



Fragmentação espacial de bosques de mangue em um sistema estuarino semiárido do Nordeste do Brasil

Spatial fragmentation of mangrove forests in a semi-arid estuarine system in Northeast Brazil

Yuri Gomes de Souza¹ , Janaina Barbosa da Silva² ,
Diógenes Félix da Silva Costa¹ 

Recebido (Received): 10/06/2022

Aceito (Accepted): 07/06/2023

¹Programa de Pós-Graduação em Geografia, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.

²Departamento de Geografia, Centro de Humanidades, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Brasil.

E-mail: janaina.barbosa@ufcg.edu.br (JBS); diogenes.costa@ufrn.br (DFSC)

E-mail para correspondência: yurigomes.s28@gmail.com

Resumo: Considerando a ampla ocorrência de manguezais em estuários hipersalinos do litoral semiárido do Brasil, cria-se uma demanda por estudos que indiquem como esse ecossistema tem se distribuído nas paisagens fluviomarinhas. Essa pesquisa buscou analisar a fragmentação espacial da vegetação de mangue que ocorre na zona estuarina do Rio Piranhas-Açu (RN), a partir de três etapas: 1) Levantamento bibliográfico de documentos nacionais e internacionais para subsidiar o trabalho; 2) Mapeamento dessa vegetação nos anos de 2008 e 2021; e 3) Aplicação de métricas de paisagem de área, forma e proximidade, utilizando um Sistema de Informação Geográfica. Em se tratando dos resultados, esses indicaram uma redução de 329,8 ha de mangue e um aumento de 230 manchas contíguas destes bosques, em pouco mais de uma década. Os dosséis com área inferior a 20 ha representaram mais de 88% da ocupação em ambos os anos. Esse valor reverberou na resposta dos parâmetros de forma, o qual indicou que mais de 50% dos mesmos encontraram-se irregulares, apresentando uma influência importante da relação entre o perímetro e a área. Com a formação de bosques adjacentes, a métrica do vizinho mais próximo informou que a distância euclidiana menor igual a 30 m representou mais de 75% dos padrões espaciais. Portanto, a perda de ocupação de mangue e a sua fragmentação podem vir a progredir em um futuro próximo, caso não sejam realizadas ações de monitoramento deste processo, assim como recuperação de áreas que estejam degradadas.

Palavras-chave: Zona costeira; Áreas úmidas; Paisagem; Geotecnologias.

Abstract: Considering the wide occurrence of mangroves in hypersaline estuaries of the semi-arid coast of Brazil, there is a demand for studies that indicate how this ecosystem has been distributed in fluvio-marine landscapes. This research sought to analyze the spatial fragmentation of the mangrove forests that occurs in the estuarine zone of the Piranhas-Açu River (RN), from three steps were carried out: 1) Bibliographic survey of national and international documents to support the work; 2) Mapping of mangrove vegetation in the years 2008 and 2021; and 3) Application of area, shape, and proximity landscape metrics, using the Geographic Information System. In terms of results, these indicated a reduction of 329.8 hectares of mangrove forest and an increase of 230 contiguous patches of these forests, in little more than a decade. The canopies with an area of fewer than 20 hectares represented more than 88% of the occupation in both years. This value reverberated in the response of the shape parameters, which indicated that more than 50% of them were irregular, presenting an important influence on the relationship between the perimeter and the area. With the formation of adjacent groves, the nearest neighbor metric reported that the euclidean distance of fewer than 30 m represented more than 75% of the spatial patterns. Therefore, the loss of mangrove occupation and its fragmentation may progress shortly, if actions to monitor this process are not carried out, as well as the recovery of areas that are degraded.

Keywords: Coastal zone; Wetlands; Landscape; Geotechnologies.

1. Introdução

Com ocorrência em 118 países, o manguezal coloniza extensas áreas ao longo das zonas estuarinas tropicais e subtropicais da superfície terrestre (GIRI *et al.*, 2011). Especificamente no Brasil, ocorre a segunda maior extensão do mundo (mais de 11.000 km²), perdendo apenas para a Indonésia, com 26.890 km² (BUNTING *et al.*, 2018). A presença desse ecossistema data desde os últimos 75 milhões de anos, com funções reconhecidas na manutenção da biodiversidade costeira e no fornecimento de inúmeros serviços ecossistêmicos ao longo dos séculos (LEE *et al.*, 2014; FRIESS *et al.*, 2019).

Embora o manguezal seja responsável pelo estoque de 1,6 Pg de CO₂ em biomassa acima solo e pela proteção de mais de 15 milhões de famílias contra inundação em todo o mundo (KAUFFMAN *et al.*, 2020; MENÉNDEZ *et al.*, 2020), a redução de ocupação e a fragmentação de seus bosques de mangue têm sido uma tendência global, devido ao aumento da degradação antrópica e das mudanças climáticas, suscitando impactos desafiadores para a sua conservação nas próximas décadas (BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; GOLDBERG *et al.*, 2020). As consequências destes fenômenos têm se materializado em muitas partes do mundo, como o acentuado declínio de peixes em áreas de manguezal na costa sul do Vietnã (TRAN; FISCHER, 2017), e a perda de áreas de mangue em curto intervalo de tempo, no litoral norte da Austrália (DUKE *et al.*, 2017; ABHIK *et al.*, 2021).

Entender os arranjos geoespaciais necessita uma avaliação dedicada por meio de métricas de paisagem, as quais permitem calcular desde o padrão, a forma, até a dinâmica de conectividade dos mesmos na superfície terrestre (LANG; BLASCHKE, 2009; UUEMAA *et al.*, 2013). Essa alternativa metodológica, por sua vez, tem sido enaltecida por inúmeras pesquisas recentes, que indicam que essas medidas fornecem informações valiosas sobre a organização dos dosséis, permitindo demonstrar estatisticamente as localidades que necessitam de uma maior atenção para atividades conservacionistas (SUYADI *et al.*, 2018; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; FLOWERS *et al.*, 2020).

Na Costa Semiárida do Brasil, litoral setentrional do estado do Rio Grande do Norte, onde está localizado o complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu, fatores como a rápida conversão de usos da terra, com a inserção de núcleos urbanos e de empreendimentos industriais, e as condições ambientais, representadas pela severa sazonalidade climática, elevadas temperaturas e evapotranspiração, com aporte fluvial concentrado durante a estação chuvosa e hipersalinidade, são alguns dos responsáveis pela dinâmica espacial desses ecossistemas (COSTA *et al.*, 2014a; LACERDA *et al.*, 2021; SOARES *et al.*, 2021). Considerando que a sinergia desses condicionantes cria um ambiente altamente estressante para as espécies, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que visem monitorar a distribuição dos fragmentos de vegetação de mangue, entendendo sua abrangência, seu formato e o quanto estão interligadas ao longo das planícies de maré.

Portanto, esta pesquisa parte de algumas premissas centrais para entender a cobertura da área de estudo, a saber: quanto de ocupação ocorre nos polígonos de mangue? quais são as formas e como eles estão distribuídos no espaço? tem ocorrido efeitos de borda? existe proximidade euclidiana entre eles? Algumas métricas como de área, forma e proximidade, utilizadas neste trabalho, buscaram responder a tais questionamentos. Dessa forma, buscou-se analisar a fragmentação espacial da vegetação de mangue na zona estuarina do Rio Piranhas-Açu (RN).

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A vegetação de mangue pesquisada neste artigo está inserida ao sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu, que se encontra localizado na costa setentrional do estado do Rio Grande do Norte (Brasil), entre os municípios de Porto do Mangue e Macau. Os bosques distribuem-se ao longo de um mosaico com os seguintes estuários: Conchas, Cavalos, Piranhas-Açu, Conceição e Casqueira (**Figura 1**).

