

EVOLUÇÃO DA DINÂMICA DAS PRESSÕES ANTROPOGÊNICAS SOBRE PAISAGENS NATURAIS DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL

Luiz Jorge Bezerra da Silva Dias

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA
Departamento de Geografia, São Luís, MA, Brasil
luizjorgdias@hotmail.com

Gabriel Costa da Costa

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA
Curso de Geografia Bacharelado, São Luís, MA, Brasil
gabrielcostac@gmail.com

Letícia Moura Ferreira

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA
Mestrado em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço, São Luís, MA, Brasil
leticia_moura2014@outlook.com

Allana Pereira Costa

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA
Mestrado em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço, São Luís, MA, Brasil
allanacostageo@gmail.com

Erick Christofore Guimarães

Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA
Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, Santarém, PA, Brasil
erick.ictio@yahoo.com

Tadeu Gomes de Oliveira

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA
Departamento de Ciências Biológicas, São Luís, MA, Brasil
tadeu4@yahoo.com

RESUMO

As pressões antrópicas na Amazônia brasileira geraram diversos impactos diretos nos sistemas ambientais desse bioma, que rapidamente se transformou em um conjunto de antromas. A Amazônia oriental está totalmente contida em uma região biogeográfica denominada Centro de Endemismo de Belém (CEB). Com 247.635,44 km², O CEB é um conjunto ecotonal com intensos processos recentes de conversão de áreas nativas em espaços socioeconômicos. Com técnicas de geoprocessamento e realização de trabalhos de campo, objetivou-se analisar a evolução das pressões de uso no CEB durante o período de 1985 a 2020. Os resultados mostram um aumento de 86,39% no número de fragmentos florestais, com redução de suas áreas médias de 0,30 km² para 0,17 km² em 35 anos. Os fragmentos florestais, que em 1985 tinham distância mínima de 200 metros, passaram a ter 500 metros em 2020, um aumento de 250% no período. Houve perda real de 82,58% de florestas contínuas. As áreas protegidas representam apenas 32,54% da Amazônia Oriental, quando deveriam ser entre 50 e 80% segundo as leis vigentes. O CEB, apesar de sua importância biogeográfica e ecológica, configura-se atualmente como de alto controle humano e demanda por esforços dos advindos de setores públicos e privados para a restauração ecológica.

Palavras-chave: Região Biogeográfica. Métricas de Paisagem. Geocologia. Uso da terra.

EVOLUTION OF THE DYNAMICS OF ANTHROPOGENIC PRESSURES ON NATURAL LANDSCAPES OF THE BELÉM ENDEMISM CENTER, EASTERN AMAZON, BRAZIL

ABSTRACT

Anthropogenic pressures in the Brazilian Amazon have generated a number of direct impacts in the environmental systems of this biome, which has quickly become a set of

anthromes. The eastern Amazon is fully contained in a biogeographic region called the Belém Endemism Center (BEC). With 247,635.44 km², the BEC is an ecotonal complex with intense recent processes of conversion of native areas into socioeconomic spaces. Via geoprocessing techniques and fieldwork, the objective was to analyze the evolution of use pressures in the BEC during the period from 1985 to 2020. The results show an increase of 86.39% in the number of forest fragments, with a reduction of their average areas from 0.30 km² to 0.17 km² in 35 years. Forest fragments, which in 1985 had a minimum distance of 200 meters, became 500 meters apart in 2020, an increase of 250% in the period. There was a real loss of 82.58% of continuous forests. Protected areas represent only 32.54% of the eastern Amazon, when they should be between 50 and 80% according to current laws. The BEC, despite its biogeographical and ecological importance, is currently configured as being of high human control and requires efforts towards ecological restoration from the public and private sectors.

Keywords: Biogeographical Region. Landscape metrics. Geoecology. Land use.

INTRODUÇÃO

A pujança da Amazônia e de seus ecossistemas associados chama a atenção dada a variedade de recursos naturais disponíveis, sua grandiosa biodiversidade, as frequentes ameaças pelas quais passam as paisagens naturais remanescentes (PAREDES et al., 2017; CASSEMIRO et al., 2023) e, sobretudo, por uma falsa homogeneidade geográfica (OLIVEIRA JÚNIOR, 2015; AB'SÁBER, 2021). Sendo a última grande fronteira produtiva do Brasil (ARVOR et al., 2017; ARAÚJO; VIEIRA, 2019; OLIVEIRA, 2019; BINSZTOK; ROCHA, 2021), ela tem se convertido rapidamente de paisagens holocênicas, denominadas biomas, para um conjunto de áreas antropizadas ainda por serem estudadas.

Por estar localizada entre o Oceano Atlântico, o Planalto Central Brasileiro, o Planalto das Guianas e os Andes, a Amazônia é um conjunto de regiões biogeográficas distintas, contudo complementares, que abrigam possivelmente o maior conjunto de biodiversidade continental do Globo. Assim, foi necessário decompor os seus mais de 6,7x10⁶ km² em áreas menores, definidas a partir da sobreposição de endemismos faunísticos e florísticos. A partir dessa noção ecológica, originam-se biogeograficamente os recortes espaciais, definidos como áreas ou centros de endemismo, os quais representam uma disposição cartográfica biorregional representativa de desenvolvimento e evolução integrados dos elementos da geodiversidade e da biodiversidade ao longo do tempo geológico, que originaram biodiversidades singulares.

A Amazônia foi dividida em oito centros de endemismo (SILVA, 2013), que são as menores unidades espaciais para a análise dos processos biogeográficos atuantes e caracterizadores das paisagens (CARVALHO, 2011; ALMEIDA et al., 2014), sobretudo durante o período Quaternário. Cada um deles tem de algumas centenas a mais de um milhão de quilômetros quadrados e indicam as áreas com as maiores criticidades quanto à proteção da biodiversidade endêmica do maior conjunto de ecossistemas associados ao maior maciço florestal do mundo contemporâneo. Dentre eles, o Centro de Endemismo Belém (CEB) é, em conjunto, o mais impactado dentre todos, sobretudo pelas ações antropogênicas em curso nas últimas décadas (BECKER, 2007; SILVA, 2013), embora seja o menor dentre todos. A área do CEB é aqui considerada como sinônimo de Amazônia Oriental, dada a sua localização e situação geográficas.

Perfazendo uma área de 247.635,44 km², ou seja, 5,88% do total da Bioma Amazônia no Brasil, o CEB requer a maior atenção dentre todos os demais, sobretudo devido à perda de cobertura vegetal nativa, à parca proteção da biodiversidade e ao monitoramento da expansão de atividades econômicas consideradas regionalmente predatórias (ARAÚJO; LOPES; CARVALHO-FILHO, 2011).

É nesse território que se inicia, do Oceano Atlântico em direção à Amazônia Pré-Andina, o “Arco de Fogo e Desmatamento” (DOMINGUES; BERMANN, 2022 MARLE et al. 2017), conjunto ecotonal amazônico de intensa conversão de áreas nativas em espaços socioeconômicos na borda amazônica (FENG et al., 2021; LI et al., 2021).

