

Impactos do Aumento do Nível do Mar e Ocupação do Solo sobre Zonas Úmidas Costeiras: Metodologia Aplicada à Baía da Babitonga (SC)

Impacts of Sea Level Rise and Land Use on Coastal Wetlands: Methodology Applied to Baía da Babitonga (SC)

André Schmidt Filgueras¹ 

Tatiana Silva da Silva² 

Iran Carlos Stalliviere Corrêa³ 

Palavras-chave:

Mudanças climáticas
Cobertura e uso do solo
Sensoriamento remoto
Serviços ecossistêmicos
Zonas úmidas costeiras

Resumo

As zonas úmidas costeiras são formadas por ecossistemas com potencial para resistir e até se expandirem em decorrência das mudanças climáticas. Para tanto, dependem da preservação da sua qualidade ambiental e dos serviços ecossistêmicos que prestam, entre eles a acumulação de sedimentos, fundamental para a manutenção das áreas atuais, e a presença de áreas terrestres contíguas livres da ocupação humana, permitindo o deslocamento para áreas mais elevadas, acompanhando o nível do mar. De forma a desenvolver uma metodologia para a avaliação conjunta dos impactos das mudanças climáticas e da ocupação do solo sobre ecossistemas costeiros, este trabalho está focado nos mangues da Baía da Babitonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina. Utilizando-se projeções de elevação do nível do mar e da expansão da ocupação humana no entorno da baía a partir de dados de cobertura e uso do solo, foi possível identificar efeitos instantâneos do aumento do nível do mar e da ocupação humana a curto, médio e longo prazo, além da área potencial de expansão dos manguezais. Os resultados obtidos indicam a necessidade da expansão de áreas de conservação, considerando-se também zonas de deslocamento em direção ao continente, e no controle dos diversos fatores de estresse que podem interferir na saúde do ecossistema e em sua capacidade de manter as áreas atuais.

Keywords

Climate change
Land cover and land use
Remote sensing
Ecosystem services
Coastal wetlands

Abstract

Coastal wetlands are formed by ecosystems with the potential to resist and even expand because of climate change. However, they depend on the preservation of their environmental quality and the ecosystem services they provide, including sediment accumulation, which is essential for maintaining current areas, and the presence of contiguous land areas free from human occupation, allowing for migration to higher areas in response to sea-level rise. To develop a methodology for the joint assessment of the impacts of climate change and land occupation of coastal ecosystems, this study focuses on the mangroves of Baía da Babitonga, located on the northern coast of Santa Catarina. By using projections of sea-level rise and human occupation expansion around the bay based on land cover and land use data, it was possible to identify immediate effects of sea-level rise and human occupation in the short, medium, and long term, as well as the potential expansion area for mangroves. The results indicate the need for the expansion of conservation areas, considering displacement zones towards the mainland, and the control of various stress factors that can interfere with the ecosystem's health and its ability to maintain current areas.

INTRODUÇÃO

As zonas úmidas costeiras, caracterizadas por se encontrarem entre o continente e o oceano, apresentam uma infinidade de outras interfaces, como entre água doce e salina, entre passado e presente, entre população e natureza, entre adaptação e mitigação e entre conservação e restauração (Emmett-Mattox; Simpson, 2018). São formadas por ecossistemas resilientes com potencial para se adaptarem à subida do nível do mar através da elevação de áreas úmidas atuais (movimento vertical) ou através da migração para a terra (movimento horizontal) de áreas úmidas atuais para áreas continentais adjacentes (Osland *et al.*, 2022; Ward *et al.*, 2016). Possuem a capacidade de contribuir direta e indiretamente para o acréscimo de sedimentos, possibilitando uma migração vertical (soerguimento) que tornaria possível a manutenção das áreas atuais mesmo com a elevação do nível do mar, a depender do grau de preservação do ecossistema e da entrada de sedimentos no ecossistema (Alongi, 2018; Krauss *et al.*, 2014). Já a migração horizontal depende da presença ou não de barreiras, naturais ou construídas pelo homem, nas novas áreas a serem inseridas na zona úmida costeira (Hopkinson *et al.*, 2019; Woodroffe *et al.*, 2016).

Até o momento, o aumento relativo do nível do mar provavelmente foi uma ameaça menor a estes ambientes que os estressores antropogênicos não relacionados ao clima, como mudanças na hidrologia (redução da entrada de água doce e de sedimentos nos sistemas pela construção de desvios para irrigação ou de represas) e aumento de resíduos domésticos e industriais despejados em consequência da ocupação humana de áreas costeiras, gerando mudanças na estrutura e composição destes ambientes (Gilman *et al.*, 2008; Gorman, 2018; Lovelock *et al.*, 2018). O processo de “construção” causada pelo aumento do nível do mar e pela expansão do uso humano da terra tem o potencial para gerar sérias consequências, como diminuição da biodiversidade e aumento da erosão e de inundações costeiras (Gilman *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2018; Woodroffe *et al.*, 2016). As zonas úmidas costeiras fornecem serviços ecossistêmicos importantes, como alimentos e biomateriais como recursos diretos, habitat para a vida selvagem, sequestro de carbono, proteção contra tempestades e acúmulo de sedimentos, entre outros (Li *et al.*, 2018; Wright *et al.*, 2019). No entanto, esta capacidade de prover serviços, inclusive a acresção de sedimento necessária para a manutenção das suas áreas atuais, depende do grau de preservação e de saúde dos

ecossistemas (Alongi, 2018; Din *et al.*, 2017; Gilman *et al.*, 2008; Godoy; Lacerda, 2015).

As imagens oriundas de sensoriamento remoto permitem uma compreensão das zonas úmidas dentro de um cenário de paisagem mais amplo, fornecendo aos gestores informações mais precisas e oportunas para a tomada de decisões (Lang *et al.*, 2015). Para uma análise da provisão de serviços ecossistêmicos de zonas úmidas costeiras, a avaliação espaço-temporal de mudanças nas suas características biofísicas é fundamental, de forma que os aspectos estruturais e mudanças da cobertura nestes ecossistemas, bem como o gerenciamento dos fatores antropogênicos envolvidos, devem ser analisadas por meio de imagens de satélite (Rahimi *et al.*, 2020). Satélites de média resolução, como os da série Landsat, permitem o monitoramento de ecossistemas de zonas úmidas, principalmente para a identificação de mudanças rápidas em áreas de grande extensão (Giri, 2018; Guo *et al.*, 2017; Klemas, 2015). No Brasil, mapas de cobertura e uso do solo de escala nacional a partir de imagens Landsat registradas desde 1985 têm sido desenvolvidos por uma rede de trabalho multidisciplinar conhecida como MapBiomass, onde são classificadas, por meio do *Google Earth Engine* (GEE), diversas categorias de coberturas naturais e usos humanos do solo, incluindo a distribuição de ecossistemas de zonas úmidas (Diniz *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2020).

O presente estudo tem como objetivo desenvolver uma metodologia quali-quantitativa de avaliação dos potenciais efeitos combinados das mudanças climáticas e da ocupação do solo, conhecido como construção costeira (Pontee, 2013), bem como, identificar ações necessárias para potencializar a capacidade de resiliência das zonas úmidas costeiras frente às mudanças climáticas. Este trabalho tem como área de estudo a baía de Babitonga, caracterizada por concentrar 75% dos manguezais do estado de Santa Catarina e uma população de 700 mil habitantes, além de possuir o maior parque industrial e o segundo sistema portuário do estado (Kilca *et al.*, 2019).

Área de Estudo

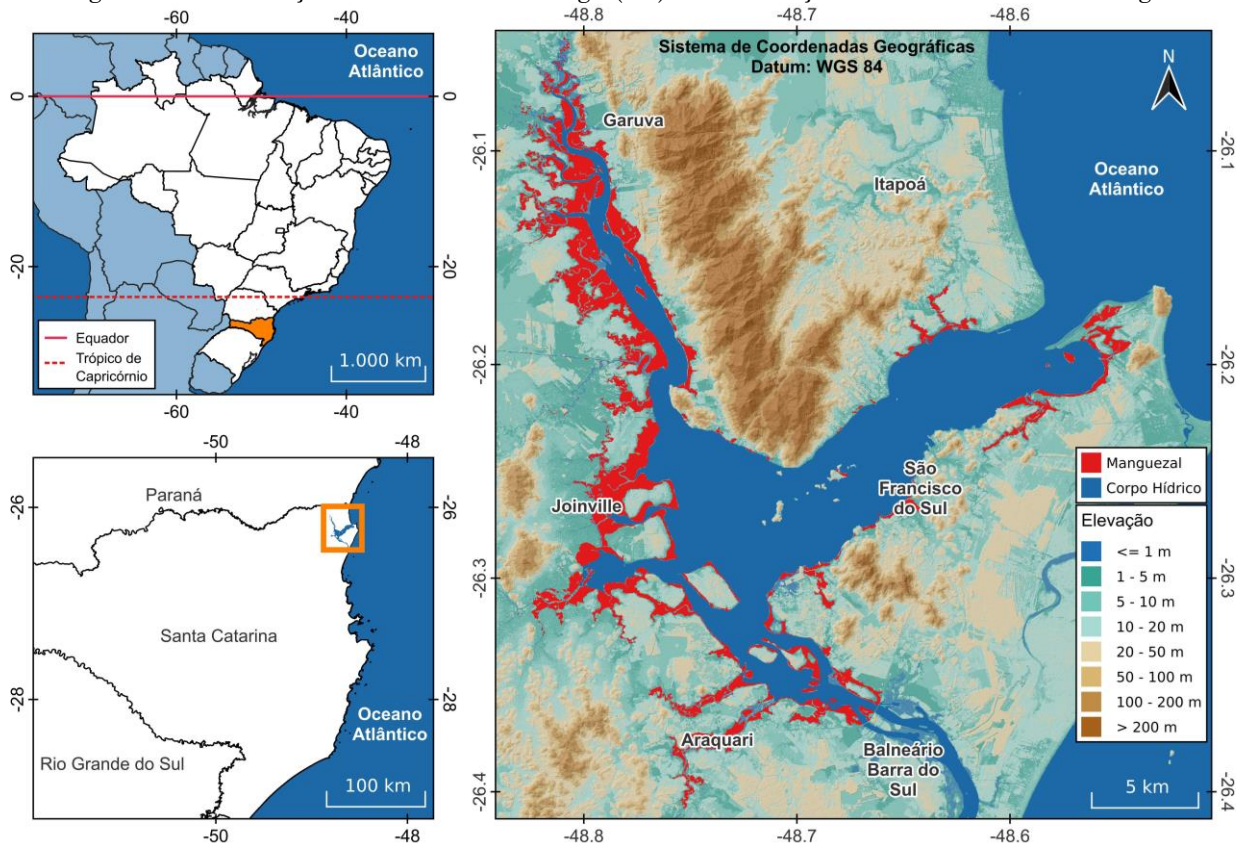
O complexo estuarino da baía da Babitonga localiza-se entre as latitudes 26° 07' e 26° 27' sul, caracterizando-se por ser o maior complexo estuarino do Estado de Santa Catarina. Possui uma área de 160 km², e a sua bacia hidrográfica apresenta uma superfície de 1.567 km², drenando terrenos de cinco dos seis municípios que circundam o estuário, com o limite norte da ocorrência de zonas úmidas sendo verificado nos