Essa área situa-se na região climática tropical semiárida quente, com média pluviométrica próxima de 500 mm/ano, temperatura média superior a 27 °C/ano, evapotranspiração acima de 2.000 mm/ano e insolação anual que ultrapassa as 2.500 horas (ALVARES *et al.*, 2013; INMET, 2018). A influência dessas particularidades permite a alta concentração de salinidade, determinando uma condição hipersalina nesses estuários durante a estação seca (COSTA *et al.*, 2014a,b). Esse ambiente possui uma morfologia característica de planície fluviomarina, com presença de depósitos holocênicos ricos em minerais de argila, oriundos da dinâmica estuarina e dos resíduos de mangue, influenciados diretamente por regimes de marés semi-diurnos (duas preamares e duas baixa-mares), com médias que variam entre 2,34 m e 0,43 m em marés de sizígia e quadratura, respectivamente (BARBOSA *et al.*, 2018; MATOS *et al.*, 2019).



Figura 1: Localização do sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Acervo da pesquisa.

2.2. Mapeamento dos bosques de mangue e identificação florística

A escolha do período de análise (2008-2021) considerou dois pressupostos centrais: 1) disponibilidade e balizamento de imagens CBERS (*China-Brazil Earth Resources Satellite*) com as resoluções espaciais semelhantes para o presente estudo; e 2) hipótese de que a vegetação de mangue tivesse sido fragmentada e degradada ao longo da última década. Para a realização do mapeamento nos anos de 2008 e 2021, foram utilizadas seis imagens espectrais. Em termos do recorte 2008, utilizou-se quatro cenas do satélite CBERS 2B (Câmera Pancromática de Alta Resolução – HRC), de resolução espacial de 2,7 m, com datas de aquisição de 23/02/2008, 09/11/2008, 05/10/2009 e 04/03/2010. Para o recorte 2021, foram usadas duas cenas do CBERS 4A (Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura – WPM), as quais possuem resolução espacial de 2,0 m e datas de aquisição de 07/09/2020 e 09/01/2021.

As imagens de satélite foram submetidas ao processamento digital, onde realizou-se ajustes de refinamento tanto no georreferenciamento, a partir de um conjunto de pontos amostrais de referência, como também de realce, por meio de ferramentas de contraste e do histograma, diminuindo as distorções e os ruídos, e otimizando sua qualidade durante o processo de interpretação (INPE, 2021). Neste procedimento, as cenas foram inseridas no sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) do DATUM SIRGAS 2000/Zona 24S. No que se refere ao mapeamento, considerando a complexa heterogeneidade de uso e cobertura na área de estudo e buscando facilitar a identificação dos bosques, foi necessário a utilização da ferramenta de vetorização a partir do método de “interpretação visual de imagens”, observando-se quatro parâmetros: forma, padrão, textura e tonalidade (PANIZZA; FONSECA, 2011). Todos os procedimentos foram executados em ambiente Sistema de Informação Geográfica – SIG, com auxílio do *software* ArcMap/ARCGIS v.10.5 (ESRI®, licenciado para o Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – PPGE/UFRN). Os produtos (polígonos) foram validados *in situ* entre os dias 04 a 06 de dezembro de 2020 e 04 a 06 de fevereiro de 2021, realizando-se também a identificação florística das espécies arbustivo-arbóreas do manguezal, com base em Tomlinson (1986) e no sistema *Angiosperm Phylogeny Group* - APG II (SOUZA; LORENZI, 2005). Ainda nessa etapa, para a checagem das amostras foi utilizada a plataforma do Herbário Virtual Re flora – Flora e Funga do Brasil 2020

(<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/>). Em seguida, as mesmas foram depositadas no arquivo digital de dados florísticos do Laboratório de Biogeografia e Ecologia do Semi-Árido (LABESA/CERES/UFRN).

2.3. Aplicação das métricas de paisagem

Apesar de existir uma quantidade relevante de métricas na literatura, que se distribuem entre níveis de paisagem, classe e mancha, para essa pesquisa foi feito um recorte das duas últimas, que possibilitam a identificação dos padrões espaciais na paisagem ao longo do tempo (FORMAN, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009). Para analisar a configuração e o nível de fragmentação, por meio dos polígonos mapeados, foram utilizadas métricas referentes a área/tamanho, forma, borda e vizinhança/vizinho mais próximo (FORMAN, 1995) (Tabela 1).

Em termos da métrica de área/tamanho, foi possível analisar numericamente a extensão dos fragmentos na paisagem, que nesse caso são os bosques de mangue. A medida de borda, representou a quantificação do perímetro, isto é, os trechos fronteiros onde ocorrem as principais influências e efeitos externos. Enquanto a de forma, o Índice Médio de Forma (MSI – sigla em inglês) permitiu medir o formato espacial das manchas por meio de um padrão circular (regular = 1), visto que, à medida em que se distancia da configuração de uma circunferência, os valores tendem a aumentar, suscitando irregularidade nos fragmentos (valores > 1). A outra de forma, a Razão Média do Perímetro pela Área (MPAR – sigla em inglês), quantificou a relação entre a área e o perímetro do fragmento, geralmente variando entre 0 e 1, de modo que os valores acima de 0 indicam uma tendência à influência externa ou efeitos de borda. Por fim, a métrica do vizinho mais próximo, que dimensionou a distância euclidiana ou, em outras palavras, a menor distância entre dois (ou mais) fragmentos em uma paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995; FORMAN, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2014).

Tabela 1: Métricas de paisagem aplicadas nos fragmentos de mangue (2008 – 2021) do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

Grupos	Métrica	Sigla	Unidade	Fórmula	Descrição
Área e Tamanho	<i>Class Area</i>	CA	ha	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij}$	Somatório da área
	<i>Number of Patches</i>	NumP	-	$NUMP = \sum n_i$	Total de fragmentos
	<i>Mean Patch Size</i>	MPS	ha	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$	Tamanho médio dos fragmentos
Borda	<i>Total Edge</i>	TE	km	$TE = \sum p_{ij}$	Extensão total da Borda
	<i>Mean Shape Index</i>	MSI	-	$MSI = \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}}$	Índice Médio da Forma
Forma	<i>Mean Perimeter Area Ratio</i>	MPAR	m/ha	$MPAR = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$	Razão média entre perímetro-área
Proximidade	<i>Euclidian Nearest-Neighbor</i>	NNE	m	$NNE = h_{ij}$	Distância média do vizinho mais próximo

Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995) e Wu (2012). Descrição: \sum representa o somatório; a_{ij} significa a área dos fragmentos “ ij ”; “ n_i ” determina o total de manchas na paisagem; “ p_{ij} ” equivale ao perímetro; e h_{ij} traduz a menor distância entre as bordas dos polígonos.

Os dados foram inseridos e calculados em ambiente SIG, por meio da utilização da extensão V-LATE 2.0 operado pelo ArcMap/ARCGIS, destinando para cada métrica uma coluna na tabela de atributos dos polígonos referentes aos anos analisados (2008 e 2021). Em seguida, os valores foram representados em forma de tabelas, gráficos e mapas.

3. Resultados e discussões

Foi possível identificar que as espécies de mangue que colonizam o sistema do Rio Piranhas-Açu são: *Rhizophora mangle* L. (1753), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm (1939), *Laguncularia racemosa* C. F.

