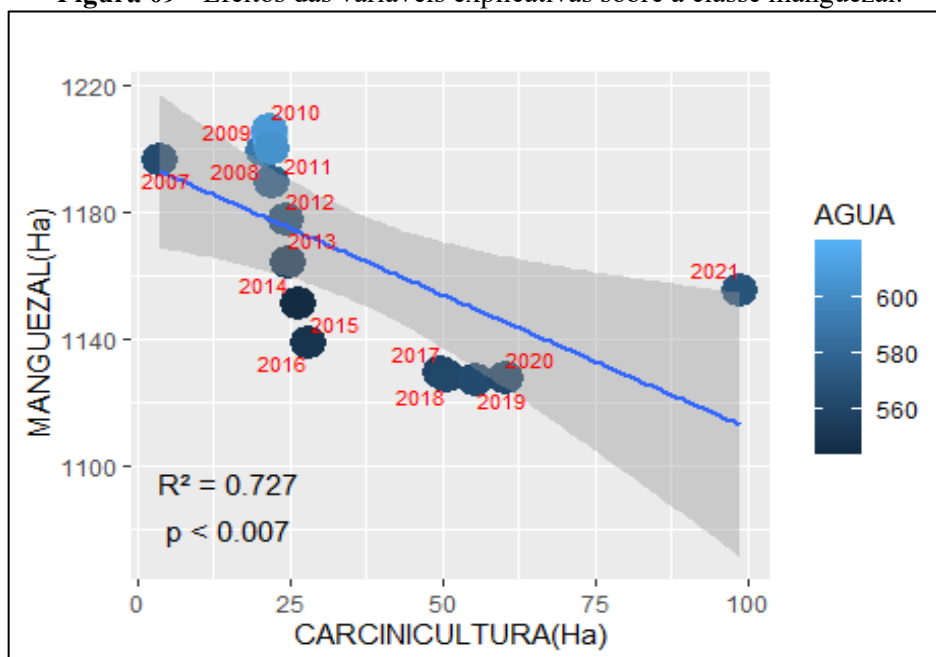
Figura 08 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta.



Fonte: Elaborado pelo autor

A Figura 9 mostra a variável resposta manguezal com maior significância para as classes *Água* ($R^2 = 0.727$, Est = 0.882, $t = 4.329$, $p < 0.001$) e *carcinicultura* ($R^2 = 0.727$, Est = -0.625, $t = -3.256$, $p < 0.007$).

Figura 09 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe manguezal.



Fonte: Elaborado pelo autor

A principal causa da perda de manguezais na zona costeira do município de Nilo Peçanha foi o crescimento acelerado da carcinicultura, observado especialmente nas localidades de Barra dos Carvalhos e São Francisco entre 2014 e 2021. Até 2014, a carcinicultura ocupava cerca de 21 ha, aumentando para 74 ha em 2021, representando um crescimento de 298,8%. Nos primeiros quatro anos da série histórica, a classe *manguezal* apresentou tendência de aumento, interagindo positivamente com a classe *água*, possivelmente associada à anos consecutivos de elevada precipitação ou variações oceanográficas relacionadas ao aumento do nível das marés (ACKERMANN et al., 2006; LOVELOCK; ELLISON, 2007).

A partir de 2011, observou-se declínio acelerado da cobertura de manguezal, concomitantemente ao crescimento da carcinicultura e à redução da superfície da classe *água* nas localidades de Barra dos Carvalhos e São Francisco. De acordo com Santiago et al. (2013), os manguezais foram degradados para a construção de viveiros. Esses autores destacam que as marisqueiras da região enfrentam problemas socioambientais devido à destruição de manguezais por empreendimentos clandestinos, que violam o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), onde os manguezais são considerados Áreas de Proteção Permanente (APP). Os resultados deste estudo corroboram Souza et al. (2021), indicando que os empreendimentos clandestinos não licenciados são os principais responsáveis pela perda de manguezais em Nilo Peçanha.