municípios de Itapoá, Joinville e Guaratuba e ao sul nos municípios de Araquari e Balneário Barra do Sul (Kilca *et al.*, 2019; Vieira *et al.*, 2008). Em termos de geomorfologia, a região é classificada quanto à geomorfologia como *Ria*, ou vale de rio afogado pela elevação do nível do mar, sendo preenchida, principalmente, desde o quaternário superior, por sedimentos fluviais e estuarinos (Mazzer; Gonçalves, 2012). O ambiente oceânico adjacente é classificado com o regime de micromarés (marés inferiores a 2 m), no entanto ocorre no interior da baía uma amplificação da altura de maré devido ao estreitamento do canal principal, gerando uma elevação de até 2,3 m (Kilca *et al.*, 2019; Truccolo *et al.*, 2006; Truccolo; Schettini, 1999).

Em termos de morfologia, a baía da Babitonga pode ser dividida em três setores, com um canal principal na direção NE/SW, com aproximadamente 3,8 km de largura e

profundidades de até 28 m, assim como dois eixos alongados no sentido SE/NW, mais estreitos, com largura máxima de 1,5 km e profundidade média de 4 m (Vieira *et al.*, 2008). O eixo ao norte, denominado Canal do Palmital, recebe as maiores contribuições hidrológicas e de sedimento, oriundas das bacias hidrográficas da escarpa da Serra do Mar, enquanto o eixo sul, conhecido como Canal do Linguado, sofreu alteração hidrológica em decorrência do fechamento do canal em 1937 para a construção da rodovia de acesso à ilha de São Francisco do Sul, promovendo desde então uma intensa sedimentação no interior deste canal (Barros *et al.*, 2010; Engel *et al.*, 2017). Tendo em vista esta interrupção e consequente discriminação dos corpos hídricos, não foi considerada na área de estudo a região do canal do Linguado ao sul do acesso a São Francisco do Sul (Figura 1).

Figura 1 - Localização da Baía de Babitonga (SC) e distribuição das zonas úmidas na região.



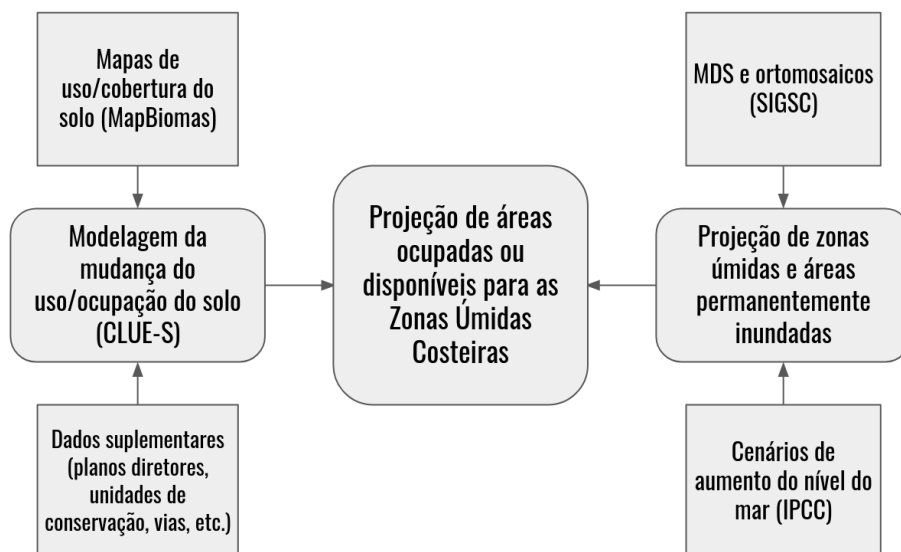
Fonte: Os autores (2023), a partir de dados do IBGE (2021) e do Sistema de Informações Geográficas de Santa Catarina (2010).

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia empregada divide-se em duas etapas principais: a primeira envolve a projeção

da elevação do nível do mar, enquanto a segunda está relacionada com a projeção das mudanças no uso/cobertura do solo (Figura 2).

Figura 2 - Representação esquemática da metodologia utilizada para e projeção da distribuição potencial das Zonas Úmidas Costeiras.



Fonte: Os autores (ano).

Para a projeção de cenários futuros de aumento do nível do mar, utilizou-se o percentil de 50% de dois Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (*Shared Socio-Economic Pathways* - SSPs) apresentados no Sexto Relatório de Avaliação (AR6) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC (Masson-Delmotte *et al.*, 2021):

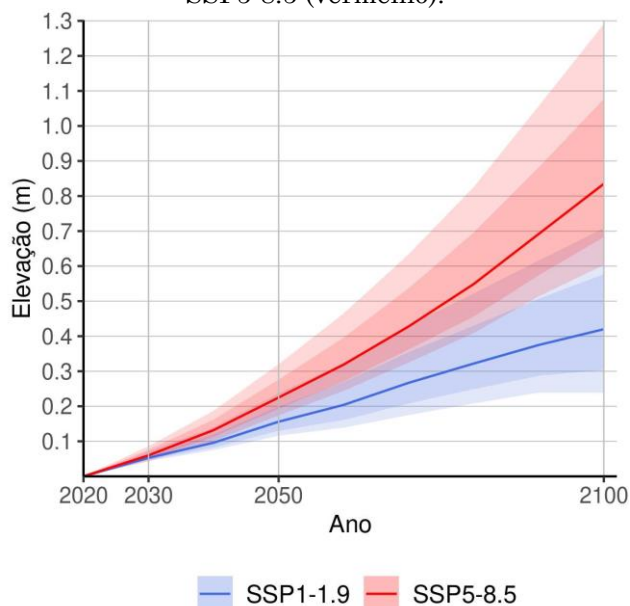
SSP1-1.9 - cenário “otimista” em que se mantém o aquecimento em aproximadamente 1,5°C em relação ao período de 1850-1900 até 2100, implicando em emissões líquidas zero de CO₂ em meados do século, em linha com a meta do Acordo de Paris;

SSP5-8.5 - um cenário “pessimista”, sem política climática adicional, em um mundo de alto desenvolvimento movido a combustíveis fósseis (Figura 3). Neste último cenário, o aquecimento global ultrapassa 4°C ao final do século XXI.

As projeções destes cenários foram obtidas por meio do *IPCC AR6 Sea Level Projection Tool* (Garner *et al.*, 2022), utilizando-se os dados regionais mais próximos disponibilizados, oriundos de Cananéia (SP).

A estimativa do impacto do aumento do nível do mar sobre a distribuição das zonas úmidas na Baía da Babitonga foi realizada via dados de aerofotogrametria e modelos digitais de elevação (resolução espacial de 0,39 e 1 m, respectivamente), disponibilizados pelo Sistema de Informações Geográficas de Santa Catarina (Santa Catarina, 2010), sendo aplicadas estas variações de nível a partir dos cenários do IPCC sobre a projeção de cobertura/uso do solo da região para os anos de 2030, 2050 e 2100.

Figura 3 - Projeção do aumento do nível do mar no percentil de 50% (linhas) e para os intervalos de 17 a 83% (áreas mais escuras) e de 5 a 95% (áreas mais claras) para os cenários SSP1-1.9 (azul) e SSP5-8.5 (vermelho).

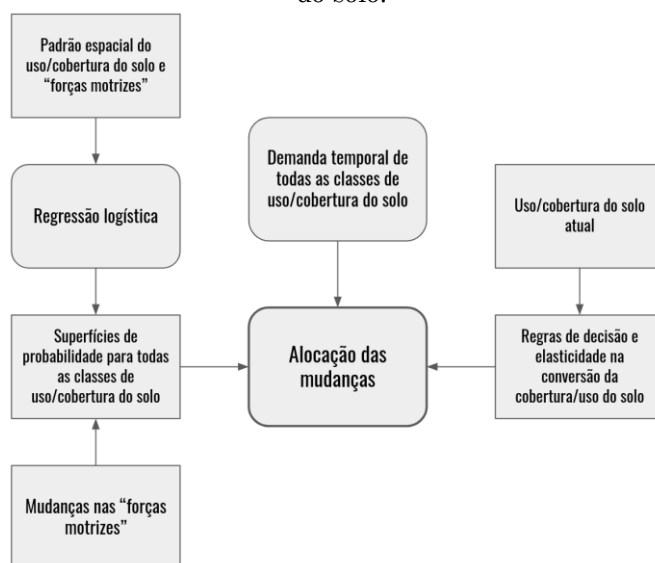


Fonte: Garner *et al.* (2022). Adaptado pelos autores (2023).

As projeções de mudanças no uso do solo na região foram realizadas a partir dos dados disponibilizados desde o ano de 1985 pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil - MapBiomas (Souza *et al.*, 2020), por meio de mapas de cobertura e uso do solo baseadas em mosaicos Landsat (resolução de 30 m) e utilizando o modelo *Conversion of Land Use and its Effects at Small Regional Extent* - CLUE-S (Verburg *et al.*, 2002) por meio do pacote *lulcc* (*Land-Use and Land-Cover Change*) da plataforma R (Moulds *et al.*, 2015). O modelo CLUE-S realiza a alocação de áreas a serem convertidas entre classes de uso/cobertura do solo a partir de um

procedimento iterativo envolvendo fatores não espaciais, como demanda temporal (projeções de aumento ou diminuição de área de cada classe) e regras subjetivas como matriz de decisão (indica as possibilidades de conversão entre classes) e elasticidade (capacidade de retorno de uma classe para a anterior), e fatores espaciais, como a distribuição atual das classes de uso/cobertura do solo e outros fatores que influenciam nas conversões, como distância de vias, unidades de conservação, planos diretores, etc (Figura 4). Os códigos de programação do pacote *lulcc* são descritos por Moulds *et al.* (2015) e também no manual de referência (Moulds, 2019).