Gaert (1807) e, em ambientes associados, o *Conocarpus erectus* L. (1753), conforme a **Figura 2**. Na paisagem costeira da área, observou-se que a distribuição, especialmente das duas primeiras, ocorreu na seguinte configuração: a *R. mangle* ocupou, em sua maioria, as bordas inconsolidadas dos canais estuarinos, enquanto que a *A. schaueriana* esteve nos setores mais internos do manguezal, muitas vezes fronteira ao apicum – feição do ecossistema em forma de planície hipersalina que geralmente se localiza em zonas interiores (**Figura 3**).



Figura 2: Identificação das espécies de *Rhizophora mangle* (A); *Laguncularia racemosa* (B); *Avicennia schaueriana* (C); e *Conocarpus erectus* (D) no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Acervo da pesquisa.

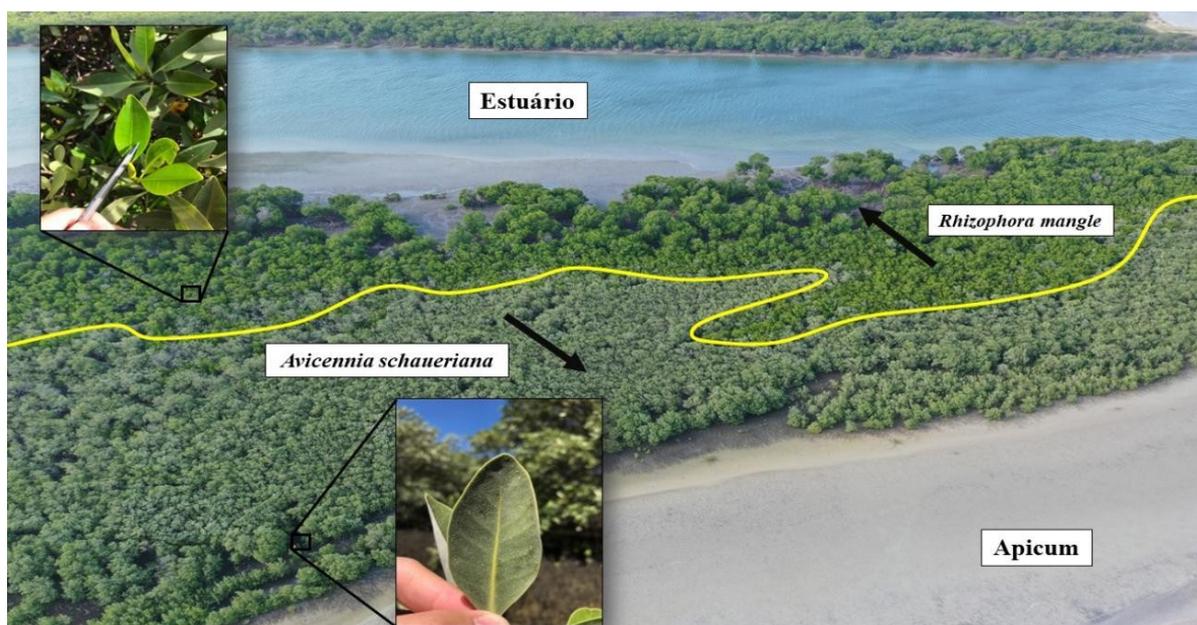


Figura 3: Bosques de *R. mangle* e *A. schaueriana* no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Acervo da pesquisa.

Os fragmentos de bosques foram mapeados e submetidos ao cálculo de sete métricas de paisagem nos anos de 2008 e 2021. O número de fragmentos computados para este intervalo foi de 304 e 534, respectivamente, totalizando um aumento de 230 em pouco mais de uma década. O acréscimo de polígonos indicou uma fragmentação na paisagem, e a métrica de área/tamanho sinalizou uma redução de 329,8 ha, onde para 2008 a ocupação foi de 3.168,1 ha e, para 2021, 2.838,3 ha.

Na métrica de tamanho, constatou-se que os fragmentos possuem uma variação de área entre 0,03 e 178 ha, com uma média de 10,4 ha entre eles. O intervalo com valor inferior à 20 ha foi o predominante, ocupando 269 manchas ou o equivalente a 88,5%. Os intervalos de tamanhos entre 21 e 60 ha aparecem com 20 fragmentos (6,5%), 61 a 100 ha com 9 (3,0%) e os acima de 100 ha, 6 (2,0%). Apenas três fragmentos estiveram em maior integridade à época, com área superior a 100 ha – variando entre 140 e 178 ha. Em 2021,

o tamanho esteve entre 0,004 e 128 ha, com média de 5,3 ha. O intervalo entre 0 e 20 ha predominou em 497 fragmentos (93,1%), enquanto os demais foram entre 21 e 60 ha (4,1%) com 22 fragmentos, 61 e 100 ha com 10 (1,9%) e acima de 100 ha, com apenas 5 (0,9%). Diferentemente de 2008, as manchas com área superior à 100 ha em 2021 indicaram uma redução em seu tamanho importante, com a constatação do valor máximo de 128 ha (**Tabela 2; Figura 4**).

Tabela 2: Resultado da métrica de área/tamanho (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

2008			2021		
Área (ha)	Nº fragmentos	%	Área (ha)	Nº fragmentos	%
0 – 20	269	88,5	0 – 20	497	93,1
21 – 60	20	6,5	21 – 60	22	4,1
61 – 100	9	3,0	61 – 100	10	1,9
> 100	6	2,0	> 100	5	0,9
3.168,1	304	100	2.838,3	534	100

Fonte: Autores.