A análise estatística (Tabela 6) mostrou que a interação campo alagado ~ restinga * agropecuária apresentou elevada correlação com a variável resposta ($R^2 = 0,820$; Est. = -0,088; $t = -6,173$; $p < 0,001$), sendo negativa e significativa quando os preditores atuam em conjunto, diferente do efeito observado individualmente. A Figura 7 ilustra como esses preditores ocupam áreas de campos alagados ao longo da série temporal, provocando perda de 65,2 ha. Em contraste, a classe manguezal não apresentou significância estatística nas interações com os preditores considerados, indicando que sua perda não está associada a variações na classe apicum ou na classe água.

Tabela 06 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Nilo Peçanha).

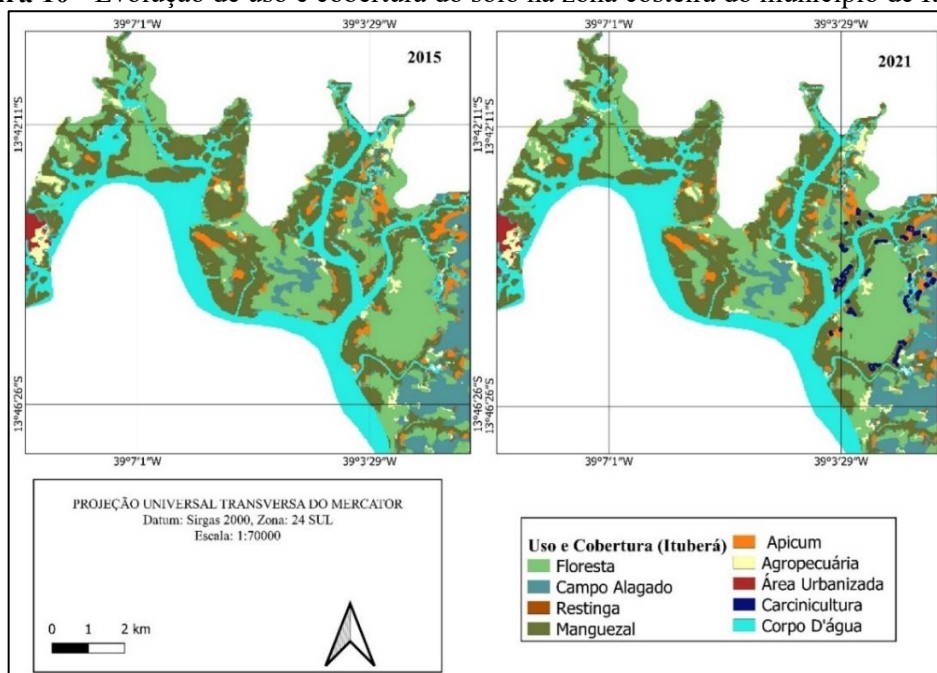
Resposta	Preditores	R ²	Estimate	t	P
Campo A.	~Restinga*agropecuária	0.820	-0.008	-6.173	< 0.001
	~Restinga	0.820	38.373	6.524	< 0.001
	~Agropecuária	0.870	52.688	6.115	< 0.001
Manguezal	~Apicum+	0.751	1.520	1.369	0.196
	~Água	0.751	0.459	1.910	0.080

Fonte: Elaborado pelo autor

MUNICÍPIO DE ITUBERÁ

Observa-se mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na área de estudo situada no estuário do rio Serinhaém do município de Ituberá (Figura 10), evidenciando as mudanças observadas e indicando algumas das atividades que tiveram incidência sobre os ecossistemas costeiros no município de Ituberá, entre elas o crescimento urbano, agropecuário e carcinicultura entre os anos 2015 e 2021.

Figura 10 - Evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Ituberá.



Fonte: Elaborado pelo autor

A Tabela 7 apresenta a quantificação da perda ou ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura do solo dessa área de estudo, nos anos de 2009, 2015 e 2021.

Tabela 7 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Ituberá.