A ampliação das frentes pioneiras e produtivas nas últimas décadas proporcionou alterações no espaço total dessa biorregião e isso gerou problemas indelévels quanto à proteção efetiva das coberturas vegetais nativas e, sobretudo, de sua fauna associada, com destaque para aquela considerada endêmica. Em contrapartida, há a indicação de perdas populacionais de espécies que já estão em algum nível de criticidade quanto à extinção (OLIVEIRA et al., 2016; 2019). Por abranger três Estados brasileiros (Pará, Maranhão e Tocantins), o CEB é tido como de alto grau de preocupação quanto à manutenção dos seus ecossistemas dado o avanço das monoculturas, da silvicultura e, sobretudo, da pecuária (MUCHAGATA; BROWN, 2003; HECHT, 2019). Esse macroterritório configura o início, do litoral ao continente adentro, da maior e mais expressiva fronteira de desmatamento sul-americana em ambientes florestais de que se tem notícia (NUNES et al., 2016).

As fronteiras produtivas acabaram por conduzir rápidos processos de conversão de paisagens naturais em antropogênicas, retratos dos tipos de usos agrossilvopastoris e os derivados da implantação de infraestruturas energéticas e de deslocamento de pessoas e de matérias-primas implantados no contexto de uma biorregião amazônica estratégica que ainda não foi suficientemente compreendida sob a ótica de sua biodiversidade e de suas relações ecológicas. Destarte, faz-se necessário um exercício de compreensão do CEB sob o olhar da Biogeografia, que observa os processos de diminuição de habitats naturais disponíveis, e sob a perspectiva da Geoecologia das Paisagens, que vislumbra o entendimento das dinâmicas materializadas nas paisagens naturais que conduziram à sua fragmentação e transformação de uma parcela de um bioma em pouco menos de quatro décadas.

Assim, o objetivo deste trabalho foi traçar, com ferramentas de geoprocessamento, a evolução recente dos processos de uso e cobertura do CEB e estabelecer o seu nível de fragmentação e de conexão de paisagens remanescente, considerando-se os anos-base de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020 foram adotados. Para compreender as pressões antropogênicas e sua evolução ocupacional e econômica recente na biorregião ora analisada foram produzidas métricas de paisagem que demonstram o comportamento de perdas de ambientes naturais associados a formações florestais, áreas de mangues e de apicuns.

ÁREA DE ESTUDO

A delimitação do Centro de Endemismo Belém ainda é causa de dissensos. Embora haja uma definição cartográfica elaborada por Silva, Rylands e Fonseca (2005), que envolve apenas a porção do território maranhense que chega até a margem esquerda do Rio Pindaré, Almeida et al. (2014) traduzem a delimitação adotada pelo Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), que abarca toda a Bacia do Pindaré em seus médio e baixo cursos. Contudo, com informações mais recentes, documentos do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Tocantins (OLMOS et al., 2004) e do Estado do Maranhão (DIAS et al., 2019), a proposta cartográfica ora apresentada está pautada na definição dos limites do Bioma Amazônia no Maranhão e no Tocantins (Figura 1), mantendo a margem direita do Rio Tocantins como sua divisa a Oeste com o Centro de Endemismo Xingu.

Figura 1 - Localização geográfica no contexto do Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental.



Fontes - IBGE, 2020; Registro da Pesquisa, 2021. Elaboração: os autores, 2022.

A redefinição territorial ora proposta foi pautada, técnica e cientificamente, em três enfoques ou argumentos complementares entre a geopolítica da conservação e a natureza remanescente do espaço total biorregional. O primeiro está circunscrito ao fato que até meados da década de 2000 não havia sistematização de dados e informações quanto à biodiversidade da Amazônia Maranhense e do extremo Norte do Tocantins, algo suplantado a partir da segunda metade dessa década.

Esforços relacionados ao Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão (ZEE-MA) mapearam e identificaram por técnicas de inventário faunístico as espécies relacionadas à

mastofauna, à avifauna, à herpetofauna e à ictiofauna, bem como das abelhas da subfamília *Apinae*, tribo *Euglossini* (OLIVEIRA et al., 2019). Para demonstrar a relevância de ampliação da área do CEB em direção à Amazônia Maranhense em sua totalidade, nesta área foi procedida a catalogação de fauna em ambientes ainda considerados nativos na Amazônia Oriental e restritos ao Maranhão (porção mais Oriental da área de pesquisa), bem como em recortes espaciais já alterados de forma complementar.

Por conseguinte, o mencionado inventário apresentou um total de 1.400 espécies amostradas e catalogadas em um total de 23.123 registros, sendo que 96,3% do total de espécies são do filo *Chordata*, com destaque para a classe das aves, com 49,8% do total de ocorrências (Tabela 1). Para essa pesquisa, que contou com registros realizados e sistematizados entre os anos de 2018 e 2019, houve a demonstração da riqueza de biodiversidade faunística de uma Amazônia Maranhense que transiciona em direção ao Cerrado.

Tabela 1 - Registros das espécies e grupos avaliados que compõem o banco de dados utilizados para as análises da fauna no ZEE do Bioma Amazônia Maranhense.

GRUPOS	ESPÉCIES	ORDENS	FAMÍLIAS	Nº LOCALIDADES AMOSTRADAS	Nº. REGISTROS	PERCENTUAL SOBRE O TOTAL (%)
Mamíferos	136	12	42	55	1.855	9,7%
Aves	697	26	78	59	18.285	49,8%
Herpetofauna	167	07	37	18	684	11,9%
Peixes	348	26	84	29	2.195	24,9%
Abelhas Euglossini	52	01	01	07	104	3,7%
Totais	1.400	72	242	168	23.123	100%

Fonte - OLIVEIRA et al., 2019. Adaptação: os autores, 2023.

Tal argumento evidencia o caráter ecotonal do CEB e que os rios regionais não são necessariamente barreiras biogeográficas, mormente o Rio Pindaré e o Rio Tocantins, haja vista a grande similaridade paisagística existente entre o Pará, o Maranhão e o Tocantins, sobretudo na localidade denominada de Bico do Papagaio, que possui dezenas de ilhas que, aos poucos, se separam de um Estado e se aglutinam ao outro, em função da hidrodinâmica da área de contatos biogeográficos regionais (DIAS et al., 2019). Há que se considerar que o Pará e o Tocantins, embora possuam ZEEs regionais, não fizeram neles os inventários de biodiversidade, o que concorre para uma diminuição da sua praticidade quanto à proteção efetiva das áreas destinadas à conservação ou para a implantação de corredores ecológicos regionais, por exemplo.

Por outro lado, como segundo argumento, a Leste da área originalmente descrita, há uma nítida divisão entre a Amazônia e o Cerrado através de lineamentos estruturais a partir do Arco Picos – Santa Inês e a conformação de terrenos com declividades baixas adjacentes ao Norte (menos de 450 metros acima do nível relativo do mar). Estes convergem até o Golfão Maranhense, principal recorte costeiro do Estado do Maranhão e que é considerado o conjunto paisagístico divisor da Zona Costeira Nordeste Sententrional com a Zona Costeira Amazônica (AB'SÁBER, 2001; SUGUIO, 2010). Ele é uma articulação geodiversa única na costa brasileira e, por sua vez, é geológica e geomorfologicamente um alto estrutural em relação ao Aulacógeno da Baixada Maranhense (DIAS, 2019).

Como terceiro argumento, indica-se que há similaridade entre os padrões de ocupação e de uso da terra, que, segundo o Projeto MAPBIOMAS (2022), aponta para uma forte homogeneidade de usos, bem como para uma história humana convergente, com os mesmos processos ocupacionais e de conversão de ecossistemas naturais em áreas de pressão de uso bastante consolidadas (SOUZA,

2019). Esse processo gerou uma identidade forte de fronteiras de usos produtivos, com destaque para as superposições de uso da terra, com fragmentação e perda consolidada de habitats e erosão da biodiversidade (OLIVEIRA, 2011; DIAS et al., 2017; LOPES et al., 2017).