Figura 4 - Representação esquemática do procedimento de alocação das mudanças de uso/cobertura do solo.



Fonte: Verburg *et al.* (2002). Adaptado pelos autores (2023).

Para o recorte da área a ser inserida na modelagem, considerou-se uma distância de até 5 km da localização atual das áreas de mangue, distância esta que mostrou suficiente para incluir na análise a maior parte da área urbana dos quatro municípios cuja estrutura urbana se encontra próxima da baía da Babitonga (Joinville, São Francisco do Sul, Araquari e Garuva). A projeção do quantitativo de áreas para cada categoria até o ano de 2100, utilizada para o processo de alocação do modelo, utilizou-se na plataforma R o pacote forecast (Hyndman; Khandakar, 2008), a partir do comportamento destas categorias ano a ano entre 1985 a 2020. Este pacote fornece métodos e ferramentas para exibir e analisar previsões de séries temporais univariadas, incluindo suavização exponencial por meio de modelos de espaço de estado, utilizado neste trabalho.

Após uma avaliação preliminar, as categorias originais de cobertura e uso do solo do MapBiomias foram divididas em cinco classes: as classes Florestas e Mangue, equivalentes às categorias “1.1 Formação Florestal” e “1.3. Mangue” do MapBiomias; a classe Ocupação Primária, formada por categorias do MapBiomias que apresentaram avanço diretamente sobre áreas naturais; a classe Ocupação Rural, formada por categorias inseridas na classe “Agropecuária” do Mapbiomias cujo avanço se deu principalmente sobre a classe de Ocupação Primária; e a Ocupação Urbana, cujo avanço se deu sobre as demais classes, principalmente Ocupação Primária (Quadro 1). Além destas classes, foi inserida uma sexta, denominada Transição, caracterizada por áreas não classificadas como

Mangue mas inseridas dentro do limite superior da elevação do nível da água no interior da baía de Babitonga (2,3 m), formada principalmente por ecótonos entre os ambientes terrestre e marinho, onde se observa a ocorrência predominante de vegetação herbácea, e também por áreas entre o corpo hídrico e o mangue, ocupada por marismas ou sem vegetação consolidada (Charlier-Sarubo, 2015; Schaeffer-Novelli, 2008).

Tendo em vista que, em estudos preliminares (submetido à publicação), foram identificadas mudanças dentro das áreas de mangue pelo MapBiomias relacionadas principalmente à alteração na estrutura dos mangues, e não na conversão do mangue em outras classes de cobertura e uso do solo, foi considerado para este estudo o total de áreas de mangue que tenham sido classificadas como tal desde 1985 e que não tenham sido convertidas em Ocupação Urbana. Os apicuns foram inseridos na classe Mangue por serem considerados um tipo de manguezal herbáceo e, portanto, parte integrante do ecossistema de mangue (Schmidt *et al.*, 2013).

A avaliação do impacto das mudanças climáticas e da ocupação do solo, além dos cenários de elevação do nível do mar e a projeção da cobertura e uso do solo, serão apresentados a distribuição das zonas úmidas costeiras (ZUC) com dois cenários para a vegetação de mangue: uma que considera a elevação do nível do mar sobre as condições atuais de elevação das áreas de mangue, denominado ZUC instantâneo, e outra considerando a capacidade do mangue de acompanhar o aumento do nível do mar, preservando assim as áreas apresentadas em 2020, denominada ZUC potencial.

Quadro 1 - Reclassificação das classes apresentadas pelo Mapbiomas utilizadas no presente estudo.

Classes MapBiomas (v6.0)	Nova Classificação
1. Floresta	
1.1 Formação Florestal	Florestas
1.3. Mangue	Mangue
1.4. Restinga Arborizada	Florestas
2. Formação Natural não Florestal	
2.3. Apicum	Mangue
3. Agropecuária	
3.1. Pastagem	Ocupação Rural
3.2. Agricultura	Ocupação Rural
3.3. Silvicultura	Ocupação Rural
3.4. Mosaico de Agricultura e Pastagem	Ocupação Primária
4. Área não Vegetada	
4.2. Área Urbanizada	Ocupação Urbana
4.4. Outras Áreas não Vegetadas	Ocupação Primária

Fonte: Os autores (2023).

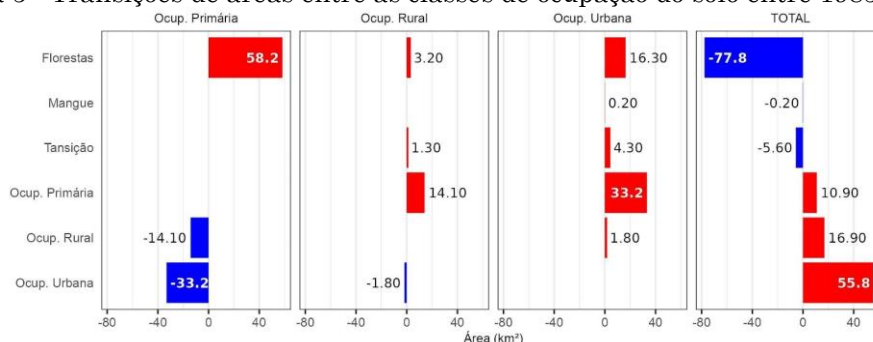
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Transições Realizadas (1985-2020) e Projeções das Classes de Uso/cobertura do Solo

Avaliando-se as transições verificadas entre as classes de uso/cobertura do solo entre 1985 e 2020, verifica-se um aumento da ocupação humana em detrimento principalmente das áreas de Florestas, no entanto esta transição ocorre principalmente por intermédio da classe

Ocupação Primária, responsável por 75% da perda de áreas de Floresta. As outras classes de ocupação avançam principalmente sobre áreas de Ocupação primária, sendo a Ocupação Urbana a única a avançar sobre todas as categorias (Figura 5). As áreas classificadas como Ocupação Primária representam, a partir destes resultados, áreas com atividade agrícola incipiente/intermitente ou regiões onde ocorre uma supressão da vegetação, objetivando uma expansão da Ocupação Urbana em curto prazo.

Figura 5 - Transições de áreas entre as classes de ocupação do solo entre 1985 e 2020.



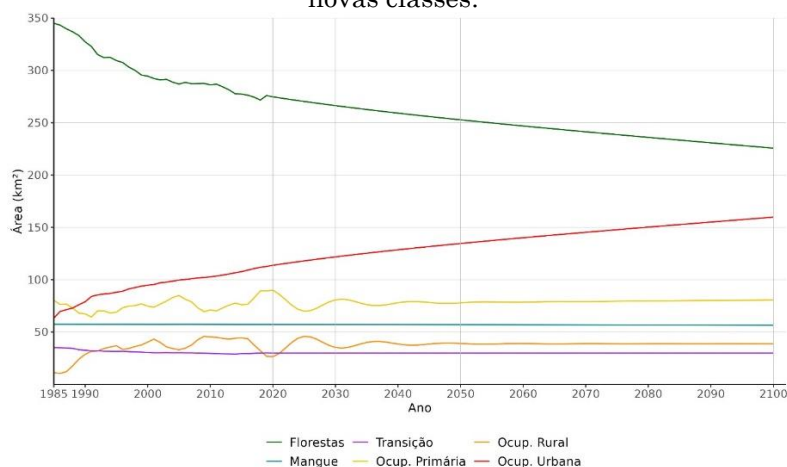
Fonte: Os autores (2023).

Os valores de área para cada classe de uso/cobertura do solo entre 1985 e 2020 indicam para um contínuo aumento das áreas de Ocupação Urbana e redução das áreas de Florestas, ressaltando a transferência de áreas entre estas duas classes verificada anteriormente. As demais classes não apresentaram uma tendência clara de mudança

em suas áreas, mantendo-se desta forma as áreas em torno dos valores observados desde 1985. No caso da Ocupação Rural, verifica-se um aumento concentrado entre 1985 e meados da década de 90, seguida de uma oscilação das áreas em torno de 38 km². As projeções entre 2020 e 2100 seguiram estes padrões, ou seja, um aumento contínuo da Ocupação Urbana em

detrimento das Florestas, com as demais classes não apresentando tendências, mantendo-se contínuas na projeção (Figura 6).

Figura 6 - Distribuição da cobertura/uso do solo de 1985 a 2020 e projeção até o ano 2100 para as novas classes.



Fonte: Os autores (2023).

Migração Horizontal (ZUC Instantâneo)

Os resultados obtidos indicam que as ZUCs da baía da Babitonga apresentam tendência de aumento de 106,9 km² em 2020 para valores entre 108,3 km² em 2030 (SSP1-1.9) e 116,7 km² em 2100 (SSP5-8.5). Apesar deste aumento em área, observou-se um contínuo decréscimo do percentual de ocupação, pelas áreas originais de mangue e de zonas úmidas em geral (Mangue + Transição), em detrimento tanto de áreas de florestas terrestres quanto das três classes de ocupação/uso humano, restando 26,4 km² de Mangue e 20,52 km² de Transição em 2100, considerando o pior cenário de elevação do nível do mar (SSP5-8.5). Estas áreas representam 57,86% e 31,12% das áreas de 2020, respectivamente (Tabela 1).

Para os cenários a longo prazo (2100), as áreas naturais terrestres (Florestas) inseridas nas zonas úmidas não serão suficientes para a migração e manutenção da área original de mangue no cenário “pessimista”. Considerando-se a ZUC em geral (Mangue + Transição), não haverá inserção de áreas de Florestas em quantidade suficiente para a manutenção do quantitativo observado em 2020 já para o ano de 2030, tanto o cenário SSP5-8.5 quanto o “otimista” (SSP1-1.9).