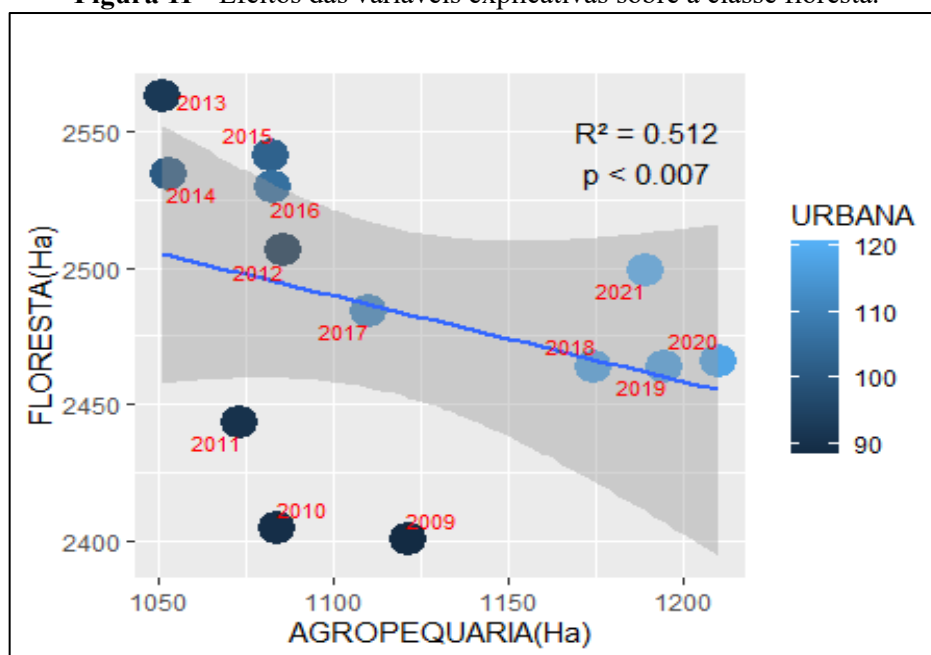
Classes	2009*	2015*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	2401	2541,24	140,24	5,84	2499,34	-41,9	-1,67
Manguezal	2692	2684,71	-7,29	-0,27	2752,97	68,26	2,54
Restinga	2385,77	2355,97	-29,8	-1,25	2386,14	30,17	1,28
Apicum	312,53	271,58	-40,95	-13,1	272	0,42	0,16
Campo A.	2384,78	2651,55	266,77	11,19	2492,12	-159,43	-6,01
Água	2734,92	2409	-325,92	-11,92	2320	-89	-3,69
Agropecuária	1121,3	1082,38	-38,92	-3,47	1189,12	106,74	17,39
Urbana	88,56	102,66	14,10	15,92	120,51	17,85	14,8
Carcinicultura	0	0	0	0	34,93	34,93	-

Fonte: Elaborado pelo autor

As classes com maior predominância na cobertura do solo da zona costeira do município de Ituberá, a partir de 2009, foram *manguezal* (2.692 ha), *floresta* (2.401 ha), *restinga* (2.385 ha) e *campos alagados* (2.384 ha). A menor representatividade foi observada na classe *apicum*, com 312 ha.

Entre 2009 e 2015, as classes que apresentaram perda de cobertura foram *manguezal* (-7,29 ha), *restinga* (29,8 ha) e *apicum* (40,95 ha). No período seguinte, de 2015 a 2021, observou-se redução das classes *floresta* (1,67%) e *campos alagados* (6,01%), associada ao aumento de 1,28% da classe *restinga* em 2021 (Tabela 7). No mesmo intervalo, verificou-se incremento das classes *agropecuária* (106,74 ha), *urbana* (17,85 ha) e *carcinicultura* (34,93 ha), evidenciando a intensificação das atividades antrópicas no território.

A perda da classe *florestal* mostrou relação significativa com o crescimento das classes *agropecuária* ($R^2 = 0,512$; Est. = -1,120; $t = -3,753$; $p < 0,004$) e *urbana* ($R^2 = 0,512$; Est. = 4,589; $t = 3,407$; $p < 0,007$), conforme apresentado na Figura 11. Esses resultados indicam que a expansão agrícola e urbana exerce influência direta sobre a supressão da vegetação nativa. Em contrapartida, classes *restinga*, *apicum* e *manguezal* não apresentaram relação estatisticamente significativa com as variáveis antrópicas testadas (Tabela 8).