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Foi estabelecido como método principal a articulação da perspectiva analítica sistêmica geográfica, transposta em uma abordagem quanti-qualitativa. Destarte, foram abordadas duas categorias geográficas, a saber:

- a) a paisagem, que demonstra as heranças da natureza (AB'SÁBER, 2021) e das atividades humanas cumulativas; e
- b) o território (SANTOS; SILVEIRA, 2021), palco de conflitos materializados pela interconexão de usos inadequados dos recursos naturais. Esta categoria geográfica foi indispensável para traçar as relações entre a perda de ecossistemas por fragmentação em função das pressões antropogênicas historicamente desenvolvidas sobre o CEB.

Para a adequação da perspectiva biogeográfica, no que concerne à perda de integridade da biorregião denominada CEBE em função dos padrões de uso da terra, à da Geoecologia das Paisagens, vinculada à fragmentação das paisagens e suas métricas, optou-se por fazer um recorte temático de redefinição regional do CEB, seguindo a extensão do Bioma Amazônia no Maranhão e no Tocantins. Assim, foi definido um território de 247.635,44 km², como já explicado em item anterior. Por conseguinte, foram adotadas as bases cartográficas em formato vetorial adquiridas no portal eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019), na escala de 1:250.000. A metodologia para a cartografia temática consistiu no tratamento e processamento de dados geográficos manipulados em software de Sistema de Informação Geográfica (SIG), nomeadamente o QGIS na versão 3.10, que é um *freeware* de código aberto e colaborativo (QGIS, 2022).

Na disposição temática dos mapas referentes aos anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020 de uso e cobertura da terra, utilizou-se os dados cartográficos do Projeto MAPBIOMAS, Coleção 6.0 (MAPBIOMAS BRASIL, 2022). Foram utilizados esses conjuntos de dados para o estabelecimento dos tamanhos de cada classe de uso ou cobertura da terra para cada ano analisado. Após, foram isoladas as classes de formação florestal, mangues e apicuns, admitidas no trabalho como vegetação nativa, para a aferição de métricas de paisagens, que foram calculadas utilizando um software próprio para esse tipo de finalidade: o FRAGSTATS 4.2. (McGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012). Após, procedeu-se ao cálculo das seguintes métricas de paisagem: índice de maior mancha, número de fragmentos, densidade das manchas e tamanho médio das manchas. Estabeleceu-se ainda a distância euclidiana de fragmentos, que afere a conexão efetiva entre as manchas remanescentes de formação florestal. As unidades de medida de área seguiram o Sistema Internacional de Unidades.

Procedeu-se uma análise integrada ou geoecológica dos mapas produzidos, em que foram observadas inconsistências de denominação de classes de uso da terra. Para sanar essas fragilidades cartográficas, realizaram-se cinco trabalhos de campo entre março de 2021 e julho de 2022 para o reconhecimento de feições de uso e cobertura da terra nas porções Norte, Nordeste, Leste, Centro-Leste, Central, Sul e Sudoeste do CEB. Após, foram realizados, em gabinete, ajustes cartográficos, utilizando o software QGIS (QGIS, 2022), de algumas tipologias de uso e cobertura da terra em mapa homônimo, sobretudo quanto a áreas de silvicultura em estágio inicial de plantio e áreas agrícolas destinadas a grãos (sobretudo soja).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A diversidade paisagística do CEB é caracterizada por uma grande profusão de ecossistemas que, biogeograficamente, são distribuídos em função da disposição das condições ecológicas regionais. Nesse contexto, as formações florestais, os ambientes com mangues e com apicuns são os mais expressivos ambientes naturais territorialmente dispostos nessa biorregião (Figura 2).

Figura 2 - Paisagens do Centro de Endemismo Belém: (A) Formação florestal ombrófila densa em Tucuruí (PA); (B) formação florestal ombrófila aberta em áreas próximas às cabeceiras de drenagem de formadores do Rio Itinga, em São Pedro da Água Branca (MA); (C) formação florestal ombrófila densa em contato com formação florestal ombrófila aberta com dossel emergente na Reserva Biológica do Gurupi (MA); (D) pequenos estuários do Noroeste do Maranhão, com presença de mangues e apicuns na Região Bragantina (PA); (E) sistema insular dominado por mangues no extremo Nordeste do CEB, Baía de Tubarão (MA); (F) apicuns e mangues, com matas de cocais ao fundo, na Baixada Maranhense, à retaguarda da margem esquerda da Baía de São Marcos (MA), 2022.



Fonte - Autor, 2022.

Embora de ocupação antiga, o CEB, que corresponde à totalidade da Amazônia Oriental, passou a ter maior expressividade de alterações paisagísticas durante o século XX e nas duas primeiras décadas do século atual. Entre os anos de 1940 e 2020, o território biogeográfico em questão saltou de um quantitativo geopolítico infranacional de 58 municípios para um total de 191. Por conseguinte, a marcha populacional foi capaz de permitir um salto de 959.161 habitantes em todo o CEB em 1940 para 10.382.354 pessoas no final de 2020. Isso representa um crescimento demográfico na ordem de 1.082% no período. O maior acréscimo decadal foi registrado em 1980, com um incremento demográfico na ordem de 187% em relação a 1970. Não menos importante, entre os anos 1980 e 2020 houve um acréscimo de 131% por década, em média (SILVA; DIAS, 2023).

Os processos de incentivo à ocupação da Amazônia Oriental, que ocorreu, de Leste para o Oeste (a partir do São Luís, Maranhão) e de Norte para Sul (a partir de Belém, Pará) foram tonificados entre os anos 1950 e 1980, com os grandes projetos desenvolvimentistas e de integração nacional (VALVERDE; DIAS, 1967; AB'SÁBER, 2004; BECKER; STENNER, 2008). O estabelecimento de centenas de estradas vicinais, de padrão construtivo bastante rudimentar, que convergem para rodovias federais e estaduais, acabaram por originar redes de desmatamento e de pressões de uso expressivas, sobretudo a partir da década de 1980 (PICOLI, 2006; LOPES et al, 2017).

Somam-se a isso a construção de extensa rede ferroviária, que contorna os limites do CEB de Nordeste a Sul, aliada à construção e à operação da Usina Hidrelétrica de Tucuruí e de sua linha de

transmissão elétrica em direção a Imperatriz e, desta, a São Luís, que é praticamente paralela à via férrea citada (VELASTEGUI-MONTOYA; LIMA; HERRERA-MATAMOROS 2020). Com a multiplicação dos núcleos urbanos e sua densificação espacial, as trocas de mercadorias e serviços foram causa e consequência, ao mesmo tempo, das escaladas demográficas. Esses fatos foram propícios ao maior aprofundamento territorial das frentes ocupacionais pioneiras e à fragmentação do maciço florestal pré-existente. Todas essas ações foram idealizadas pelo Governo Brasileiro (SIMMONS, 2004), mas desenvolvidas por empresas e por populações civis.

O período de maior incremento populacional humano e de maior perda absoluta de vegetação florestal corresponde ao intervalo temporal entre 1985 e 2015. Nele, as formações florestais tiveram uma redução efetiva na ordem de 37,7%, com o maior decréscimo registrado no decênio 1995-2005, cujo quantitativo atingiu 16,3% de perdas líquidas (Figura 3 e Tabela 2).