A falta de áreas naturais para a migração horizontal dos mangues, mesmo com o aumento da área total das ZUC ao longo do tempo, se dá pela inserção nestas áreas de uma parcela cada vez maior de regiões ocupadas pelo ser humano. Em 2020, o somatório das ocupações primária, rural e urbana inserida na ZUC da baía da

Babitonga representa 11% da mesma, enquanto em 2100 a expansão se dá para 24,4% e 33,6% nos cenários SSP1-1.9 e SSP5-8.5, respectivamente. As áreas de Ocupação Urbana em 2030 serão maiores que o somatório das três classes de ocupação humana em 2020, nos dois cenários analisados. Entre os municípios localizados no entorno da baía da Babitonga, Joinville, que participa com 47,7% das áreas de ZUCs em 2020, contribui com 83,5% das áreas de Ocupação Urbana inseridas nestas áreas.

O município de Joinville sofreu entre as décadas de 60 e 90 um forte processo migratório de trabalhadores, com vista ao polo industrial então em desenvolvimento, o que, combinado com a falta de moradias e de políticas públicas habitacionais, levou ao início da ocupação dos mangues, em condições precárias de infraestrutura básica. Este processo ocorreu até o final da década de 80, com a criação do Núcleo de Bacias Hidrográficas da Prefeitura de Joinville e com a construção de um canal artificial com o propósito de conter fisicamente o processo de ocupação sobre o mangue e a instalação da infraestrutura urbana nas áreas já ocupadas (Silva, 2020).

Estas áreas ocupadas sobre as ZUCs, expostas a marés astronômicas, meteorológicas e sob o efeito de aportes pluviométricos, sofrem com frequentes inundações (Muller *et al.*, 2012). Como consequência da urbanização de áreas de ZUCs, observa-se para algumas regiões de Joinville uma tendência de redução drástica das áreas de mangue até 2100, com áreas de ocupação urbana expostas diretamente ao corpo hídrico (Figura 7).

Tabela 1 - Distribuição das áreas (km²) ocupadas por cada classe nas ZUCs em 2020 e projeções para 2030, 2050 e 2100 quanto à elevação do nível do mar (SSP1-1.9 e SSP5-8.5, respectivamente) e quanto à capacidade de migração vertical do mangue (ZUC potencial e ZUC instantânea, respectivamente).

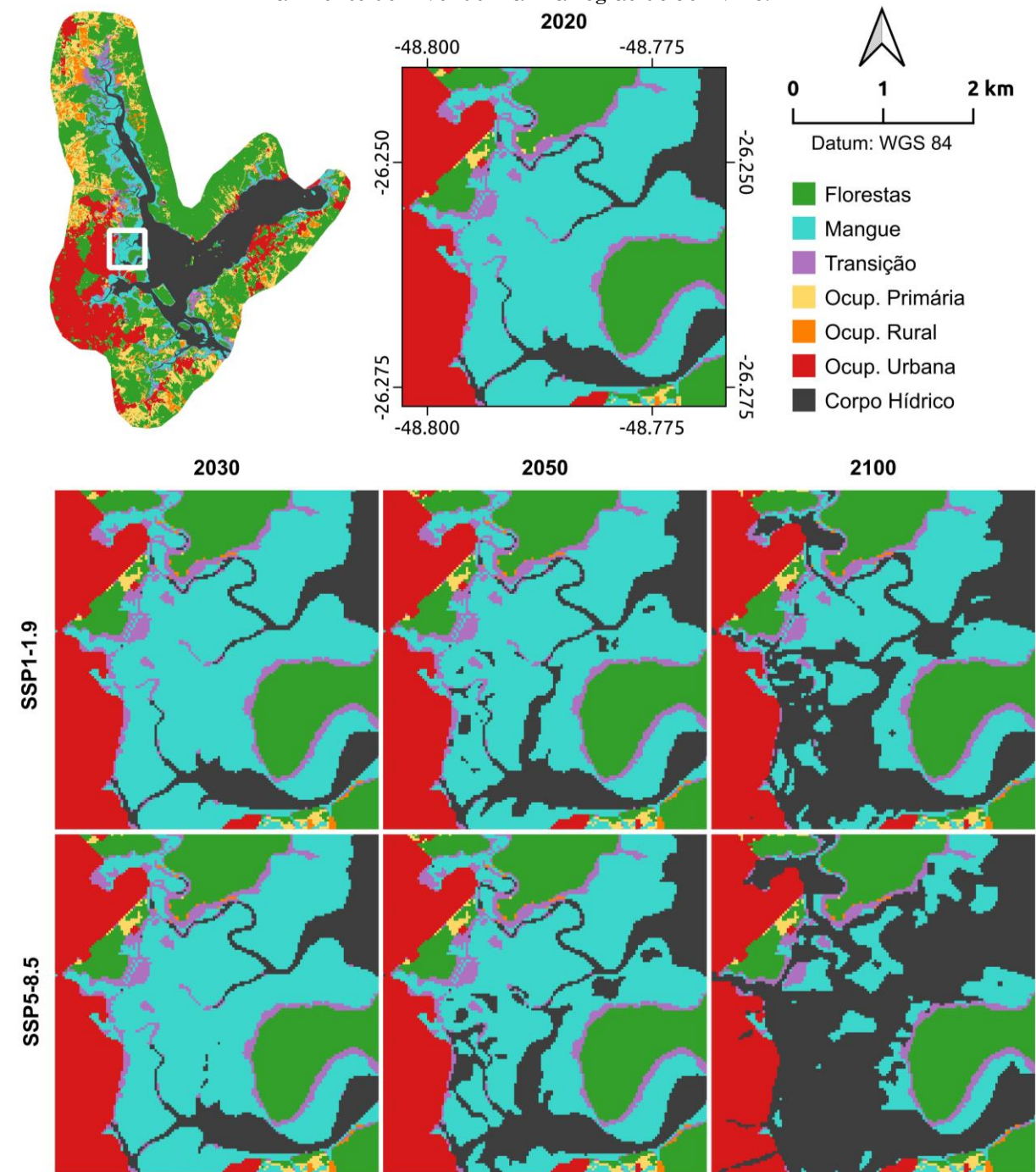
Categoria	2020	SSP1-1.9			Perda para o Corpo Hídrico**	SSP5-8.5			Perda para o Corpo Hídrico**	
		2030	2050	2100		2030	2050	2100		
Florestas	-	0,88 (0,81%)	6,24 (5,61%)	17,29 (14,92%)	-	1,31 (1,21%)	10,34 (9,13%)	30,61 (26,24%)	-	
Mangue	61,85 (57,86%)	61,57 (56,85%)	57,30 (51,53%)	46,03 (39,73%)	15,82 (72,93%)	61,28 (56,36%)	54,28 (47,90%)	26,40 (22,63%)	35,45 (77,16%)	
Transição	33,27 (31,12%)	29,65 (27,38%)	28,08 (25,25%)	24,42 (21,07%)	5,75 (26,51%)	29,49 (27,13%)	27,06 (23,88%)	20,52 (17,59%)	9,81 (21,35%)	
ZUC Instantânea	Ocupação Primária	0,24 (0,22%)	2,32 (2,14%)	3,65 (3,28%)	6,84 (5,90%)	0,005 (0,02%)	2,49 (2,29%)	4,57 (4,04%)	11,02 (9,45%)	0,035 (0,08%)
	Ocupação Rural	2,16 (2,02%)	3,43 (3,17%)	3,99 (3,59%)	5,16 (4,45%)	0,013 (0,06%)	3,53 (3,24%)	4,35 (3,84%)	6,41 (5,50%)	0,050 (0,11%)
	Ocupação Urbana	9,38 (8,77%)	10,44 (9,65%)	11,95 (10,74%)	16,14 (13,93%)	0,104 (0,48%)	10,62 (9,77%)	12,71 (11,22%)	21,70 (18,60%)	0,597 (1,30%)
	TOTAL	106,9	108,3	111,2	115,9	21,7	108,7	113,3	116,7	45,9
Perda de Mangue*	-	0,28	4,55	15,82	-	0,57	7,57	35,45	-	
ZUC Potencial	106,9	108,6	115,8	131,7	-	109,3	120,9	152,1	-	

*em relação a 2020.

**áreas permanentemente alagadas entre 2020 e 2100.

Fonte: Os autores (2023).

Figura 7 - Distribuição das classes de cobertura e uso do solo para 2020 e projeções de perda pelo aumento do nível do mar na região de Joinville.