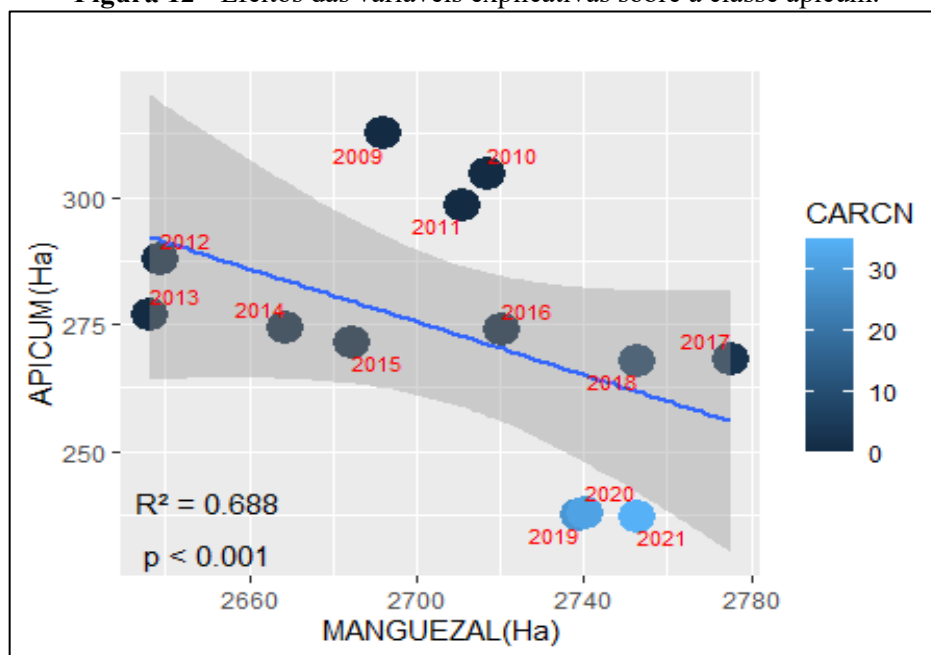
Figura 11 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta.

Fonte: Elaborado pelo autor,

Entre 2012 e 2016, observou-se um aumento temporário da classe *florestal* e redução da classe *agropecuária*, possivelmente associada à expansão da classe *urbana*, que apresentou correlação positiva com a classe *floresta* nesse período. À medida que a classe *urbana* se expandiu, a classe *agropecuária* diminuiu, sugerindo substituição de áreas rurais por zonas urbanizadas. A partir de 2017, a floresta voltou a reduzir sua cobertura, acompanhando o avanço da agropecuária e do uso urbano. Em 2021, observou-se um leve aumento simultâneo das classes floresta e urbana, e discreta redução da classe agropecuária, o que pode indicar oscilações pontuais de uso do solo.

A Figura 12 evidencia que a classe *apicum* apresentou variação significativa frente aos efeitos das classes *manguezal* e *carcinicultura* ($R^2 = 0,688$; Est. = $-0,001$; $t = -5,237$; $p < 0,001$), demonstrando mudanças relacionadas à expansão dessas classes ao longo da série temporal.

Figura 12 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe apicum.



Fonte: Elaborado pelo autor

A perda de áreas de apicum, especialmente entre os anos de 2012 e 2015, está associada ao avanço dos manguezais, que vêm ocupando setores de transição originalmente conformados por apicuns, situados em terrenos ligeiramente mais elevados que a feição típica do manguezal (MEIRELES et al., 2007). A substituição dessas áreas ocorre à medida que o manguezal se expande sobre as faixas adjacentes.

A redução mais expressiva da classe *apicum* também está relacionada ao surgimento e à expansão da carcinicultura, observada a partir de 2017, por meio de imagens de sensoriamento remoto no Google Earth Pro, que evidenciam o aumento dos viveiros aquícolas sobre essas áreas. Entre 2017 e 2021, a carcinicultura passou de 2,47 hectares para 34,93 hectares, representando um crescimento significativo sobre zonas de apicum.

De acordo com a Tabela 5, entre 2015 e 2021 não foi registrada perda de área da classe *apicum* nos dados do MapBiomas, o que se deve à limitação da classificação automática, uma vez que os empreendimentos de carcinicultura não licenciados são frequentemente confundidos com a classe apicum ou, em menor grau, com a classe água. No entanto, conforme ilustrado na Figura 12, observa-se claramente a redução do apicum a partir de 2017, em função do avanço da carcinicultura e da expansão natural dos manguezais, resultando em uma diminuição acentuada dessa classe até 2021.