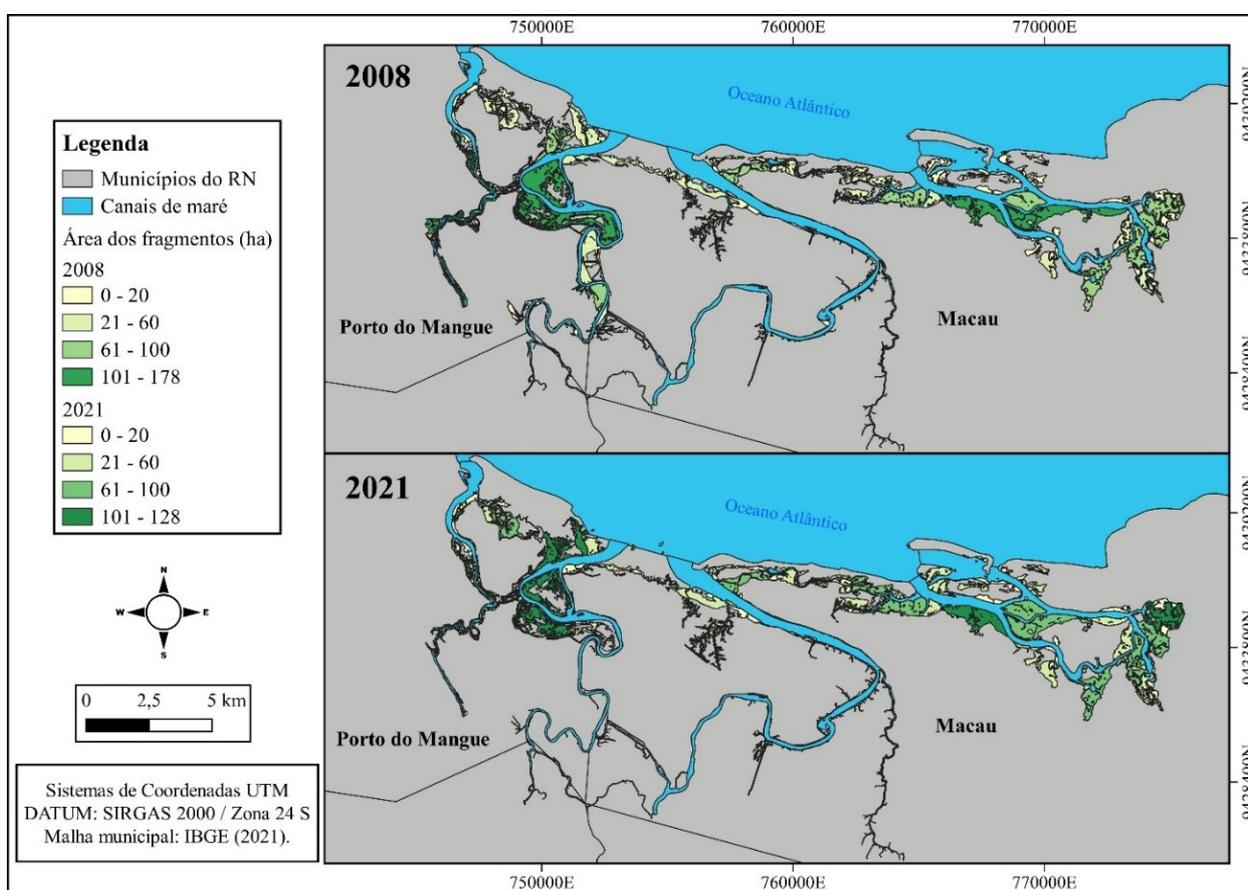


Figura 4: Espacialização da métrica de área/tamanho (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Autores.

Em relação à métrica de borda, observou-se que em 2008 a extensão total do perímetro foi de 943 km, com uma variação por fragmento entre 0,06 e 70 km, e uma média de 3,1 km. O intervalo entre 0,06 e 10 km ocorreu em 282 fragmentos (92,8%); já entre 11 e 20 km, 15 fragmentos (4,9%); entre 21 e 30 km, quatro fragmentos (1,3%), e maiores ou iguais a 30 km, apenas três fragmentos (1,0%). Em 2021, o comprimento da borda (perímetro) acresceu em 4%, quando comparado ao ano de 2008, resultando no total de 983 km. Os fragmentos estiveram variando entre 0,02 e 40 km, com média de 1,8 km. O intervalo entre 0,02 e 10 km representou 95,5% (510 fragmentos), entre 11 e 20 km, 19 fragmentos (3,5%), entre 21 e 30 km, dois fragmentos (0,4%), e acima de 30 km, três fragmentos (0,6%) (**Tabela 3**).

O resultado do comprimento da borda (perímetro) ocorreu em virtude da fragmentação dos bosques de mangue, pois quanto maior foram os contornos e a pouca união entre eles, mais perímetros foram sendo computados no total. Nesse caso, a expansão da borda, segundo Laurance e Vasconcelos (2009) e McGarigal (2014), é necessariamente influenciada pela fragmentação, uma vez que a quantidade de borda e o grau de heterogeneidade espacial são diretamente proporcionais, sendo muita das vezes agravado pelos efeitos de borda.

Tabela 3: Resultado da métrica de borda (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

2008			2021		
Borda (Km)	Nº fragmentos	%	Borda (Km)	Nº fragmentos	%
0,06 – 10	282	92,8	0,02 – 10	510	95,5
11 – 20	15	4,9	11 – 20	19	3,5
21 – 30	4	1,3	21 – 30	2	0,4
30 >	3	1,0	30 >	3	0,6
943	304	100	983	534	100

Fonte: Autores.

No que concerne às métricas de forma, foi possível identificar os resultados do Índice Médio de Forma (MSI) e da Razão Média do Perímetro pela Área (MPAR). O primeiro determinou o quanto o fragmento se aproxima de uma circunferência, onde os valores próximos a 1 indicaram forma regular ou conservada, já valores acima foram considerados irregulares ou com histórico de danos. O segundo, mediu a relação entre área-perímetro, onde os valores que se encontraram acima de 0 assinalaram aumento da relação entre a área e o perímetro, isto é, tendência à efeito de borda (LANG; BLASCHKE, 2009).

Em termos do MSI, em 2008 esse variou entre 1 e 17, com média de 2,8. O intervalo entre 1 e 2 esteve em 134 fragmentos (44%), enquanto que os demais foram entre 2 e 3 com 72 fragmentos (24%), 3 e 5 com 65 (21%), 5 e 10 com 31 (10%), 10 e 17, com apenas dois (1%). Em 2021, o MSI variou entre 1 e 10, com média de 2,6. A maior predominância se deu entre 1 e 2, com 246 fragmentos (46%), seguida por 2 e 3 com 150 fragmentos (28%), 3 e 5 com 98 (18%), 5 e 7 com 25 (5%), 7 e 10 com 15 (3%) (**Tabela 4; Figura 5**).

Tabela 4: Resultado do Índice Médio de Forma – MSI (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

2008			2021		
MSI	Nº fragmentos	%	MSI	Nº fragmentos	%
1 – 2	134	44,0	1 – 2	246	46,0
2 – 3	72	24,0	2 – 3	150	28,0
3 – 5	65	21,0	3 – 5	98	18,0
5 – 10	31	10,0	5 – 7	25	5,0
10 – 17	2	1,0	7 – 10	15	3,0
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Autores.

Observou-se que nesta métrica houve uma maior tendência a valores acima de 1,0 em ambos os anos, suscitando a presença de dosséis com formas irregulares ou com complexidade em sua configuração. Sabendo que bosques com valores abaixo de 1,4 podem ser considerados relativamente regulares ou conservados (LANG; BLASCHKE, 2009), em 2008 e 2021 apenas 75 fragmentos (25%) e 125 fragmentos (23%), respectivamente, foram identificados dentro desse parâmetro. No entanto, os fragmentos irregulares, em 2008, o MSI variou entre 2 e 17, representando 56% da área, já em 2021, entre 2 e 10 (54%).

Em relação ao MPAR, em 2008 os valores estiveram entre 0,009 e 0,41, com média de 0,08. O intervalo entre 0 e 0,10 predominou, ocupando 217 fragmentos (68%); seguido por 0,11 e 0,20 com 76 fragmentos (27%), 0,21 e 0,30 com 10 (4,7%), e 0,31 e 0,41 com apenas um polígono (0,3%). Já em 2021, percebeu-se uma variação entre 0,01 e 0,65, com média de 0,14. O número de bosques com valores abaixo de 0,10 foi de 227 fragmentos (42%), seguido por 0,11 e 0,20, com 203 fragmentos (38%), 0,21 e 0,30 com 74 (14%), e entre 0,31 e 0,65 com 30 (6%) (**Tabela 5**).