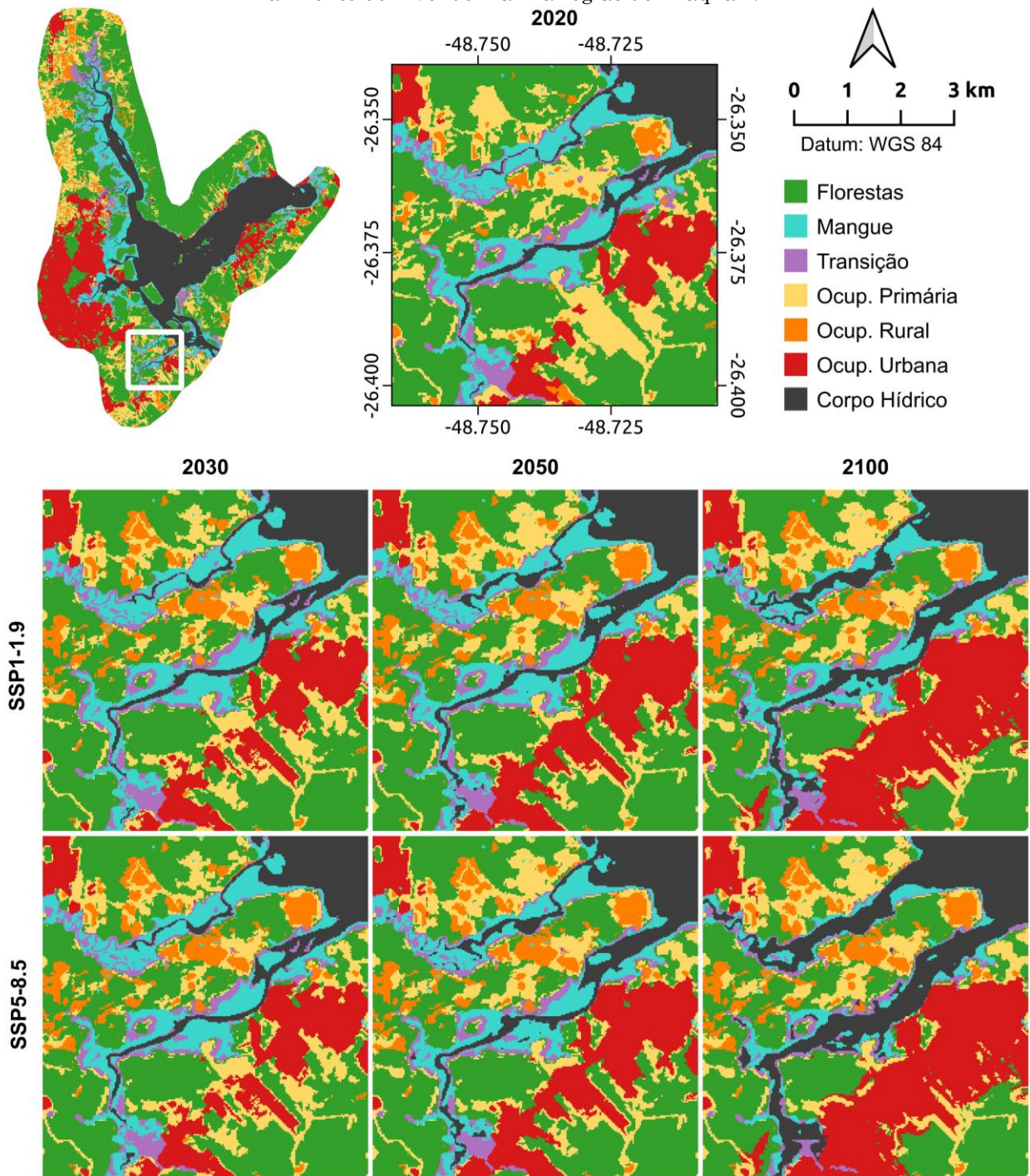


Fonte: Os autores (2023).

Os mangues possuem como serviço ecossistêmico a proteção costeira, reduzindo a energia das ondas incidentes sobre as regiões terrestres adjacentes (Kamil, 2021; Lee *et al.*, 2021; Menéndez *et al.*, 2020), de forma que as estas áreas urbanas, além de sofrerem o aumento da frequência e magnitude das inundações pelo aumento do mar, estarão mais expostas ao potencial destrutivo de eventos climáticos extremos, cuja ocorrência e intensidade devem ser aumentadas em decorrência do aquecimento global (Duarte *et*

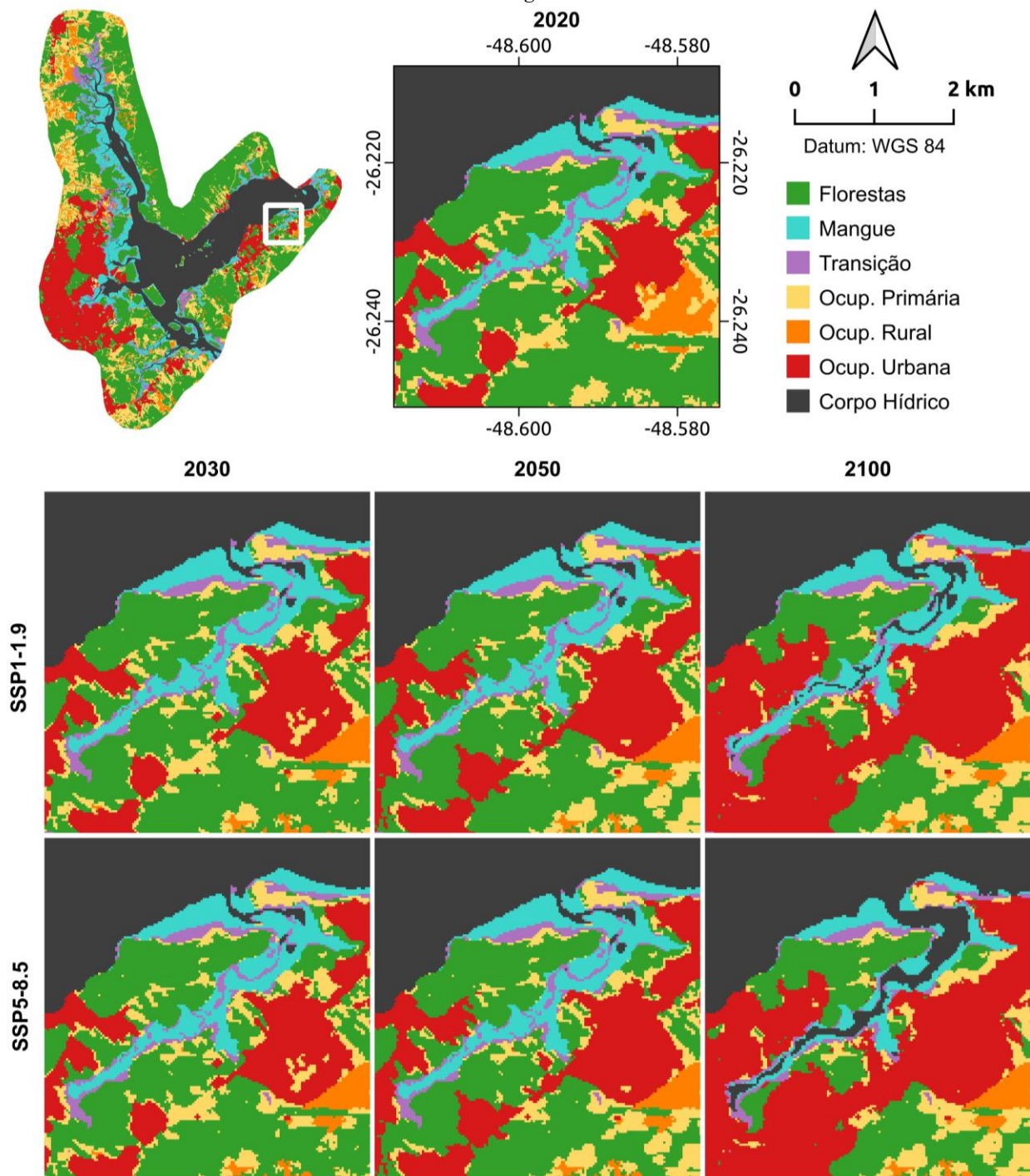
al., 2013; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016). Outras áreas urbanas próximas aos ecossistemas de mangue, como Araquari e São Francisco do Sul (Figuras 8 e 9), apesar de não terem apresentado ocupações de áreas de mangue na intensidade das observadas em Joinville, possuem uma tendência de crescimento urbano no entorno das áreas de ZUCs atuais previstas em seus planos diretores, potencializando o risco de contração costeira, perda de serviços ecossistêmicos e futuras inundações de zonas urbanas.

Figura 8 - Distribuição das classes de cobertura e uso do solo para 2020 e projeções de perda pelo aumento do nível do mar na região de Araquari.



Fonte: Os autores (2023).

Figura 9 - Distribuição das classes de cobertura e uso do solo para 2020 e projeções de perda pelo aumento do nível do mar na região de São Francisco do Sul.

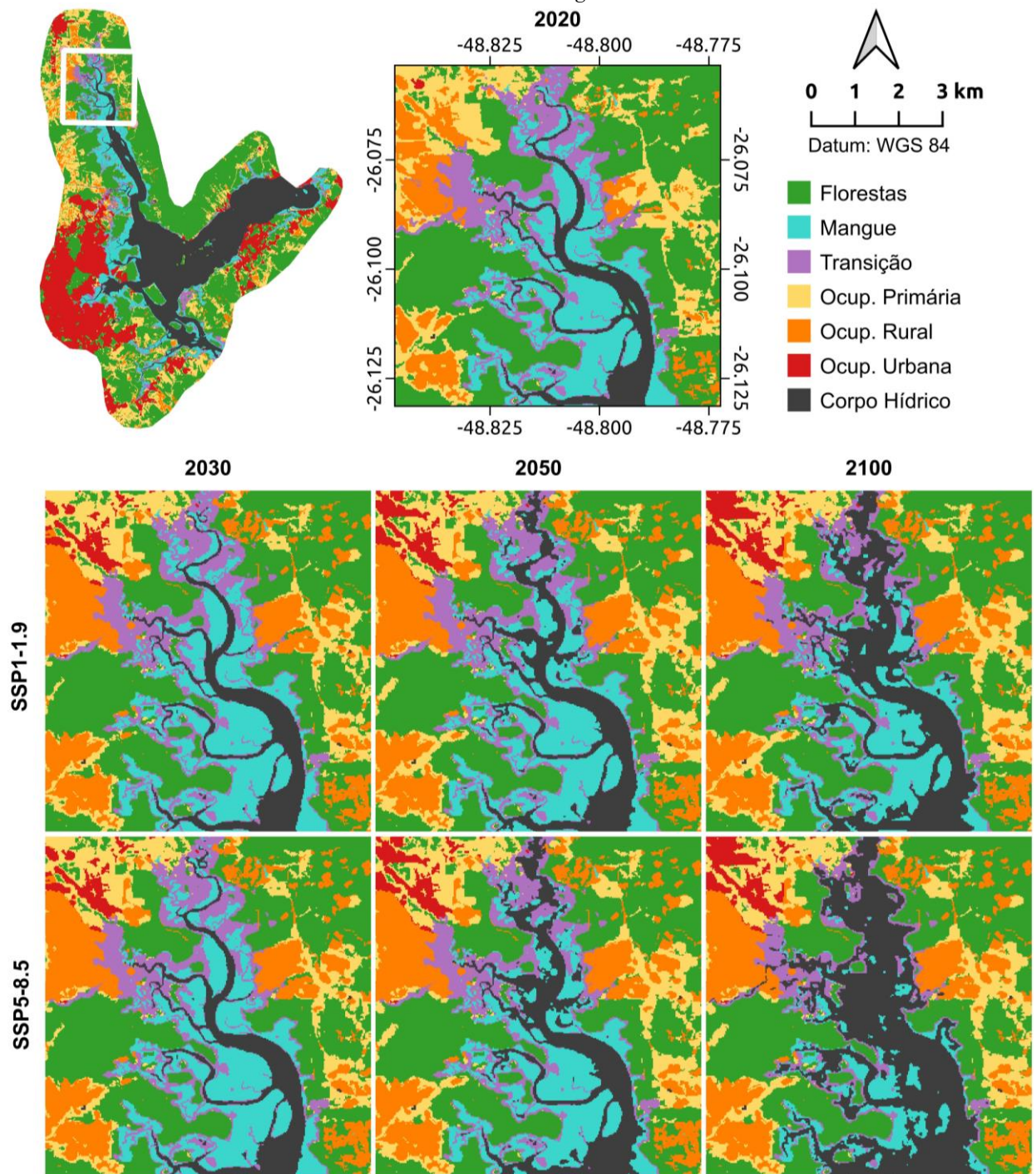


Fonte: Os autores (2023).