O aumento de viveiros em áreas de apicum ocorre porque essas zonas são consideradas estrategicamente favoráveis à carcinicultura, por estarem situadas em regiões planas e adjacentes aos manguezais (GUALBERTO; SOUSA; BEZERRA, 2023). Tais ambientes, entretanto, não são reconhecidos como Áreas de Proteção Permanente (APP) pelo novo Código Florestal Brasileiro, que não os inclui como parte integrante dos ecossistemas manguezais (CREPANI; MEDEIROS, 2003; MOURA-FÉ et al., 2015; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Como consequência, diversos empreendimentos foram licenciados de forma inadequada ou implantados de maneira clandestina, devido à omissão da Resolução CONAMA nº 312/02, que não especifica os apicuns como feições constituintes dos manguezais (MMA, 2010).

Além disso, alguns dos testes estatísticos realizados indicaram que a perda de áreas de campo alagado em 2021 (159,43 ha) está relacionada ao aumento das classes agropecuária ($R^2 = 0,705$; Est. = $-1,307$; $t = -3,777$; $p = 0,004$) e restinga ($R^2 = 0,705$; Est. = $-2,866$; $t = -5,535$; $p < 0,001$), ambas apresentando significância negativa (Tabela 8). Esses resultados indicam que a conversão de campos alagados para uso agropecuário e restinga seguiu o mesmo padrão observado no município de Nilo Peçanha, evidenciando a influência das atividades antrópicas na dinâmica de ocupação das zonas úmidas.

Tabela 8 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Ituberá).

Resposta	Preditores	R ²	Estimate	t	P
Florestal	~ Manguezal:Água	0.238	-0.000	-2.177	0.052
Campo A.	~ Agropecuária+	0.705	-1.307	-3.777	0.004
	~Restinga	0.705	-2.866	-5.535	< 0.001
Apicum	~ Manguezal * Água	0.783	0.001	1.138	0.285
	~ Manguezal	0.783	-2.321	-1.132	0.287
	~Água	0.783	-2.404	-1.071	0.312

Fonte: Elaborado pelo autor

CONCLUSÃO

Os dados da coleção 7 do MapBiomias permitiram mapear a distribuição espaço-temporal do uso e cobertura do solo nos ecossistemas costeiros do Baixo Sul da Bahia, quantificando perdas e ganhos das principais classes de cobertura do solo. Foram identificados os principais vetores responsáveis pela redução ou expansão das áreas nos municípios de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá, destacando-se as classes *agropecuária*, *urbana* e *carcinicultura* como agentes de perda de *manguezal*, *apicum*, *restinga* e *floresta*.

A modelagem estatística mostrou que:

1. Houve uma perda significativa dos habitats naturais costeiros em relação às atividades antrópicas na zona costeira dos três municípios analisados;

2. O impacto da expansão regional da carcinicultura causou perda de importantes áreas úmidas, incluindo classes de *campos alagados*, *manguezais* e *apicuns*, consideradas Áreas de Proteção Permanente (APP) pela legislação brasileira;

3. O levantamento da distribuição espacial e variação temporal das áreas de uso e cobertura do solo, aplicado aos ecossistemas costeiros, ajudou a mapear e identificar as principais causas (vetores) de perda de habitats naturais, essenciais para o ciclo de vida de espécies marinhas e costeiras, assim como para a manutenção dos processos e serviços e ecossistêmicos na área de estudo.

RECOMENDAÇÕES

1. Estímulo à regularização dos empreendimentos que operam de forma informal, por meio de programas de licenciamento simplificado com contrapartidas ambientais;
2. Parcerias com universidades e institutos de pesquisa para desenvolver soluções adequadas às realidades regionais e locais;
3. Capacitação técnica e ambiental para pequenos produtores.

REFERENCIAS

ACKERMANN, G.; ALEXANDRE, F.; ANDRIEU, J.; MERING, C.; OLLIVIER, C. Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la petite cote et dans de delta du Sine-Saloum (Sénégal). *Vertigo*, v. 7, n. 2, p.1-18, 2006.