Já as áreas com pastagens tiveram um acréscimo de 211,15%. Isso corrobora o argumento de Rivero et al. (2009) e Souza-Amorim e Trajano (2020) de que a pecuária bovina, que exige mais espaços para práticas extensivas, foi a principal atividade implantada no CEB após a supressão da cobertura florestal nativa. Quanto às atividades agrícolas, estas compõem três classes na taxonomia territorial, quais sejam: soja ou lavoura temporária, outras lavouras temporárias e outras lavouras. Unidas, somam 5.905,11 km², sendo a segunda principal atividade econômica desenvolvida no CEB. Já a silvicultura, que era inexistente em 1985, compreende um total de 584,17km² em 2020, com o crescimento mais expressivo simbolizado entre os anos 1995-2005, totalizando 1.601,8%.

As formações vegetais remanescentes não consideradas florestais para efeitos desta pesquisa (formação savânica, mangue, formação campestre, campo alagado e área pantanosa, praias e dunas e apicuns) somavam um total de 13.143,84km² em 1985. Em 2020, esse quantitativo era de 12.393,24km², uma diminuição na ordem de 5,71% em 35 anos. Ainda em 2020, a composição de área total dos sistemas ecológicos naturais no CEB, incluídos os corpos hídricos (rios, lagos e oceano), perfaziam 137.636,43km², ou 55,58% do território analisado, enquanto os diversos tipos de uso compreenderam 109.998,91km², ou seja, 44,42% da região biogeográfica.

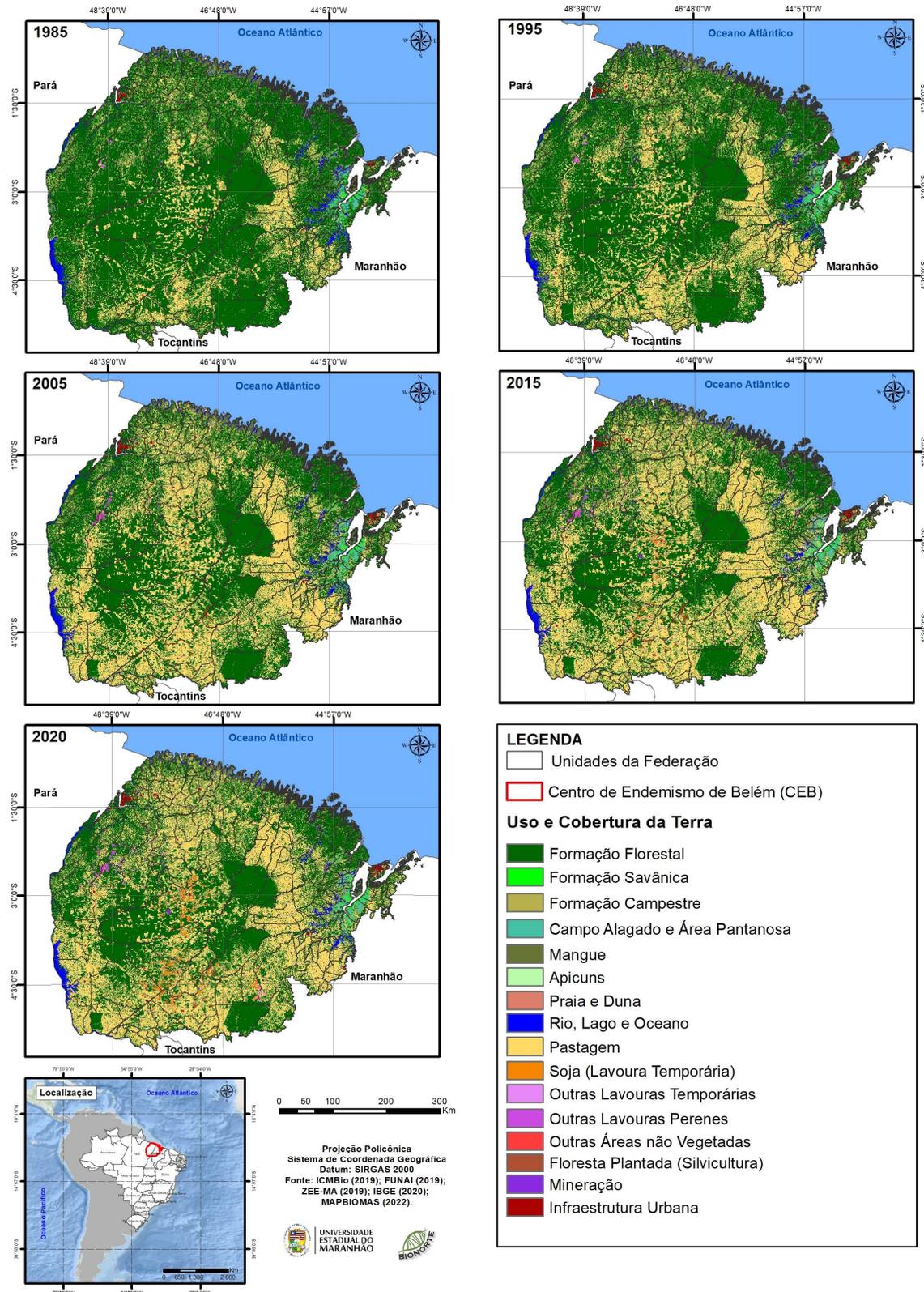
Quanto às formações vegetais de mangues e apicuns, em virtude de seu pequeno tamanho areal comparativo ao total do CEB, não houve variações significativas ao longo do período compreendido entre 1985 e 2020. Por serem ecossistemas costeiros, portanto sujeitos à variação do nível relativo do mar e das dinâmicas oceanográficas litorâneas ou adjacentes a essa faixa, os sistemas ambientais ora destacados pouco perderam em área total nos intervalos decadais. Na verdade, se for avaliada apenas as áreas iniciais e finais de ambos, o primeiro teve um aumento de área contínua na ordem de 7,01%, enquanto o outro variou positivamente em 17,99% em área.

Desde o ano de 1985 houve perda de conectividade real dos mosaicos paisagísticos. Enquanto nesse marco temporal havia mancha contínua na ordem de 119.906,00km², em 2020 o quantitativo areal da maior mancha representava 20.885,80km². A redução geográfica foi de 82,58% em apenas 35 anos. Entre os anos de 1985 e 1995, foi detectada uma perda de 22.669km² das formações florestais contínuas. Todavia, o intervalo com maior percentual de perda de cobertura florestal registrada no CEB foi entre 1995 e 2005, evidenciando que os processos de supressão, desmembramento e desestruturação das formações florestais se intensificaram mais na virada do século XX para o XXI.

A articulação territorial e paisagística, associada ao que Celentano et al. (2018) e Dias (2019) denominam de Mosaico Gurupi, passaria por uma diminuição de suas dimensões entre 2005 e 2015, quando perderia o status de maior fragmento contíguo para uma área situada a Sudoeste daquela, no Pará. Durante a primeira metade da década de 2010, o maior fragmento era de 14.130,70km² e englobava terras do vale do médio e baixo Rio Ararandeuá e no alto Capim, ambos no Pará. Neste artigo essa área é denominada de Mosaico Ararandeuá-Capim.