Já o município de Garuva, localizado ao norte do rio Palmital (Figura 10), não possui o centro urbano contíguo às zonas úmidas atuais, com a maior parte das áreas no entorno das zonas úmidas categorizadas como áreas rurais de uso controlado, com o entorno das zonas úmidas classificadas predominantemente como Florestas. As ZUCs localizadas no canal do Palmital, por apresentarem grandes áreas e baixa ocupação no seu entorno, circundadas

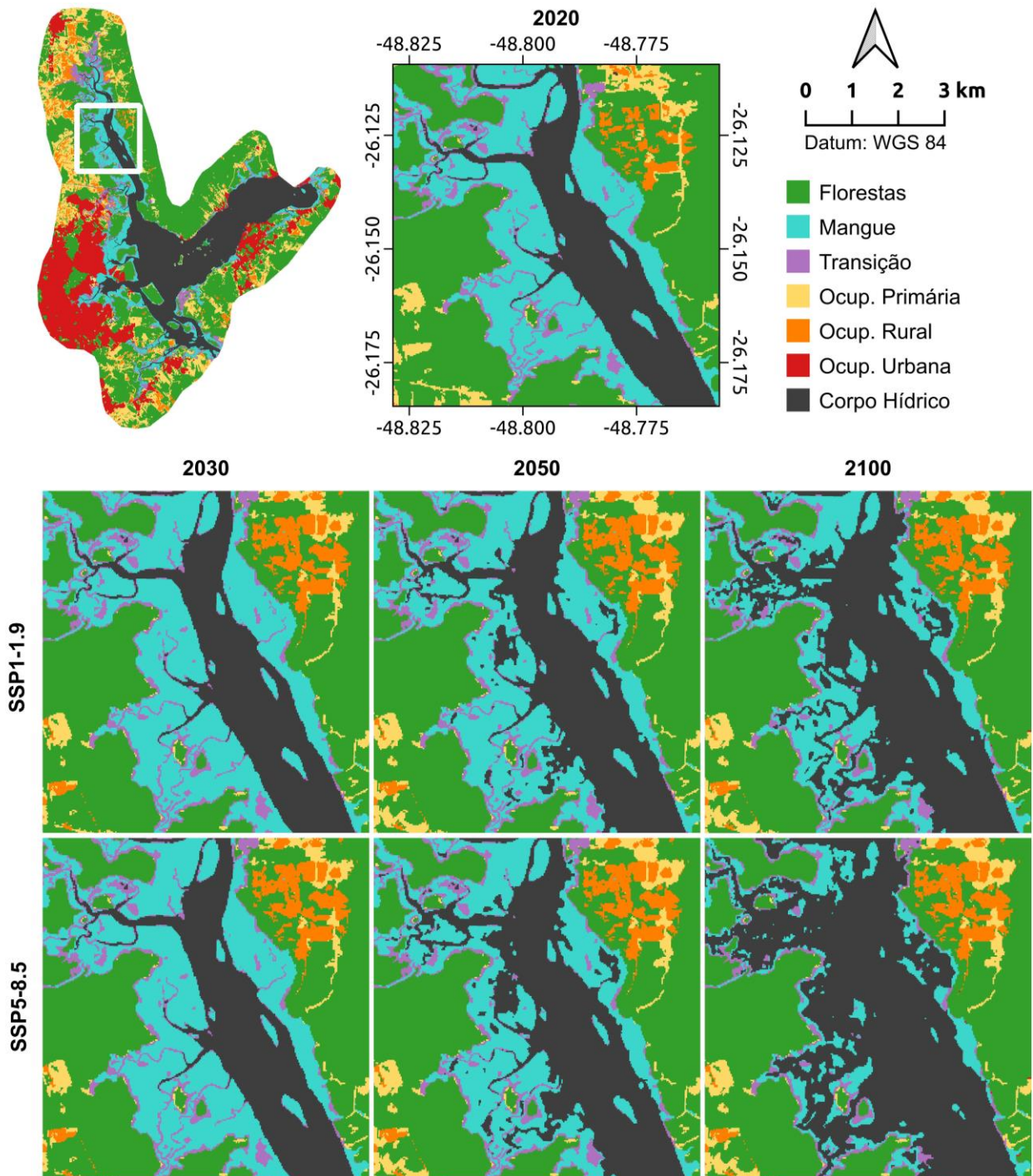
principalmente por Florestas, mostram-se como a região mais propícia à migração horizontal dos manguezais da baía da Babitonga no século XXI (Figura 11). Entre as ocupações humanas do solo, a Urbana é a que tem o maior impacto sobre a expansão dos mangues devido à sua virtual irreversibilidade (mínima elasticidade), enquanto a Rural e Primária podem mais facilmente retornar à cobertura original (Verburg *et al.*, 2002).

Figura 10 - Distribuição das classes de cobertura e uso do solo para 2020 e projeções de perda pelo aumento do nível do mar na região de Garuva.



Fonte: Os autores (2023).

Figura 11 - Distribuição das classes de cobertura e uso do solo para 2020 e projeções de perda pelo aumento do nível do mar na região do rio Palmital, entre os municípios de Garuva, Joinville e São Francisco do Sul.



Fonte: Os autores (2023).

Migração Vertical (ZUC Potencial)

Através de paleoregistros sedimentares da acreção vertical do manguezal, estima-se que este ecossistema possui uma capacidade de acreção de sedimentos e migração vertical de 6,1 mm por ano, enquanto o aumento do nível do mar ao longo do século XXI pode variar de 5 mm (cenário otimista) a 10 mm/ano (cenário pessimista), de forma que a preservação de

áreas atuais de mangue mostra-se viável (Saintilan *et al.*, 2020). Considerando-se a manutenção das áreas atuais de mangue devido à migração vertical, as ZUCs naturais da baía da Babitonga (Mangue, Transição e Florestas inseridas nas projeções) poderão se expandir de 95 km² (2020) para 103,6 km² (SSP1-1.9) ou 113 km² (SSP5-8.5) em 2100, dentro de uma ZUC potencial (considerando também as áreas sob ocupação humana) que alcançaria entre 131,7 e

152,1 km² ao final do século, respectivamente (Tabela 1).

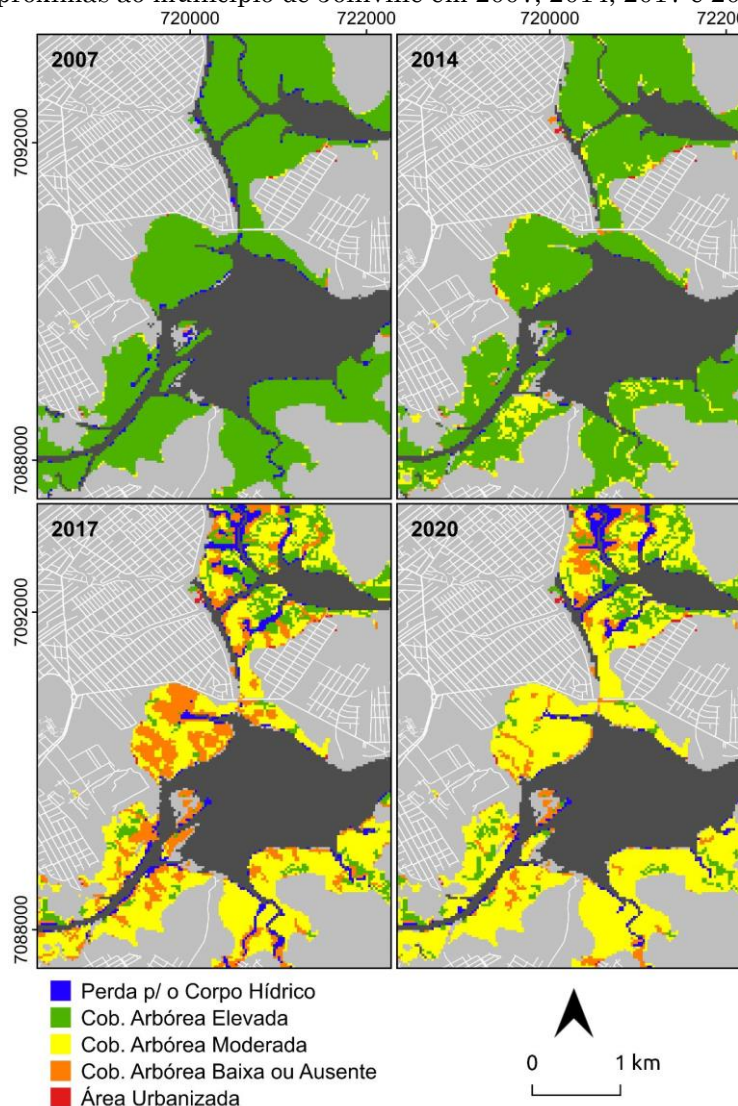
O movimento vertical destes ecossistemas, no entanto, depende em grande parte da relação entre acreção de sedimentos (tanto autóctone quanto alóctone) e a mudança relativa do nível do mar, incorporando feedbacks biogeomórficos não lineares entre as condições hidrodinâmicas, entradas de sedimentos, produtividade da vegetação e taxas de elevação (Godoy; Lacerda, 2015; Osland *et al.*, 2022; Woodroffe *et al.*, 2016). A baía da Babitonga recebe um aporte de sedimentos oriundo da bacia de drenagem que pode chegar a 0,02x10⁶ t/ano (Lessa *et al.*, 2018) e apresenta ambientes deposicionais, principalmente na porção oeste do canal principal, próximo da área urbana de Joinville, além de uma intensa sedimentação na porção mais ao sul da baía, em decorrência da mudança na hidrodinâmica provocada pelo aterramento do canal do Linguado (Cremeret *et al.*, 2006; Mazzer; Gonçalves, 2012; Silva, 2011; Vieira *et al.*, 2008). Além da acresção de sedimentos e a proteção da costa, a manutenção e/ou expansão das áreas de mangue promoveriam diversos outros serviços, entre eles uma consequência da sedimentação, que é o sequestro de carbono, fundamental para a regulação climática (Kuwa; Hori, 2019). As zonas úmidas costeiras sequestram e armazenam mais carbono por área que quase todos os outros ecossistemas, sendo prioritárias para conservação, uma vez que, em comparação a outros ecossistemas do mundo, a perda de sua vegetação envolve emissões de carbono desproporcionalmente superiores para a atmosfera ou o oceano costeiro (Alongi, 2018).