ANTONIO JOSE MANZATO; ADRIANA SANTOS. A elaboração de questionário na pesquisa quantitativa. **Departamento de Ciência de Computação e Estatística – IBILCE – UNESP**, p. 1–17, 2012.

ATLAS DOS MANGUEZAIS DO BRASIL / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p.

AVAETÊ DE LUNETTA; GUERRA, R. REVISTA OWL (OWL Journal) METODOLOGIA DA PESQUISA CIENTÍFICA E ACADÊMICA SCIENTIFIC AND ACADEMIC RESEARCH METHODOLOGY. **Revista Owl**, v. 1, n. 2, p. 149–159, 2023.

BARBOSA, L. M. Desafios do processo frente à crise ambiental: VIII Simpósio de Restauração Ecológica. **São Paulo: Instituto de Botânica**, p. 278, 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Publicada no Diário Oficial da União em 13 de maio de 2002, Brasília/DF, 2002b.

BRASIL. Lei Federal nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal Brasileiro. Publicada no Diário Oficial da União em 16 de setembro de 1965, Brasília/DF, 1965, 11p.

CAMARGO, S. G. O. DE; POUEY, J. L. O. F. Aquicultura - um mercado em expansão. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 11, n. 4, p. 393–396, 2005.

CHAURASIA, R. et al. Land use change analysis for agricultural management—A case study of Tehsil Talwandi Sabo, Punjab. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 24, n. 2, p. 115–123, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03016124>.

CRAWLEY, M. J. *The R book*. 2. ed. West Sussex: John Wiley and Sons, 2013. 975 p.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. DE. CARCINICULTURA EM APICUM NO LITORAL DO PIAUÍ: UMA ANÁLISE COM SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO. n. 1, p. 1541–1548, 2003.

DEWAN, A. M.; YAMAGUCHI, Y. Using remote sensing and GIS to detect and monitor land use and land cover change in Dhaka Metropolitan of Bangladesh during 1960–2005. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 150, n. 1–4, p. 237–249, 2009.

DÍAZ, L. V.; MARTÍNEZ-SILVA, M. A. PROBIÓTICOS COMO HERRAMIENTA BIOTECNOLÓGICA EN EL CULTIVO DE CAMARÓN: RESEÑA INTRODUCCIÓN EL dramático incremento en la población mundial en los últimos dos siglos, sumado a la sobreexplotación de diferentes pesquerías (FAO, 2006) son factores que ex. **Investigaciones Marinas**, v. 38, n. 2, p. 165–187, 2009.

DIEGUES, A. C. Povos e Mares: leituras em sócio-antropologia marítima. São Paulo: NAPAUB, 1995.

DINIZ, C. **Três décadas de mudanças na planície costeira brasileira: o status dos manguezais, da aquicultura e salicultura a partir de séries temporais landsat e técnicas de aprendizado de máquina**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, 2021.

FERRAZ, C. V. H. **LICENCIAMENTO AMBIENTAL E CARCINICULTURA SUSTENTÁVEL: UM ESTUDO DAS MUDANÇAS NORMATIVAS E SUAS IMPLICAÇÕES NO ESTADO DA BAHIA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2018.

FISCHER, F., NASCIMENTO, A., PIERINE, C., FISCHER, C. M., FISCHER, F., ROCHA, L., ... & SANTOS FILHO, N. G. (2007). Baixo Sul da Bahia: uma proposta de desenvolvimento territorial. *Salvador: Ciags/Ufba*.

FORTIN M (2003). On the role of spatial stochastic models in understanding landscape indices in ecology. *Oikos*, 102(1), 203–212. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12447>.

GARCIA, E. PESQUISA BIBLIOGRÁFICA VERSUS REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - UMA

DISCUSSÃO NECESSÁRIA. **REVISTA LINGUAS & LETRAS**, v. 17, n. 35, p. 291–294, 2016.

GUALBERTO, G. L. F.; SOUSA, K. R. S.; BEZERRA, D. DA S. ANÁLISE TEMPORAL DE ALTERAÇÕES NAS ÁREAS DE MANGUEZAIS E APICUNS DO BRASIL ENTRE 1985 A 2019 TEMPORAL ANALYSIS OF CHANGES IN THE AREAS OF MANGROVES AND SALT FLATS IN BRAZIL BETWEEN 1985 TO 2019 INTRODUÇÃO Os manguezais são ecossistemas de transição entre. **REVISTA UNIARAGUAIA**, n. 18, p. 48–62, 2023.