Evolução da dinâmica das pressões antropogênicas sobre paisagens naturais no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental

Figura 3 - Cartografia dos processos de uso e cobertura da terra no Centro de Endemismo Belém entre 1985 e 2020.



Fontes - ICMBIO, 2019; FUNAI, 2019; DIAS, 2019; IBGE, 2020; MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

Tabela 2 - Quantitativos de área por unidade paisagística relacionada ao uso e cobertura da terra no Centro de Endemismo Belém entre 1985 e 2020.

CLASSES	1985		1995		2005		2015		2020	
	Área (Km²)	%								
Rio, Lago e Oceano	5.687,76	2,297	5.103,31	2,06	5.076,35	2,050	4.671,79	1,89	5.226,66	2,11
Formação Florestal	179.771,25	72,595	157.278,26	63,51	131.643,59	53,160	121.055,72	48,88	120.016,53	48,47
Formação Savânica	1.543,81	0,623	1.298,85	0,52	1.145,80	0,463	926,77	0,37	1.118,37	0,45
Mangue	5.849,60	2,362	5.961,83	2,41	6.002,35	2,424	6.004,29	2,42	5.940,35	2,40
Floresta Plantada (Silvicultura)	-	0,000	19,60	0,01	333,55	0,135	580,99	0,23	584,17	0,24
Formação Campestre	3.488,98	1,409	3.220,10	1,30	3.166,41	1,279	3.260,09	1,32	3.061,39	1,24
Pastagem	48.299,94	19,504	70.874,89	28,62	95.581,50	38,598	103.794,05	41,91	101.985,12	41,18
Praia e Duna	30,89	0,012	50,89	0,02	48,63	0,020	35,77	0,01	3,09	0,00
Infraestrutura Urbana	526,06	0,212	961,98	0,39	1.204,91	0,487	1.350,48	0,55	1.386,38	0,56
Outras Áreas não Vegetadas	3,88	0,002	0,43	0,00	0,02	0,000	0,12	0,00	27,17	0,01
Mineração	7,25	0,003	16,52	0,01	35,30	0,014	97,02	0,04	110,96	0,04
Apicum	216,41	0,087	277,55	0,11	194,03	0,078	312,91	0,13	209,17	0,08
Soja (Lavoura Temporária)	-	0,000	-	0,00	112,03	0,045	1.294,07	0,52	3.373,43	1,36
Outras Lavouras Temporárias	4,32	0,002	4,85	0,00	210,27	0,085	1.121,25	0,45	1.225,82	0,50
Campo Alagado e Área Pantanosa	2.014,15	0,813	2.226,05	0,90	2.264,03	0,914	1.889,17	0,76	2.060,87	0,83
Outras Lavouras Perenes	191,14	0,077	340,33	0,14	616,67	0,249	1.240,95	0,50	1.305,96	0,53
Total	247.635,44	100,00								

Fonte - MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

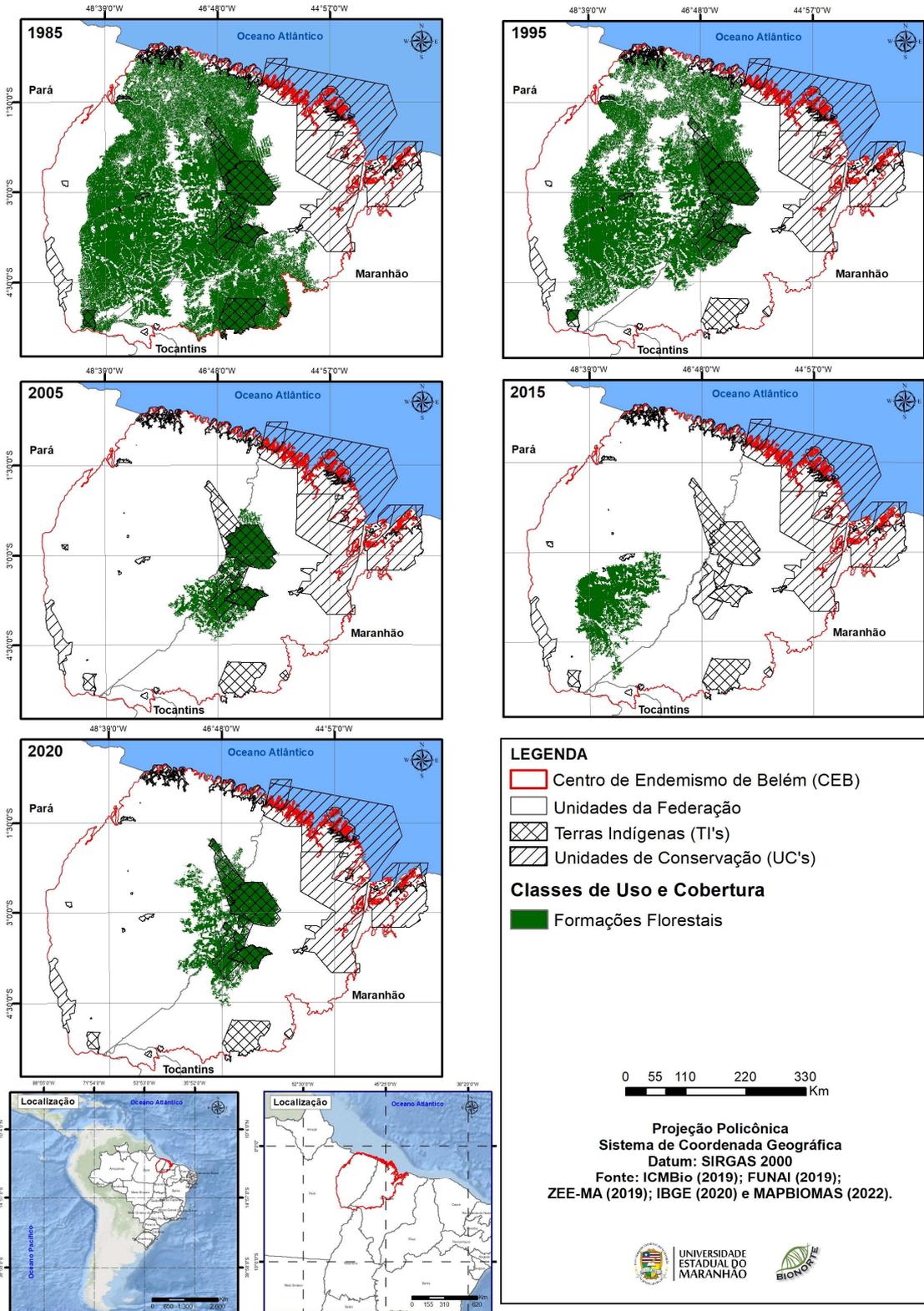
O aumento do desmatamento e dos focos ativos de calor no lado maranhense proporcionou a perda de status de maior bloco contínuo de vegetação florestal (ARAÚJO; LOPES; CARVALHO-FILHO, 2011; SILVA JÚNIOR et al., 2020). Contudo, houve recuperação paisagística nessa região entre 2016 e 2020, o que fez retornar o Mosaico Gurupi ao primeiro lugar enquanto área com maior mancha de coberturas florestais no âmbito do CEB, com um total de 20.885,80km², algo somente possível com a consolidação de políticas de proteção em suas Unidades de Conservação e Terras Indígenas, as quais são mais expressivas no Estado do Maranhão (Figura 4). A explicação para esse fato pode estar relacionada ao combate às queimadas realizadas no Maranhão e no Pará, motivada por órgãos públicos de proteção ambiental, mas com auxílio de esforços de movimentos sociais e de comunidades de povos tradicionais e de povos originários que foram iniciados em 2017 (MARQUES; AMORIM; FONSECA, 2017). Em 2020 houve a consolidação dos dois blocos mais significativos de formação florestal contínua, o Mosaico Gurupi e o Mosaico Ararandeuá-Capim (maior bloco contínuo de vegetação florestal em 2015), sem que houvesse qualquer conexão biogeográfica ou ecológica entre ambos, dadas as ações humanas que modificaram as possíveis ligações entre eles.