Mesmo com os indícios apresentados de um importante aporte e retenção de sedimentos no interior da baía, não é possível prever de forma conclusiva como os manguezais da baía da Babitonga reagirão às mudanças climáticas e o consequente aumento do nível do mar, tendo em vista a complexidade dos processos envolvidos. No entanto, deve-se garantir as condições ambientais adequadas para que este ecossistema possa se desenvolver de forma plena, otimizando assim seu potencial (Alongi, 2018; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016; Shrestha *et al.*, 2019). Para tanto, mostra-se necessário um contínuo monitoramento para a avaliação da qualidade ambiental deste ecossistema, bem como para o desenvolvimento de ações que permitam a manutenção e otimização da sua qualidade ambiental. A partir de um estudo submetido à publicação, identificamos um acelerado processo de degradação dos

manguezais da baía da Babitonga desde 2016, ocasionado provavelmente pela combinação de impactos de efluentes urbanos industriais, variações climáticas (*El Niño*) e o ataque de uma espécie invasora (lepidóptero - *Hyblaea puer*). Esta degradação ambiental mostrou-se concentrada nas áreas de mangue mais próximas do município de Joinville, reforçando os indícios de uma relação com o adensamento da ocupação humana nesta região (Figura 12).

Tendo em vista os resultados apresentados, mostra-se fundamental a elaboração de políticas públicas que permitam a delimitação das zonas úmidas costeiras, classificadas como áreas de proteção permanente (APP), em dimensões compatíveis com a expansão horizontal potencialmente ocasionada pela elevação do nível do mar e/ou considerando-se esta expansão na elaboração dos planos diretores municipais e demais instrumentos de ordenamento territorial, além da avaliação da qualidade ambiental no interior destas APP, de forma a mitigar as perdas para o ambiente oceânico. Soluções baseadas em eco-engenharia podem ser úteis para otimizar os serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais (Duarte *et al.*, 2013). A conscientização da população local se mostra de extrema importância, uma vez que, embora os beneficiários dos serviços ecossistêmicos estejam situados em nível local, regional, nacional ou mesmo global, os usuários dos recursos locais têm a maior influência sobre o futuro fornecimento de serviços ecossistêmicos de mangue (Lee *et al.*, 2014). Os pagamentos por serviços ecossistêmicos (PES) podem fornecer uma fonte de renda adicional para as comunidades locais protegerem as florestas de mangue para que possam acumular ainda mais sedimentos e carbono, além dos demais serviços ecossistêmicos (Alongi, 2011; Manéz *et al.*, 2014; Thompson; Friess, 2019). A nível global, o Programa de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation - REDD*), de iniciativa das Nações Unidas, busca ajudar os países em desenvolvimento a preparar e implementar estratégias nacionais, não apenas em relação ao desmatamento e da degradação florestal, mas também incluindo o papel da conservação, manejo sustentável das florestas e aumento dos estoques de carbono florestal na redução de emissões, conhecido como REDD+ (Alongi, 2011).

Figura 12 - Distribuição das classes de cobertura arbórea identificadas em regiões de manguezal próximas ao município de Joinville em 2007, 2014, 2017 e 2020.



Fonte: Os autores (2023).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A preservação das zonas úmidas é de suma importância para a manutenção das linhas costeiras atuais e preservação da qualidade de vida, tanto das populações que habitam estas regiões quanto de forma global. Tendo em vista os potenciais impactos decorrentes do aumento do nível do mar e da ocupação do solo identificados, conclui-se que o planejamento e gestão das zonas costeiras da baía de Babitonga devem considerar não apenas a localização atual dos mangues e das zonas úmidas em geral, mas também as áreas passíveis de expansão horizontal por parte destes ecossistemas, bem como desenvolver e implantar políticas eficientes de preservação dos mesmos em termos de qualidade ambiental, otimizando a capacidade de retenção de sedimentos do

ecossistema e tornando possível a manutenção de áreas originais e, por consequência, permitindo a expansão das zonas úmidas costeiras e dos serviços prestadas por ela a nível regional, nacional e global. A metodologia desenvolvida no presente trabalho, a partir da comparação entre um futuro sem a preservação dos mangues (ZUC instantânea) e outro no qual os mesmos serão plenamente preservados (ZUC potencial), se mostrou relevante para demonstrar a importância da conservação das áreas atuais em termos de qualidade ambiental.

FINANCIAMENTO

Este trabalho foi realizado mediante a concessão de bolsa de doutorado do Programa de Excelência Acadêmica (PROEX) por parte da

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. **Blue carbon: Coastal sequestration for climate change mitigation**. Springer, 2018. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-91698-9>.
- ALONGI, D. M. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. **Environmental Science and Policy**, v. 14, n. 4, p. 462–470, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2011.02.004>
- BARROS, G. V.; MARTINELLI, L. A.; NOVAIS, T. M. O.; OMETTO, J. P. H. B.; ZUPPI, G. M. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in baía da Babitonga (Santa Catarina, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 10, p. 2226–2232, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.060>.
- CHARLIER-SARUBO, S. Monitoramento dos ecótonos entre manguezal e marisma e entre manguezal e vegetação de restinga. *In*: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (org.). **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]**. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. p. 108–115. <https://doi.org/10.7476/9788598729251>.
- CREMER, M. J.; MORALES, P. R. D.; OLIVEIRA, T. (org.). 1. O Estuário da Baía da Babitonga. *In*: **Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga**. Joinville: UNIVILLE, 2006. p. 256–256.
- DIN, N.; NGO-MASSOU, V. M.; ESSOMÈ-KOUM, G. L.; NDEMA-NSOMBO, E.; KOTTÈ-MAPOKO, E.; NYAMSI-MOUSSIAN, L. Impact of urbanization on the evolution of mangrove ecosystems in the Wouri River Estuary (Douala Cameroon). *In*: FINKL, C. W.; MAKOWSKI, C. (ed.). **Coastal wetlands: Alteration and remediation**. Springer, 2017. p. 81–131. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56179-0>. DINIZ, C.; CORTINHAS, L.; NERINO, G.; RODRIGUES, J.; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA-FILHO, P. W. M. Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11070808>.
- DUARTE, C. M.; LOSADA, I. J.; HENDRIKS, I. E.; MAZARRASA, I.; MARBÀ, N. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 11, p. 961–968, 2013. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1970>.
- EMMETT-MATTOX, S.; SIMPSON, S. The Importance of Blue Carbon in Coastal Management in the United States. *In*: WINDHAM-MYERS, L.; CROOKS, S.; TROXLER, T. G. (ed.). **A Blue Carbon Primer: The State of Coastal Wetland Carbon Science, Practice and Policy**. CRC Press, 2018. p. 9–16. <https://doi.org/10.1201/9780429435362-2>
- ENGEL, F.; BÖHM, R. F. S.; SILVEIRA, M. D. S.; DELL’AGNOLO, E. C.; POLETTE, M. O Canal do Linguado da Baía da Babitonga/SC: uma retrospectiva através da história e considerações sobre uma possível reabertura. **Geosul**, v. 32, n. 65, p. 87–101, 2017. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2017v32n65p87>.
- GARNER, G. G.; HERMANS, T.; KOPP, R. E.; SLANGEN, A. B. A.; EDWARDS, T. L.; LEVERMANN, A.; NOWICKI, S.; PALMER, M. D.; SMITH, C.; FOX-KEMPER, B.; HEWITT, H. T.; XIAO, C.; ADALGEIRSDÓTTIR, G.; DRIJFHOUT, S. S.; GOLLEDGE, N. R.; HEMER, M.; KRINNER, G.; MIX, A.; NOTZ, D.; NURHATI, I. S.; RUIZ, L.; SALLÉE, J.-B.; YU, Y.; HUA, L.; PALMER, T.; PEARSON, B. **IPCC AR6 WGI Sea Level Projections**. World Data Center for Climate (WDCC) at DKRZ, 2022. https://doi.org/10.26050/WDCC/AR6.IPCC-DDC_AR6_Sup_SLPr.
- GILMAN, E. L.; ELLISON, J.; DUKE, N. C.; FIELD, C. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 237–250, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>.
- GIRI, C. Mapping and monitoring of mangrove forests of the world using Remote Sensing. *In*: WINDHAM-MYERS, L.; CROOKS, S.; TROXLER, T. G. (ed.). **A Blue Carbon Primer: The State of Coastal Wetland Carbon Science, Practice and Policy**. CRC Press, 2018. p. 163–177. <https://doi.org/10.1201/9780429435362-13>
- GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. Mangroves response to climate change: a review of recent findings on mangrove extension and distribution. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, p. 651–667, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201520150055>.
- GORMAN, D. Historical losses of mangrove systems in South America from human-induced and natural impacts. *In*: MAKOWSKI, C.; FINKL, C. W. (ed.). **Threats to Mangrove Forests**. Springer, 2018. p. 155–171. GUO, M.; LI, J.; SHENG, C.; XU, J.; WU, L. A review of wetland remote sensing. **Sensors (Switzerland)**, v. 17, n. 4, p. 1–36, 2017.
- HOPKINSON, C. S.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; PERILLO, G. M.; BRINSON, M. M. Coastal wetlands: A synthesis. *In*: PERILLO, G. M. E. *et al.* (ed.). **Coastal Wetlands**. Elsevier, 2019. p. 1–75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00001-0>
- HYNDMAN, R. J.; KHANDAKAR, Y. Automatic time series forecasting: the forecast package for R. **Journal of statistical software**, v. 27, n. 1, p. 1–22, 2008. .
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha de Setores Sensitários – Brasil, Arquivos Shapefiles**. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais>. Acesso em: 27 abr. 2023.
- KAMIL, E. A.; TAKAIJUDIN, H.; HASHIM, A. M. Mangroves as coastal bio-shield: a review of mangroves performance in wave attenuation. **Civil Engineering Journal**, v. 7, n. 11, p. 1964–1981, 2021. <https://doi.org/10.28991/cej-2021-03091772>.
- KILCA, R. V.; JÚNIOR, J. C. F. DE M.; ESEMANN-QUADROS, K.; LARCHER, L.; PFUETZNERREUTER, A. Os manguezais e marismas da Baía Babitonga: uma síntese. **Revista CEPsul-Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 8, p. eb2019002–eb2019002, 2019. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol8.682eb2019002>.
- KLEMAS, V. V. 12 Remote Sensing of Mangroves. **Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances**, p. 243, 2015.
- KRAUSS, K. W.; MCKEE, K. L.; LOVELOCK, C. E.; CAHOON, D. R.; SAINTILAN, N.; REEF, R.; CHEN,