ICMBIO. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, nov. 2015.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO. **Chave de Interpretação MapBiomias**. Disponível em: <https://chave.lapig.iesa.ufg.br/pt/>. Acesso em: 1 dez. 2022.

LÁZARO, C. S. **Consecuencias ecológicas del enriquecimiento por materia orgánica procedente de la acuicultura y de vertidos de petróleo en ecosistemas costeros**. [s.l.] Universidad de Murcia, 9 fev. 2009.

LESSA, C. M. **Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Sociobiodiversidade na Zona Estuarina da Costa do Dendê, Bahia**. [s.l.] UNIVERSIDADE DE BRASILIA, 2007.

LIMA, A. D. F. et al. Sustentabilidade da carcinicultura de pequena escala em áreas de baixa demanda hídrica. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. e60996578, 11 ago. 2020.

LOPES, E. R. DO N.; REUSS-STRENZEL, G. M. Geoprocessamento Aplicado à Caracterização da Ocupação de Unidades de Conservação – Um Olhar Sobre a Área de Proteção Ambiental de Guaibim, Bahia, Brasil. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 32, n. 3, p. 43–59, 2015.

LOPES, N. S.; MOREAU, M. S.; MORAES, M. E. B. Análise Da Paisagem Com Base Na Fragmentação-Caso Apa Pratigi, Baixo Sul Da Bahia, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica ...**, v. 6, n. 1, p. 53–67, 2011.

LOVELOCK, C. E.; ELLISON, J. C. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the great barrier reef to climate change. In: JOHNSON, J.E., MARSHALL, P.A. (Eds.). *Climate change and the great barrier reef: a vulnerability assessment*. Australia: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, p. 237–269, 2007.

LUZ, M.; DÍAZ, M. Propuesta metodológica para valorar el impacto de las actividades económicas en áreas costeras. **Revibec : revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 11, p. 029–038, 2009.

MANTOVANI, W. 1992. A vegetação sobre a restinga em Caraguatatu- ba, SP. In: II Congresso Nacional sobre Essências Nativas. Anais... São Paulo, SP. p 139-144.

MARTINS, M. L. L. Fitofisionomia das formações vegetais da Restinga da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaibim , Valença , Bahia , Brasil. v. 10, n. 1, p. 66–73, 2012.

MEDEIROS, D. P. W.; LOPES, A. V.; ZICKEL, C. S. Phenology of woody species in tropical coastal vegetation, northeastern Brazil. *Flora*, v. 202, p. 513–520, 2007.

MEIRELES, A. J. DE A. et al. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. *Mercator*, v. 6, n. 12, p. 83–106, 2007.

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

MOREIRA, A. T. **Implicações ambientais na comunidade marisqueira através da interferência da carcinicultura no distrito de Acupe, Santo Amaro-BA.** [s.l.] Faculdade Maria Milza, 2008.

MOURA-FÉ, M. M. et al. A Proteção do Ecossistema Manguezal pela Legislação Ambiental Brasileira. *GEOgraphia*, v. 17, n. 33, p. 126, 16 maio 2015.

NASCIMENTO, D. V. et al. Spatial evolution of supramareal hypersaline plans associated with mangrove forests: anthropic and natural factors on the Todos os Santos bay, northeast coast of Brazil. *RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 53, p. 116–138, 2022.

NICOLAU, O. S. **Ambientalismo e carcinicultura: disputa de “verdades” e conflito social no extremo sul da Bahia.** [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO, 2006.

NOGUEIRA, R. X. D. S. **Mapeamento dos Ecossistemas Costeiros e das Mudanças na Ocupação do Solo no Município de Conde, Litoral Norte da Bahia, Brasil: Integração de Sensoriamento Remoto e SIG para a Gestão Costeira.** [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2006.

PEREIRA, O.J. 1990. Caracterização fitofisionômica da restinga de Seti- ba - Guarapari/ES. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 2. 1990. Águas de Lindóia. Anais... São Paulo: ACIESP, v.3, p.207-219.