As pressões de uso materializadas no CEB entre 1985 e 2020, como visto, causaram a diminuição dos índices de maior mancha. Todavia, estas não traduzem sozinhas toda a realidade do processo de fragmentação pelo qual passou essa região biogeográfica. Para maior certeza científica quanto à situação ecológica da Amazônia Oriental, procedeu-se à contagem dos fragmentos de formações florestais, de mangues e de apicuns, sobretudo. Como pode ser visualizado em ilustrações específicas (Figura 5 e Tabela 3), o CEB salta de um total de 591.354 fragmentos de formações florestais em 1985 para 684.512 no ano de 2020. Isso representa um aumento real de 15,75% em 35 anos.

Por outro lado, no mesmo período o tamanho médio dos fragmentos de vegetação florestal caiu 43,3%, ou seja, diminuiu de 30 ha, em média, para 17 ha no período analisado, o que estabelece uma perda de 56,67% de área total. Esses números indicam alta fragmentação da paisagem, diminuição da conexão entre as mesmas e decréscimo de tamanhos viáveis para a manutenção da biodiversidade remanescente, que, segundo Laurence e Vasconcelos (2009), deve ser de no mínimo 100 há ou 1 km². Segundo essa fonte, com fragmentos cujas áreas sejam inferiores a esse mínimo calculado, há dificuldades em manter os fluxos naturais ante as antropogêneses e com isso recuperar corredores ecológicos e matrizes paisagísticas para a manutenção dos fluxos biogeográficos entre eles.

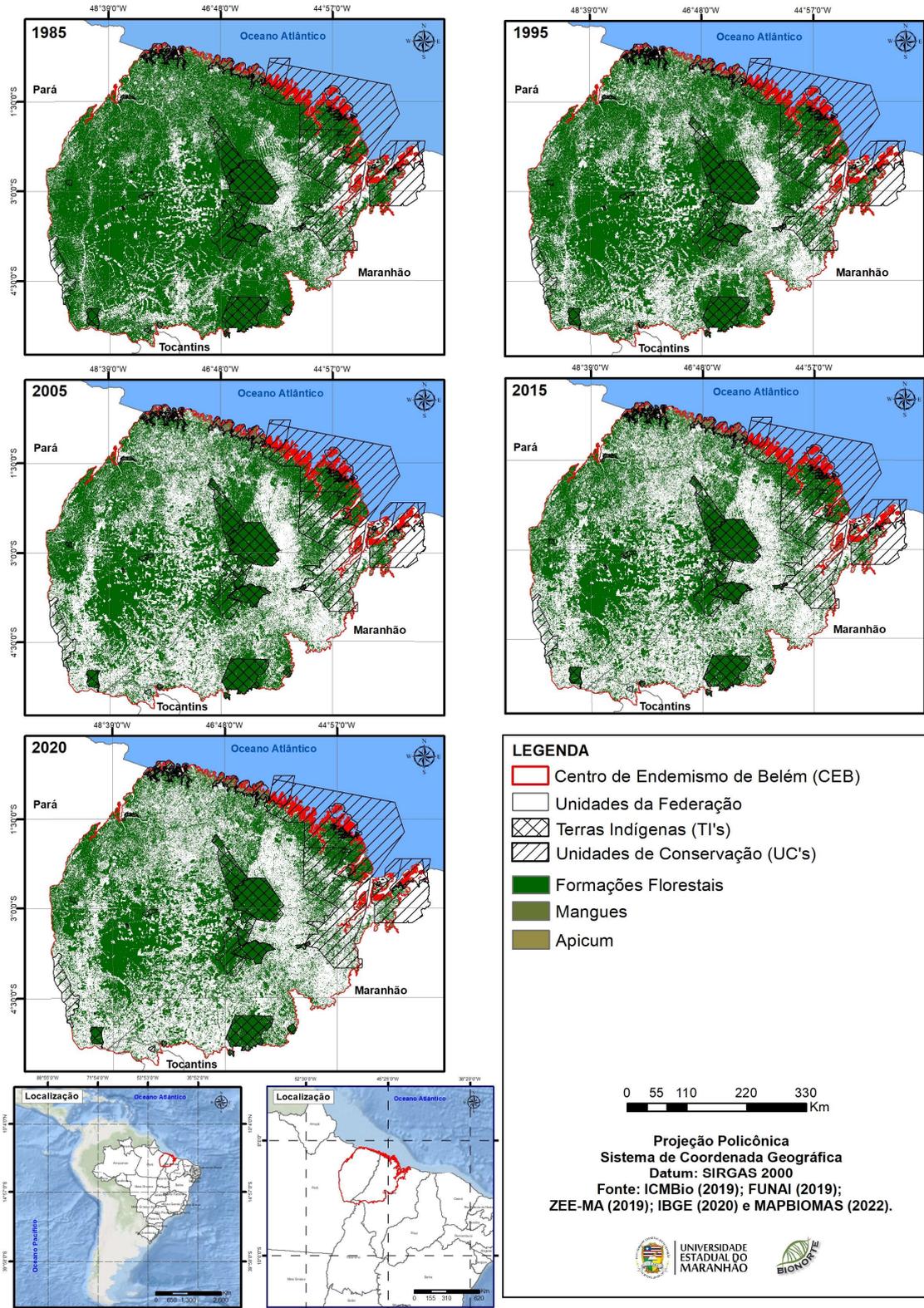
Entre 1995 e 2005, o total de unidades fragmentadas de formação florestal diminuiu. Ao serem analisados os números em uma perspectiva evolutiva, esses anos apresentaram uma perda efetiva de 137.081 fragmentos. Esse fato não necessariamente indica a recuperação ambiental. Ao contrário: significa maiores pressões antrópicas, responsáveis por perda de área florestada, sobretudo de fragmentos com menos de 100 ha. Entre 2005 e 2020, a recuperação numérica de 113.350 dessas pequenas matrizes paisagísticas ou manchas não apontou para uma restauração de cobertura vegetal nativa, sendo na verdade a ruptura de continuidade dos blocos de vegetação existentes, que foram repartidas por novas frentes de supressão vegetal. Assim, houve apenas o aumento no quantitativo de fragmentos, o que não desencadeou novo crescimento florestal, conforme já indicado nas Tabelas 2 e 3.

Figura 4 - Evolução do índice de maior mancha para o Centro de Endemismo Belém entre 1985 e 2020.



Fontes - ICMBIO, 2019; FUNAI, 2019; DIAS, 2019; IBGE, 2020; MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

Figura 5 - Mapa de fragmentos de formações vegetais nativas amazônicas no contexto territorial do Centro de Endemismo Belém entre 1985 e 2020.