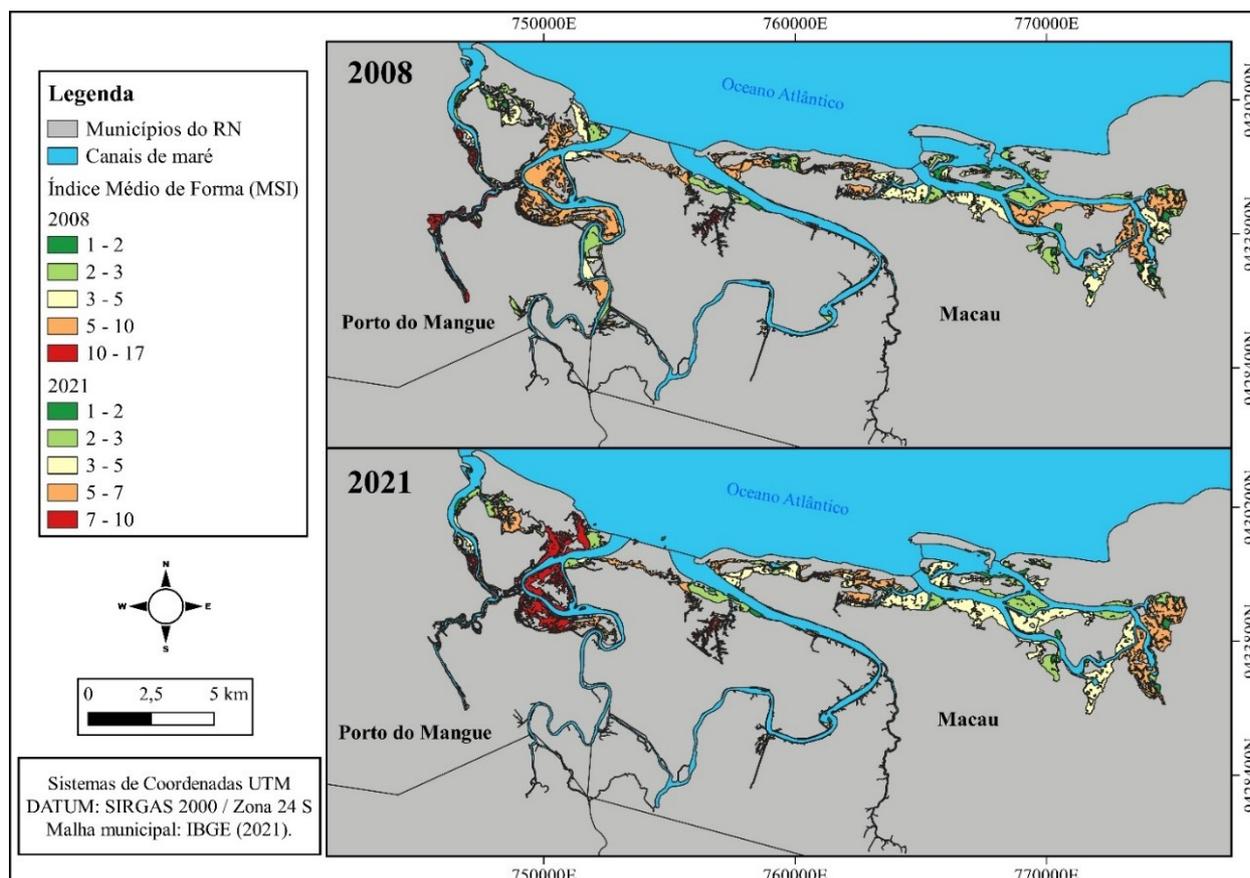


Figura 5: Espacialização do Índice Médio de Forma para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Autores.

Tabela 5: Resultado da Razão Média do Perímetro pela Área (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

2008			2021		
MPAR (m/ha)	Nº fragmentos	%	MPAR (m/ha)	Nº fragmentos	%
0 – 0,10	217	68,0	0 – 0,10	227	42,0
0,11 – 0,20	76	27,0	0,11 – 0,20	203	38,0
0,21 – 0,30	10	4,7	0,21 – 0,30	74	14,0
0,31 – 0,41	1	0,3	0,31 – 0,65	30	6,0
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Autores.

Esse resultado informou um acréscimo na média, considerando que em 2008 foi 0,08 e em 2021, 0,14, o que leva a crer na tendência progressiva do efeito de borda ao longo do período analisado. Em outras palavras, percebeu-se que os fragmentos maiores obtiveram valores de MPAR mais baixos, indicando que estão sob reduzida relação perímetro-área, enquanto os que apresentaram menor extensão, ocorreu uma tendência à relação perímetro-área (maior efeito de borda). Essa resposta sinaliza que os valores de cobertura do mangue foram, em sua maioria, inversamente proporcionais aos da métrica MPAR (**Figura 6; Figura 7**).

O chamado efeito de borda, em manguezais, pode representar as interações e as consequências externas da transição entre a vegetação de mangue e a paisagem que a cerca (uso e cobertura da terra). Esse fenômeno pode suscitar em comprometimento da estrutura e da função dos bosques no espaço e tempo, como a perda de biodiversidade, e em casos de fragmentos pequenos a relação entre a borda e a porção interna podem assinalar maiores problemas à conservação do ecossistema (BLANCO-LIBREROS; ESTRADA-URREA, 2015).

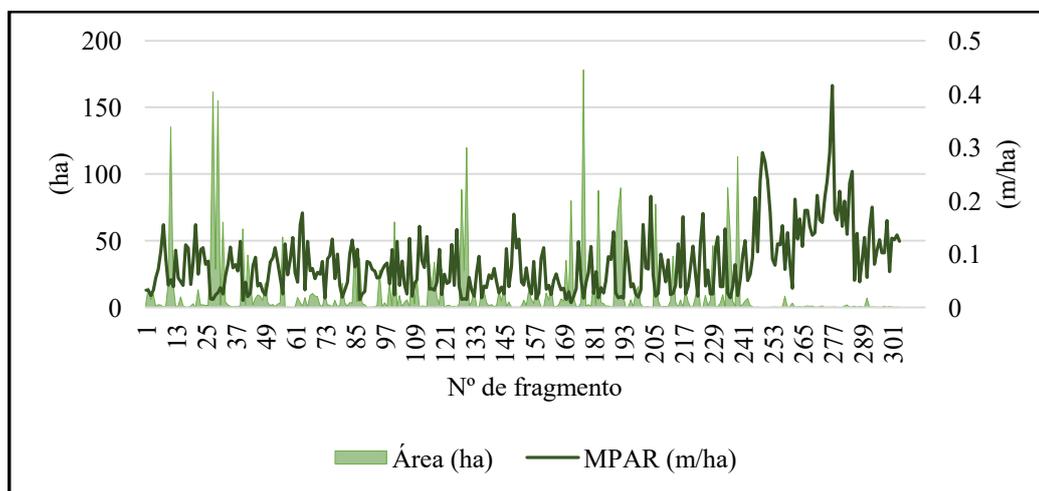


Figura 6: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2008) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Autores.

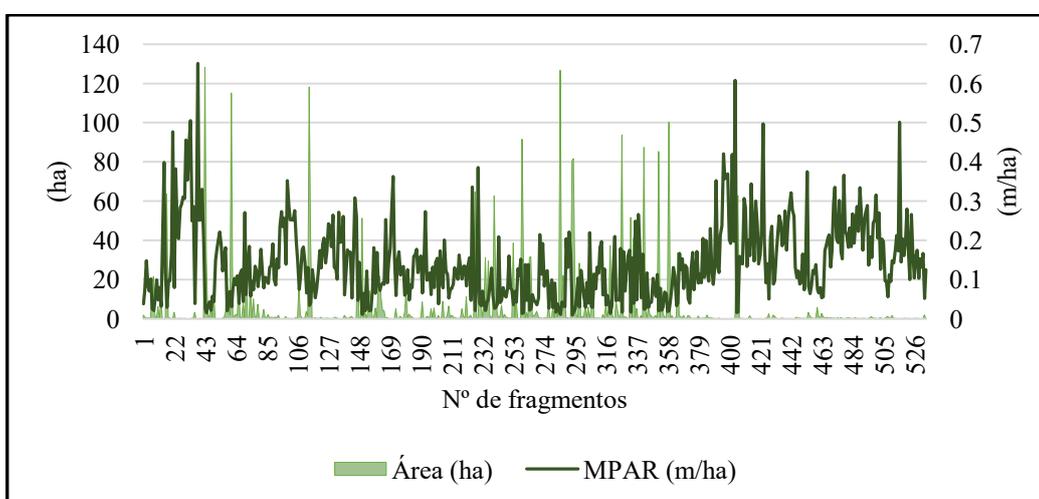


Figura 7: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Autores.