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 12/010/2022 através do link: <http://mapbiomas.org>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.r-project.org>. Acesso em: 13 abr. 2023.

RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, n. 3, p. 365–383, set.

2014.

RIOS, K.; GERMANI, G. Territórios Terra e Água no Distrito de Acupe – Santo Amaro (Bahia – Brasil): Pescadores Artesanais e Carcinicultores. Contradições na produção do espaço local. 2008.

RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. (Circular Técnica, IPEF n. 189). São Carlos: ESALQ/USP, 1999. 17 p.

RODRIGUES, S. W. P.; FILHO, P. W. M. E S. Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreá, Nordeste do Brasil a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 43, n. 3, p. 158–169, 2020.

SANTIAGO, L.; ACCIOLY, M. C.; ALMEIDA, R. O. Percepção de problemas socioambientais por marisqueiras em Barra dos Carvalhos – Nilo Peçanha – BA. In: SEMINÁRIO NACIONAL ESPAÇOS COSTEIROS, 2., 2013. Anais [...]. [S.l.: s.n.], 2013.

SANTOS, A. L. G. DOS; FURLAN, S. A. Quem ganha e quem perde com a falta de proteção aos manguezais?: aspectos da Resolução Conama nº303/2002. **Geography Department University of Sao Paulo**, v. 41, p. 1–16, 23 jul. 2021.

SANZ LÁZARO, C. Consecuencias ecológicas del enriquecimiento por materia orgánica procedente de la acuicultura y de vertidos de petróleo en ecosistemas costeros. **Proyecto de investigación**., 9 fev. 2010.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. **Código Florestal e a Ciência : O que nossos legisladores ainda precisam saber**, 2012. (Nota técnica).

SILVA DE SOUSA, A.; SARAMAGO DE OLIVEIRA, G.; HILÁRIO ALVES, L. A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos. *Cadernos da FUCAMP*, v. 20, n. 43, p. 64–83, 2021.

SILVA, L. A. DOS S. DA. **MODELAGEM GEOAMBIENTAL EM MANGUEZAIS: DETECÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS VIA MÉTODO ELETROMAGNÉTICO INDUTIVO NO BAIXO SUBAÉ, BAÍA DE TODOS OS SANTOS**. [s.l.] UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA, 2020.

SOUSA, A. S. DE; OLIVEIRA, G. S. DE; ALVES, L. H. A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos. **Cadernos da Fucamp**, v. 20, n. 43, p. 64–83, 2021.

SOUZA, A. P. S. DE et al. Detecção remota do avanço da carcinicultura sobre os manguezais na Bahia estudo de caso nas comunidades de São Francisco e Barra dos Carvalhos, município de Nilo Peçanha. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2242–2252, 2021.

SOUZA, A. P. S. DE et al. Mapeamento e identificação de vetores responsáveis pela supressão do manguezal na Zona Costeira do Baixo Sul da Bahia, Brasil Ana. **Revista Brasileira de**

Geografia Física, v. 12, n. 07, p. 2503–2521, 2019.

SOUZA, C. A. et al. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. In: PINHEIRO, M. A. A.; TALAMONI, A. C. B. (org.). *Educação ambiental sobre manguezais*. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 2018. cap. 1, p. 16–56.

SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. 2018. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p. 16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). *Educação Ambiental sobre Manguezais*. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 165 p.

SOUZA, D. C. et al. Effect of slope on the forest structure of the Atlantic Forest domain in southern Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 84, p. e258048, 2022.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.

VALENTINI, I. A. et al. Impacto Ambiental por desmatamento e soterramento na Mata Atlantica: um estudo de caso no entorno da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). **Exacta**, v. 10, n. 1, p. 115–121, 2012.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINS, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400–407.

VILARINHO, K. G.; MENEZES, M. R.; VIEIRA, V. DE C. B. Análise espaço-temporal da expansão urbana no município de Cajueiro da Praia - Piauí Spatial-temporal analysis of urban expansion in the municipality of Cajueiro da Praia – Piauí. v. 12, p. 1–12, 2023.

WICKHAM, H. et al. *ggplot2: an implementation of the grammar of graphics*. [S.l.]: Tidyverse, 2020. Disponível em: <https://github.com/tidyverse/ggplot2>. Acesso em: 10 abr. 2023.