Fontes - ICMBIO, 2019; FUNAI, 2019; DIAS, 2019; IBGE, 2020; MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

Tabela 3 - Métricas de paisagem relacionadas a fragmentos de formações vegetais nativas do Centro de Endemismo Belém calculadas para os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020.

CLASSES	TOTAL DE FRAGMENTOS	DENSIDADE DAS MANCHAS	TAMANHO MÉDIO DAS MANCHAS (KM²)
ANO 1985			
Formações Florestais	591.354	2,38	0,3
Mangues	20.764	0,08	0,28
Apicum	8.796	0,03	0,02
ANO 1995			
Formações Florestais	708.243	2,85	0,22
Mangues	22.037	0,088	0,27
Apicum	10.965	0,04	0,025
ANO 2005			
Formações Florestais	571.162	2,30	0,230
Mangues	17.326	0,06	0,350
Apicum	6.992	0,02	0,028
ANO 2015			
Formações Florestais	588.959	2,37	0,200
Mangues	17.879	0,07	0,340
Apicum	10.251	0,04	0,030
ANO 2020			
Formações Florestais	684.512	2,76	0,170
Mangues	19.950	0,08	0,300
Apicum	8.719	0,03	0,024

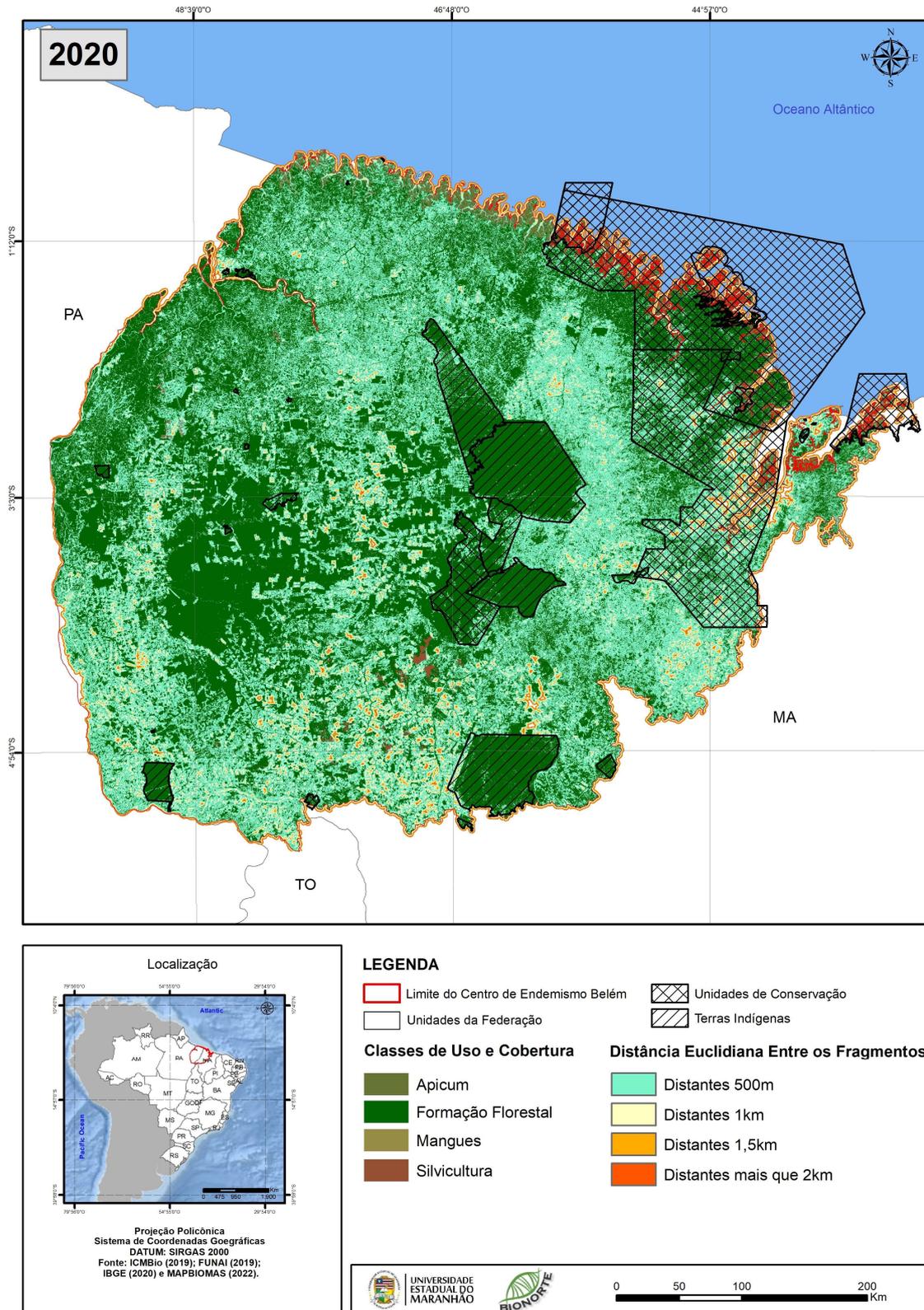
Fonte - MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

Já a métrica de paisagem denominada distância euclidiana entre os fragmentos, que busca correlacionar a proximidade entre os fragmentos, é evocada após essa exposição, uma vez que ela denota a viabilidade da conexão de paisagens, sendo importante para detectar a existência ou a viabilidade de corredores ecológicos atuais. É possível destacar que ao Sul do CEB há uma grande concentração de fragmentos que distam entre si mais de 2,0 km no ano de 2020 (Figura 6). As médias de abjunção dos fragmentos em 1985 era de 200 m, enquanto em 2020 estavam em 500 m de isolamento medial, o que representa um aumento na ordem de 250% no seu distanciamento em apenas 35 anos. Isso implica em isolamento ecológico e biogeográfico em relação às áreas matrizes no Pará e no Maranhão, as quais estão localizadas no Mosaico Gurupi e no Mosaico Ararandeuá-Capim, os grandes fragmentos contínuos remanescentes já mencionados.

Quanto à parcela territorial inserida no Tocantins, a conexão dos fragmentos praticamente inexistente, já que dos 2.404,95 km² do Estado que são inseridos no CEB, apenas um total de 488,94 km², ou 20,33% de sua área estava com coberturas florestais ainda presentes em 2020, com um total de 6.568 fragmentos, sendo que apenas 76 destes tinham tamanho igual ou superior a 100 ha. Convém mencionar que a métrica distância euclidiana dos fragmentos é a mais importante para avaliar se há ou não viabilidade de manutenção ou recuperação de corredores ecológicos e, como disposto na projeção citada, essa viabilidade de salvaguarda biogeográfica é bastante difícil de ser alcançada naturalmente, carecendo de intervenções humanas.