Assim, segundo Lang e Blaschke (2009), a relação entre área e perímetro é alterada negativamente quando a extensão do polígono diminui, o que foi observado na área de estudo. Estudos realizados por Silva e Souza (2014), em uma unidade de conservação de Sergipe, ratificam essa afirmação, ao atestarem que quanto menor o fragmento, maiores são os efeitos nessa conexão. Em Belize (América Central), Flowers *et al.* (2020), perceberam que a perda em área repercute necessariamente na forma e na borda das florestas, acumulando efeitos exteriores e tornando-se cada vez mais irregulares e susceptíveis ao desaparecimento.

Uma das feições do manguezal responsável por reduzir esse fenômeno nos bosques de mangue consiste nas formações de planície de maré hipersalina (apicum), em decorrência do seu papel de zona natural de amortecimento (LI *et al.*, 2018; SOARES *et al.*, 2022). Contudo, acredita-se que parte dessa função atenuadora tenha sido reduzida em virtude do processo histórico de uso e ocupação na área de estudo, deixando, por consequência, as fronteiras dessa vegetação expostas às influências adjacentes.

Em se tratando da métrica do vizinho mais próximo, para 2008 notou-se uma variação de 0 a 402 m, com média de 25 m de distância euclidiana entre os fragmentos. A maior predominância esteve em dosséis com intervalo de 6 e 30 m, com 153 fragmentos (50%); seguido de 0 e 5 m, com 78 fragmentos (26%), 31 e 60 m, com 42 (14%), e 61 a 402 m, com 31 (10%). Já em 2021, foi possível identificar a formação de diversos fragmentos contíguos, e embora o intervalo tenha variado entre 0 e 855 m, a média reduziu para 19 m. Este valor se deu pela concentração de 254 (47%) fragmentos com distâncias entre 0 e 5 m, assim como pela variação entre 6 e 30 m, com 200 fragmentos (38%), representando mais de 80% do total. Os demais, estiveram entre 31 e 60 m, com 48 fragmentos (9%) e 61 a 855 m, com 32 fragmentos (6%) (**Tabela 6;** **Figura 8**).

Tabela 6: Resultado da métrica do vizinho mais próximo (2008 – 2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

2008			2021		
Distância (m)	Nº fragmentos	%	Distância (m)	Nº fragmentos	%
0 – 5	78	26,0	0 – 5	254	47,0
6 – 30	153	50,0	6 – 30	200	38,0
31 – 60	42	14,0	31 – 60	48	9,0
61 – 402	31	10,0	61 – 855	32	6,0
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Autores.

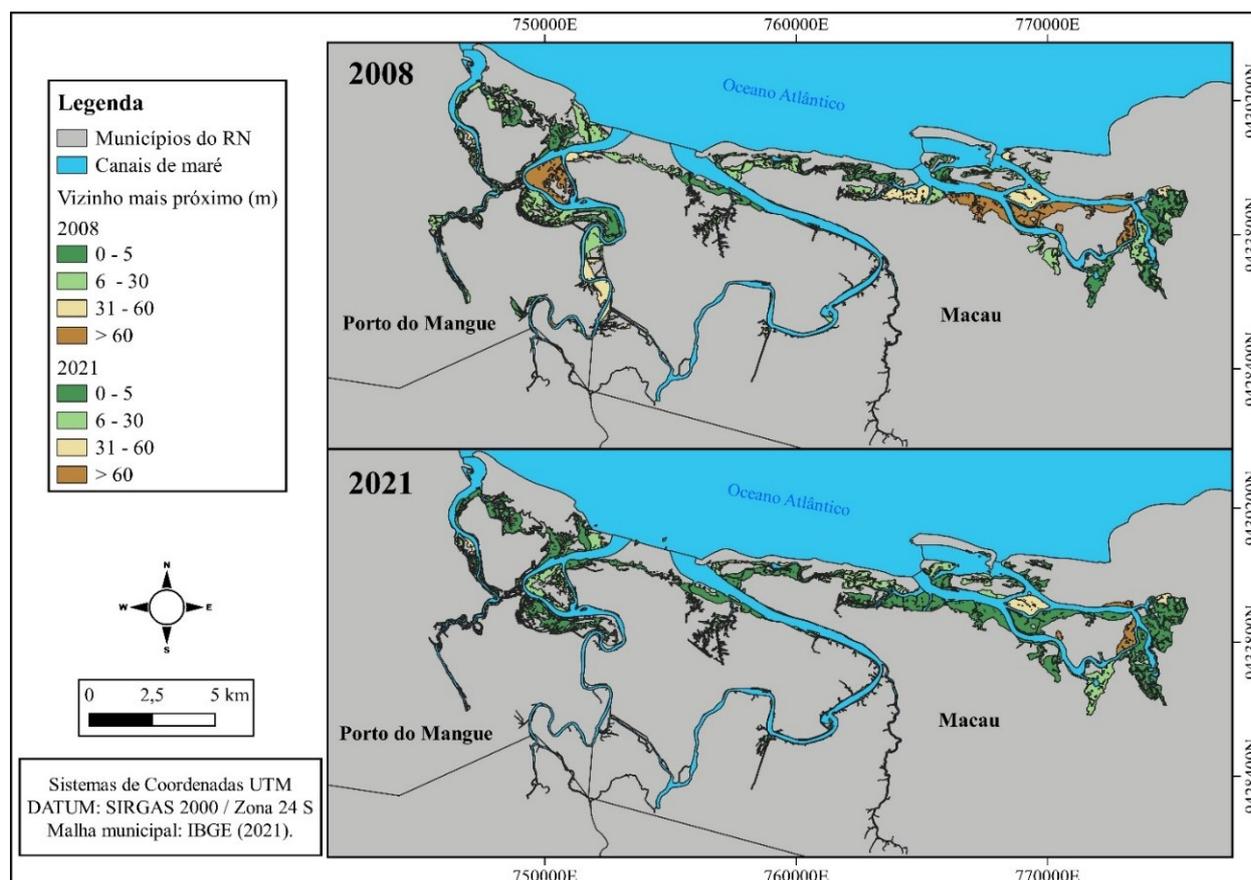


Figura 8: Espacialização da métrica de distância do vizinho mais próximo (2008-2021) para a vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN. Fonte: Autores.

Considerando os critérios utilizados por Almeida (2008), o resultado da métrica do vizinho mais próximo demonstra que em 2008, dos 304 polígonos, 273 (90%) estão em baixo isolamento, ou seja, as distâncias entre 0 a 60 m; 23 (7,5%), em médio isolamento (60 a 120 m); cinco (1,6%), em alto isolamento (120 a 200 m); e apenas três (0,9%), muito alto isolamento (acima de 200 m). No caso de 2021, dos 534 fragmentos, 502 ocupam a categoria de baixo isolamento (94%); médio, 21 (4%); alto, 5 (0,9%); e muito alto, 6 (1,1%). Essa resposta indica que em 2021 houve uma tendência ao encurtamento da distância euclidiana em grande parte dos fragmentos de mangue, embora poucos deles tenham permanecidos “isolados” na paisagem.

Diante dos resultados apresentados, entende-se que além da diminuição da vegetação de mangue, foi acentuado o aumento de novas divisões no padrão dos bosques, especialmente de pequenas extensões em 2021. Os números demonstraram que a fragmentação foi acompanhada pela atuação do efeito de borda e o conseqüente formato irregular dos bosques, desencadeando uma preocupação substantiva quanto à estabilidade ecológica dos mesmos para os próximos anos.