- L. How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist*, v. 202, n. 1, p. 19–34, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.12605>.
- KUWAE, T.; HORI, M. The future of blue carbon: addressing global environmental issues. In: KUWAE, T.; HORI, M. (ed.). **Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems**. Springer, 2019. p. 347–373. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-1295-3>.
- LANG, M. W.; BOURGEOU-CHAVEZ, L. L.; TINER, R. W.; KLEMAS, V. V. 5. Advances in Remotely Sensed Data and Techniques for Wetland Mapping and Monitoring. **Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances**, p. 79, 2015.
- LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDOUH- GUEBAS, F.; MCKEE, K.; BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C.; MENDELSSOHN, I.; MUKHERJEE, N.; RECORD, S. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 7, p. 726–743, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>
- LEE, W. K.; TAY, S. H.; OOI, S. K.; FRIESS, D. A. Potential short wave attenuation function of disturbed mangroves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 248, p. 106747, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106747>.
- LESSA, G. C.; SANTOS, F. M.; SOUZA FILHO, P. W.; CORRÊA-GOMES, L. C. Brazilian estuaries: A geomorphologic and oceanographic perspective. In: LANA, P. C.; BERNARDINO, A. F. (ed.). **Brazilian Estuaries**. Springer, 2018. p. 1–37. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_1.
- LI, X.; BELLERBY, R.; CRAFT, C.; WIDNEY, S. E. Coastal wetland loss, consequences, and challenges for restoration. *Anthropocene Coasts*, v. 1, n. 1, p. 1–15, 2018. <https://doi.org/10.1139/anc-2017-0001>.
- LOVELOCK, C. E.; FRIESS, D. A.; KAUFFMAN, J. B.; FOURQUREAN, J. W. Human Impacts on Blue Carbon Ecosystems. In: WINDHAM-MYERS, L.; CROOKS, S.; TROXLER, T. G. (ed.). **A Blue Carbon Primer: The State of Coastal Wetland Carbon Science, Practice and Policy**. CRC Press, 2018. p. 17–24. <https://doi.org/10.1201/9780429435362-3>
- MANEZ, K. S.; KRAUSE, G.; RING, I.; GLASER, M. The Gordian knot of mangrove conservation: Disentangling the role of scale, services and benefits. *Global Environmental Change*, v. 28, p. 120–128, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.008>.
- MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; PIRANI, A.; CONNORS, S. L.; PÉAN, C.; BERGER, S.; CAUD, N.; CHEN, Y.; GOLDFARB, L.; GOMIS, M.; OTHERS Climate change 2021: the physical science basis. **Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**, v. 2, 2021. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf. Acesso em: 19 fev. 2023.
- MAZZER, A. M.; GONÇALVES, M. L. Aspectos Geomorfológicos da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil: Caracterização Morfométrica. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 12, 2012. Disponível em: <https://doaj.org/article/e87a77f96fb046eea2d5adf8640f4473>. Acesso em: 03 mar. 2023.
- MENÉNDEZ, P.; LOSADA, I. J.; TORRES-ORTEGA, S.; NARAYAN, S.; BECK, M. W. The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific reports*, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>.
- MOULDS, S. lulcc: land use change modelling in R. **R package version 1.0.4**, 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=lulcc>. Acesso em: 26 mar. 2023.
- MOULDS, S.; BUYTAERT, W.; MIJIC, A. An open and extensible framework for spatially explicit land use change modelling: the lulcc R package. *Geoscientific Model Development*, v. 8, n. 10, p. 3215–3229, 2015. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-3215-2015>.
- MULLER, C. R.; DE OLIVEIRA, F. H.; SCHARDOSIM, P. R. A ocupação em Joinville/SC e o papel da gestão municipal para mitigação de danos causados por inundações. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 1, n. 1, p. 23–39, 2012. <https://doi.org/10.3895/rbpd.v1n1.3095>
- OSLAND, M. J.; CHIVOIU, B.; ENWRIGHT, N. M.; THORNE, K. M.; GUNTENSPERGEN, G. R.; GRACE, J. B.; DALE, L. L.; BROOKS, W.; HEROLD, N.; DAY, J. W.; OTHERS Migration and transformation of coastal wetlands in response to rising seas. *Science advances*, v. 8, n. 26, p. eabo5174, 2022. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abo5174>.
- PONTEE, N. Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, v. 84, p. 204–207, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>.
- RAHIMI, L.; MALEKMOHAMMADI, B.; YAVARI, A. R. Assessing and Modeling the Impacts of Wetland Land Cover Changes on Water Provision and Habitat Quality Ecosystem Services. *Natural Resources Research*, 2020. .
- SAINTILAN, N.; KHAN, N. S.; ASHE, E.; KELLEWAY, J. J.; ROGERS, K.; WOODROFFE, C. D.; HORTON, B. P. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. *Science*, 368(6495), 1118–1121. 2020. <https://doi.org/10.1126/science.aba2656>
- SANTA CATARINA. SIGSC–Sistema de informações geográficas. 2010. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS). Fornece produtos de geoprocessamento derivados do aerolevantamento do triênio. Disponível em: <http://sigsc.sc.gov.br>. Acesso em: 05 fev. 2023.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VALE, C. C. DO; BERNINI, E.; ROVAL, A. S.; PINHEIRO, M. A. A.; SCHMIDT, A. J.; ALMEIDA, R. DE; COELHO JÚNIOR, C.; MENGHINI, R. P.; OTHERS Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, p. 37–52, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-875920160919064sp2>.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Situação atual do grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum, incluindo os principais vetores de pressão e as perspectivas para sua conservação e usos sustentável. **Brasília: Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis**, 2008.
- SCHMIDT, A. J.; BEMVENUTI, C. E.; DIELE, K. Sobre a definição da zona de apicum e sua importância ecológica para populações de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763). *Bol. Técn. Cient. CEPENE*, v. 19, n. 1, p. 9–25, 2013.
- SHRESTHA, S.; MIRANDA, I.; KUMAR, A.; PARDO, M. L. E.; DAHAL, S.; RASHID, T.; REMILLARD, C.; MISHRA, D. R. Identifying and forecasting potential biophysical risk areas within a tropical mangrove ecosystem using multi-sensor data. *International Journal of Applied Earth Observation and*

- Geoinformation**, v. 74, n. March 2018, p. 281–294, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.09.017>.
- SILVA, L. F. **Alterações morfodinâmicas no canal do Linguado pela remoção do dique que o separa da baía da Babitonga (SC)**. 2011. 201 f. Tese de Doutorado - UFRGS, Porto Alegre, 2011. <http://hdl.handle.net/10183/56281>.
- SILVA, M. S. R. **O uso de dados de sensoriamento remoto, com ênfase à tecnologia RPA, para análise e controle da ocupação urbana**. 2020. 235 f. Tese de Doutorado - UFSC, Florianópolis, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/219548>. Acesso em: 01 mai. 2023
- SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12172735>.
- THOMPSON, B. S.; FRIESS, D. A. Stakeholder preferences for payments for ecosystem services (PES) versus other environmental management approaches for mangrove forests. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 636–648, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.032>.
- TRUCCOLO, E. C.; FRANCO, D.; SCHETTINI, C. A. F. The Low Frequency Sea Level Oscillations in the Northern Coast of Santa Catarina, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. I, n. 39, p. 547–552, 2006. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/25741633>. Acesso em: 27 abr. 2023.
- TRUCCOLO, E. C.; SCHETTINI, C. A. Marés astronômicas na Baía da Babitonga, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 3, n. 1, p. 57–66, 1999. <https://doi.org/10.14210/bjast.v3n1.p57-66>.
- VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. A. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. **Environmental Management**, v. 30, n. 3, p. 391–405, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2630-x>.
- VIEIRA, C. V.; FILHO, N. O. H.; BONETTI, C. V. D. H. C.; BONETTI, J. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 62, 2008. <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v62i0.12783>.
- WARD, R. D.; FRIESS, D. A.; DAY, R. H.; MACKENZIE, R. A. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 2, n. 4, p. e01211, 2016. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>.
- WOODROFFE, C. D.; ROGERS, K.; MCKEE, K. L.; LOVELOCK, C. E.; MENDELSSOHN, I.; SAINTILAN, N. Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. **Annual review of marine science**, v. 8, p. 243–266, 2016. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034025>.
- WRIGHT, L. D.; WU, W.; MORRIS, J. Coastal erosion and land loss: Causes and impacts. In: WRIGHT, L. D.; NICHOLS, C. R. (ed.). **Tomorrow's Coasts: Complex and Impermanent**. Springer, 2019. p. 137–150. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-75453-6>. Acesso em: 25 abr. 2023.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Tatiana Silva da Silva e Iran Carlos Stalliviere Corrêa orientaram a elaboração do estudo, enquanto André Schmidt Filgueras realizou as análises e processamento dos dados e redigiu o texto.



Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons, que permite o uso irrestrito, distribuição e reprodução em qualquer meio, desde que o trabalho original seja devidamente citado.