A fragmentação que ocorre nesta área de estudo não difere de muitos dos cenários encontrados em outras regiões tropicais, que têm indicado repercussões desafiadoras sobre a conservação dessa vegetação, em termos de sua ocupação e capacidade de manter conectividade espacial. Essas conseqüências têm modificado muitas extensões dos manguezais e deixado cada vez mais vulnerável a biodiversidade ecossistêmica aos

distúrbios de ordem humana e ambiental, como as conversões de uso da terra e as mudanças climáticas (TRAN; FISCHER, 2017; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; FLOWERS *et al.*, 2020).

A partir dos dados de Bryan-Brown *et al.* (2020), em vinte e sete países (Aruba, Brasil, Camarões, Camboja, Cingapura, Cuba, El Salvador, Estados Unidos, Filipinas, Granada, Guatemala, Honduras, Índia, Indonésia, Jamaica, Japão, Malásia, Mianmar, México, Papua Nova Guiné, Quênia, República Democrática do Congo, São Cristóvão e Névis, Tailândia, Taiwan, Trindade e Tobago e Venezuela), alerta-se que mesmo os setores que possuem acréscimo ou perda de áreas, o fenômeno da fragmentação foi sistematicamente evidenciada no ecossistema manguezal.

Essa propensão à divisão dos bosques foi confirmada também pelos estudos de Flowers *et al.* (2020). Em seus resultados, os autores constataram que embora os valores em perda de área não tivesse sido significativo nos anos de 2001, 2011 e 2017, o número total de dosséis costeiros aumentou em 682, ou o mesmo que uma adição total de 284%. Por consequência, outras métricas de paisagem, tais como a de forma, indicaram uma tendência progressiva à complexidade do padrão espacial, sobretudo no último ano.

Suyadi *et al.* (2018) analisaram algumas métricas em florestas com presença de indivíduos altos e anões em 38 estuários de Auckland, ilha localizada no norte da Nova Zelândia, entre os anos de 1940 e 2014. Os resultados indicaram um incremento substantivo em quatro delas, particularmente área (78%), número de fragmentos (38%), MSI (40%) e Índice de Proximidade (90%). Essa resposta indicou que a média da área em dosséis altos diminuiu em 34%, enquanto os de menor estatura aumentou em 77%. Apesar de terem apresentado uma conectividade importante na superfície, eles foram encontrados irregulares, divididos e com maior quantidade de espécies pouco desenvolvidas, em 2014.

Tran e Fischer (2017), ao estudarem áreas de manguezais na região de Ca Mau, no Vietnã, identificaram uma diminuição de 237,4 km² entre 1989 e 2013, seguido de um consequente aumento de 8.620 novos fragmentos. Além desses valores, os autores verificaram que o tamanho médio das manchas também reduziu em quase 50%, e uma das repercussões para a biodiversidade dessa área, foi para a riqueza de espécies de peixes que diminuiu em 1,78 vezes nos setores onde ocorreu maior fragmentação dos bosques de mangue.

Considerando os resultados da predominância de fragmentos com área inferior a 20 ha na área de estudo, Haddad *et al.* (2015) lembram que esta resposta não distingue de muitos das manchas florestais do mundo, pois, segundo estes autores, a média dos remanescentes existentes possuem valores iguais ou menores a 10 ha. Além disso, os autores demonstraram que o problema se torna mais preocupante quando esses fragmentos são submetidos a intensos efeitos de borda e baixa conectividade, cuja consequência pode acarretar no desaparecimento dos dosséis.

Vale enfatizar, no entanto, que embora a fragmentação possa diminuir a biodiversidade dos ecossistemas em até 75% (HADDAD *et al.*, 2015), acredita-se que esse fenômeno na área de estudo possa, ao longo do tempo, desempenhar funções relevantes para uma possível conectividade do manguezal local. Isso porque, para Forman (1995), os pequenos fragmentos podem ser considerados como trampolins para a formação de corredores ecológicos e de maiores fragmentos, o que pode favorecer benefícios consecutivos para a proteção, dispersão e manutenção do próprio ecossistema.

Conclusões

A utilização de equações que quantificam a estrutura da paisagem permitiu, de maneira exitosa, entender a configuração da vegetação de mangue nos anos de 2008 e 2021. A supressão e a fragmentação dessas florestas estiveram presentes na área de estudo. Os índices de forma alertaram sobre as condições irregulares dos bosques e as localidades que ocorrem possíveis efeitos de borda. Sobre a métrica do vizinho mais próximo, foi possível verificar o distanciamento euclidiano entre os dosséis, que no último ano demonstrou uma redução.

Dessa forma, grande parte desses acontecimentos ocorreram majoritariamente nos trechos oeste e sudoeste do complexo estuarino, assinalando uma importante inquietação quanto a ocorrência de prováveis distúrbios que podem ter comprometido a saúde das plantas. Nesse âmbito, os resultados apresentados servem para informar o padrão espacial da vegetação de mangue do maior sistema estuarino semiárido do Brasil. Os valores encontrados podem ser utilizados para demandas de planejamento e gestão dessas áreas naturais, visto que, tais fenômenos podem progredir em um futuro próximo, caso não sejam realizados projetos de monitoramento da vegetação e elaboração de corredores ecológicos para respaldar uma maior conectividade do ecossistema. Além da relevância dessas demandas, espera-se que esse trabalho possa contribuir com o desenvolvimento de pesquisas que busquem aprofundar temas como: onde e quanto de

hectares essa flora tem sido regenerada, nas próximas décadas? Qual a influência da dinâmica hidrosedimentar na conservação ou deterioração do manguezal? Os gradientes de salinidade têm afetado a fitoecologia local? Questionamentos como esses podem contribuir e direcionar inúmeras alternativas de manejo para a área de estudo.

Nota

Este artigo faz parte da dissertação de mestrado do primeiro autor.

Agradecimentos

Y.G. Souza agradece ao CNPq, pelo financiamento de pesquisa de mestrado através do PPGE/CCHLA/UFRN. D.F.S. Costa agradece a PROPESQ/UFRN e CERES/UFRN, por viabilizarem a pesquisa.

Referências

ABHIK, S.; HOPE, P.; HENDON, H. H.; HUTLEY, L. B.; JOHNSON, S.; DROSDOWSKY, W.; BROWN, J. R.; DUKE, N. C. Influence of the 2015–2016 El Niño on the record-breaking mangrove dieback along northern Australia coast. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 20411-20423, 14 out. 2021. DOI: 10.1038/s41598-021-99313-w.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 74p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território: Sociedade e Natureza) - Programa de Pós – Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa-PR, 2008. Disponível em: <http://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/498>. Acesso em: 12 jun. 2021.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

BARBOSA, M. E. F.; BOSKI, T.; BEZERRA, F. H. R.; LIMA-FILHO, F. P.; GOMES, M. P.; PEREIRA, L. C.; MAIA, R. P. Late Quaternary infilling of the Assu River embayment and related sea level changes in NE Brazil. **Marine Geology**, v. 405, p. 23-37, 1 nov. 2018. DOI: 10.1016/j.margeo.2018.07.014.

BLANCO-LIBREROS, J.; ESTRADA-URREA, E. Mangroves on the Edge: anthrome-dependent fragmentation influences ecological condition (Turbo, Colombia, Southern caribbean). **Diversity**, v. 7, n. 3, p. 206-228, 26 jun. 2015. DOI: 10.3390/d7030206.

BRYAN-BROWN, D. N.; CONNOLLY, R. M.; RICHARDS, D. R.; ADAME, F.; FRIESS, D. A.; BROWN, C. J. Global trends in mangrove forest fragmentation. **Nature**, v. 10, n. 1, p. 1-8, 28 abr. 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-63880-1.

BUNTING, P.; ROSENQVIST, A.; LUCAS, R.; REBELO, L.; HILARIDES, L.; THOMAS, N.; HARDY, A.; ITOH, T.; SHIMADA, M.; FINLAYSON, C. The global mangrove watch - a new 2010 global baseline of mangrove extent. **Remote Sensing**, v. 10, 1669, p. 1-19, 22 out. 2018. DOI: 10.3390/rs10101669.

COSTA, D. F. S.; GUEDES, D. R. C.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; BARBOSA, J. E. L.; SOARES, A. M. V. M.; LILLEBØ, A. I. Influência de macroaspectos ambientais na produção de sal marinho no litoral semiárido do Brasil. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 31, n. 3, p. 28-42, 2014a. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/229056/23461>. Acesso em: 20 abr. 2021.

COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 119-126, 30 abr. 2014b. DOI: 10.4215/RM2014.1301.0009.

DUKE, N. C.; KOVACS, J. M.; GRIFFITHS, A. D.; PREECE, L.; HILL, D. J. E.; VAN OOSTERZEE, P.; MACKENZIE, J.; MORNING, H. S.; BURROWS, D. Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf

of *Carpentaria*: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 10, p. 1816-1830, 14 mar. 2017. DOI: 10.1071/MF16322.

FLOWERS, B.; HUANG, K.; ALDANA, G. O. Analysis of the habitat fragmentation of ecosystems in Belize using Landscape Metrics. **Sustainability**, v. 12, p. 3024-3038, 9 abr. 2020. DOI: [10.3390/su12073024](https://doi.org/10.3390/su12073024).

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142, jun. 1995. DOI: [10.1007/BF00133027](https://doi.org/10.1007/BF00133027).

FRIESS, D. A.; ROGERS, K.; LOVELOCK, C.E.; KRAUSS, K.W.; HAMILTON, S.E.; LEE, S.Y.; SHI, S. The State of the World's Mangrove Forests: past, present, and future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, n. 1, p. 1-27. 17 out. 2019. DOI: 10.1146/annurev-environ-101718-033302.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. C. Status and distribution of mangrove forests of the world's using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 154-159, 17 ago. 2011. DOI: [10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x).

GOLDBERG, L.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; FATOYINBO, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Global Change Biology**, v. 26, p. 5844–5855, 3 ago. 2020. DOI: 10.1111/gcb.15275.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 6 mar. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais Climatológicas do Brasil 1981-2010**. 2018. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 2 mai. 2022.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Níveis de processamento das imagens dos satélites CBERS e AMAZONIA**. 2021. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/documentacao/arquivos/NiveisdeProcessamentoCBERSAMZ.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2022.

KAUFFMAN, J. B.; ADAME, M. F.; ARIFANTI, V. B.; SCHILE-BEERS, L. M.; BERNARDINO, A. F.; BHOMIA, R. K.; DONATO, D. C.; FELLER, I. C.; FERREIRA, T. O.; GARCIA, M. C. J. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 2, p. 1-18, 2 mar. 2020. DOI: 10.1002/ecm.1405.

LACERDA, L. D.; WARD, R. D.; GODOY, M. D. P.; MEIRELES, A. J. A.; BORGES, R.; FERREIRA, A. C. 20-Years Cumulative impact from shrimp farming on mangroves of Northeast Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 1-17, 23 abr. 2021. DOI: 10.3389/ffgc.2021.653096.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 424 p.

LAURANCE, W.; VASCONCELOS, H. Ecological consequences of forest fragmentation in the Amazon. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 03, p. 434-451, set. 2009. DOI: 10.4257/oeco.2009.1303.03.

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDYOUH-GUEBAS, F.; MCKEE, K.; BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726-743, 6 mar. 2014. DOI: 10.1111/geb.12155.

LI, X.; BELLERBY, R.; CRAFT, C.; WIDNEY, S. E. Coastal wetland loss, consequences, and challenges for restoration. **Anthropocene Coasts**, v. 1, p. 1-15, 3 jan. 2018. DOI: 10.1139/anc-2017-0001.

MATOS, M. F. A.; AMARO, V. E.; SCUDELARI, A. C.; BEZERRA, A. C. N. Análises estatísticas de alturas significativas de ondas de série temporal de curto prazo na costa do Rio Grande do Norte. **Pesquisas em Geociências**, v. 46, n.1, p. 1-24, 7 jun. 2019. DOI: 10.22456/1807-9806.93246.

- MCGARIGAL, K. **Landscape Pattern Metrics**. Encyclopedia of Environmetrics, Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, p. 1-13, 29 set. 2014. DOI: 10.1002/9781118445112.stat07723.
- MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995. 122 p. Disponível em: https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf. Acesso em: 20 out. 2020.
- 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, 10 mar. 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-61136-6.
- PANIZZA A. C.; FONSECA F. P. Visual image interpretation techniques. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, v. 30, p. 30-43, 30 abr. 2011. DOI: 10.11606/issn.2179-0892.geosp.2011.74230.
- SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, dez. 2014. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/1385>. Acesso em: 21 abr. 2021.
- SOARES, M. O.; CAMPOS, C.C.; CARNEIRO, P. B. M.; BARROSO, H. S.; MARINS, R. V.; TEIXEIRA, C. E. P.; MENEZES, M. O. B.; PINHEIRO, L. S.; VIANA, M. B.; FEITOSA, C. V.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; BEZERRA, L. E. A.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MATTHEWS-CASCON, H.; MATOS, F. O.; GORAYEB, A.; CAVALCANTE, M. S.; MORO, M. F.; ROSSI, S.; BELMONTE, G.; MELO, V. M. M.; ROSADO, A. S.; RAMIRES, G.; TAVARES, T. C. L.; GARCIA, T. M. Challenges and perspectives for the Brazilian semiarid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 1-12, jul. 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.001.
- SOARES, M. O.; BEZERRA, L. E. A.; COPERTINO, M.; LOPES, B. D.; BARROS, K. V. S.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MAIA, R. C.; BELOTO, N.; COTOVICZ, L. C. Blue Carbon Ecosystems in Brazil: overview and an urgent call for conservation and restoration. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 1-16, 29 abr. 2022. DOI: 10.3389/fmars.2022.797411.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em AGP II. Nova Odesa-SP: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.
- SUYADI, G., J.; LUNDQUIST, C. J.; SCHWENDENMANN, L. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 1–10, dez. 2018. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.10.005.
- TRAN, L. X.; FISCHER, A. Spatio-temporal changes and fragmentation of mangroves and their effects on fish diversity in the province of Ca Mau (Vietnam). **Coastal Conservation Journal**, v. 21 n. 3, p. 355-368, 16 mai. 2017. DOI: 10.1007/s11852-017-0513-9.
- TOMLINSON, B. P. **The Botany of Mangroves**. 2. ed. New York: Columbia University Libraries, 1986.
- UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. **Ecological Indicators**, v. 28, n. 4, p. 100-106, mai. 2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.07.018.
- WU, J. Landscape Ecology. In: LEEMANS, R. (Eds.). **Ecological Systems**. New York: Springer, 2012, p. 179-200.



Este artigo é distribuído nos termos e condições do *Creative Commons Attributions/Atribuição- NãoComercial-CompartilhaIgual* (CC BY-NC-SA).