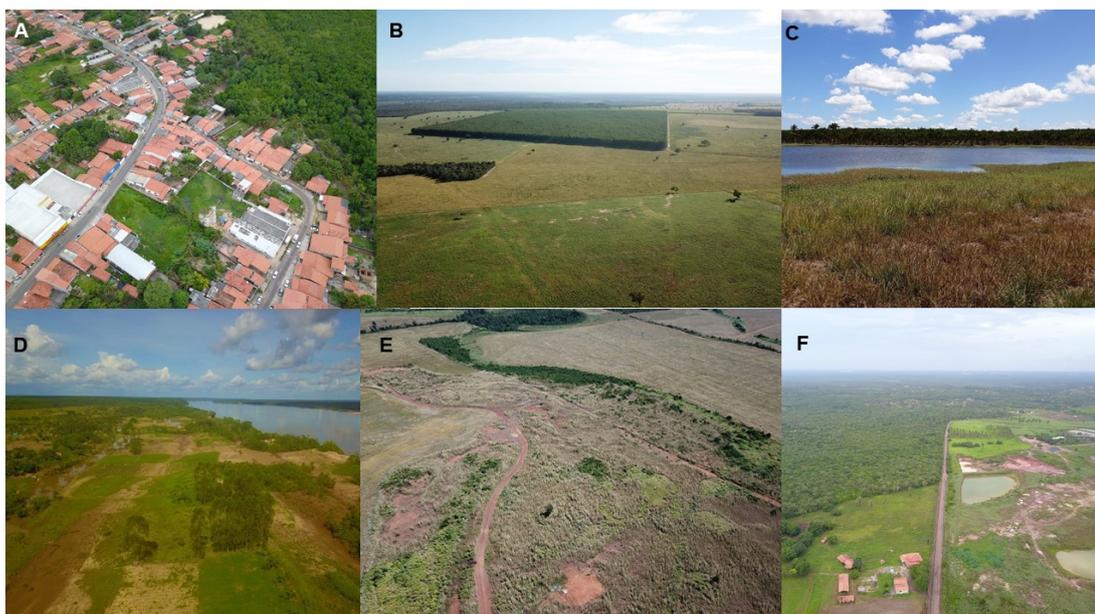
A situação do CEB em sua totalidade paisagística é representada pela perda gradativa, porém rápida, das características do bioma holocênico e, com as impressões paisagísticas advindas das forças humanas sobre os sistemas naturais, essa região biogeográfica tem se transformado em um conjunto de antromas, ou seja, de biomas antropocênicos (ELLIS; BEUSEN; GOLDEWIJK, 2020; ELLIS et al., 2021). Embora a fragmentação no CEB ainda apresente possibilidade de conexão de paisagens (mesmo que em áreas restritas), as pressões econômicas em curso não permitem que isso aconteça (Figura 7). Outrossim, os fragmentos que interceptam as linhas de divisas interestaduais são tratados como unidades homogêneas, e não como células geoecológicas ou biorregionais distintas em unidades federativas diferentes. Em outros termos, em uma região biogeográfica como o CEB e em propostas de planejamento biorregional devem inexistir limites geopolíticos ou administrativos.

Figura 6 - Cartografia da distância euclidiana entre os fragmentos calculada para o Centro de Endemismo Belém para o ano de 2020.



Fontes - ICMBIO, 2019; FUNAI, 2019; DIAS, 2019; IBGE, 2020; MAPBIOMAS, 2022. Elaboração: os autores, 2022.

Figura 7 - Pressões antropogênicas diversas no Centro de Endemismo Belém: (A) avanços de tecidos urbanos por sobre áreas com manguezais em Raposa (MA); (B) mosaicos de pastagens com áreas de silvicultura em Ulianópolis (PA); (C) lago artificial em ambiente criado por extração de areia e seixos rolados em Imperatriz (MA); (D) lavouras temporárias/itinerantes às margens do Rio Araguaia, em Esperantina (TO), região do Bico do Papagaio; (E) áreas de manejo do solo para aproveitamento de área de pastagem para desenvolvimento de atividades agrícolas temporárias em Açailândia (MA); (F) mosaico de matas secundárias com predominância de cocais, com áreas de pecuária extensiva e aquíicultura ao longo da BR-316, nas proximidades de Santa Luzia do Paruá (MA).



Fonte - Autor, 2022.

Ainda sobre os Mosaicos Gurupi e Ararandeuá-Capim, é importante destacar que eles são os únicos que possuem características de matrizes biogeográficas, uma vez que neles estão os principais representantes da biodiversidade nativa pré-perturbações antropogênicas no CEB em conjuntos vegetais de formações florestais ainda conectados. Há a necessidade de articulação de corredores ecológicos entre ambos, sobretudo a partir das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) que compõem as bacias hidrográficas que os denominam, seguindo em direção aos divisores de águas interbaciais. As demais formações vegetais, representadas por mangues e apicuns, não apresentaram grandes ganhos ou perdas reais de áreas de fragmentos

Com a formação de enclaves humanos ocupacionais no contexto da imensidão florestal nativa, rapidamente a demanda por conexão dos povoados antropocênicos foi se maximizando em porte e tamanho, sobretudo entre 1985 e 2005. Isso deveu-se pela necessidade de integração governamental geopolítica e produtiva nacional e infranacional dos territórios, quer seja para a ampliação da dominação espacial amazônica, quer seja para a facilitação do escoamento de produtos da floresta e mobilidade de pessoas (BECKER, 2001; 2007).

A diminuição de área de fragmentos ampliou um efeito maléfico à manutenção das coberturas vegetais nativas, que é denominado de efeito de borda. Este, por sua vez, tende a dilatar a capacidade de estocagem de calor nos limites da vegetação remanescente, que são mais sensíveis à gênese ou à propagação de focos de calor, como queimadas e incêndios (BARLOW et al. 2019; KELLEY et al., 2021). Esses são indicativos de um verdadeiro colapso biogeográfico e ecológico em curso de colisão com os remanescentes de ecossistemas no território, em que o CEB se encontra como um *hot spot* paisagístico, o que pode concorrer para o esgotamento dos seus estoques das biodiversidades regionais, que são endêmicos, ou seja, não existem em outras partes da Terra.

O manejo adequado da terra, o respeito à legislação ambiental quanto à manutenção das reservas legais e às áreas de preservação permanentes, bem como o real controle das ações humanas predatórias e exploratórias em Unidades de Conservação e Terras Indígenas podem, ainda, representar algumas ações concretas para retardar as perdas da biodiversidade original que ainda ocupam as centenas de milhares de fragmentos presentes no CEB. Desafio para os tempos atuais, se ainda houver tempo para começar a reverter os danos acumulados nas últimas décadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no conjunto de dados e informações apresentados, mormente os que traduzem a situação geográfica areal com formação florestal, com mangues e com apicum, foi possível o estabelecimento das métricas de paisagem para melhor compreensão de como foi a evolução recente das marchas ocupacionais no território e quais suas implicações ecológicas. Frente às ameaças advindas das pressões de uso da terra em curso no CEB, o caráter transicional da região em direção a outros domínios paisagísticos, antes visto como pontes de dispersão e de concentração de formas de vida cosmopolita ou endêmica, hoje exige esforços de salvaguarda cada vez maiores. Houve perda real de 82,58% de florestas contínuas no CEB no período analisado. Os mosaicos contínuos de vegetação florestal não ultrapassaram, no máximo, os 20.885,80km², em 2020, ante os 119.906,00km² de 1985.

A consolidação do CEB como conjunto de antromas e de perda de características do bioma holocênicos não deve ser encarada como um cenário futuro, mas como uma cena atual e real. A junção de esforços de pesquisa aplicadas à revisão dos paradigmas impostos pelas frentes produtivas e de ocupação dos conjuntos paisagísticos que o compõem deve ser a tônica para a década em curso. Por outro lado, o acompanhamento de políticas públicas relacionadas à restauração e recomposição da região biogeográfica em si sobressaem como as principais demandas científicas e gerenciais para o mosaico de ecossistemas que forma essa região biogeográfica.

As lacunas deixadas por políticas nacionais e infranacionais geraram conflitos de exploração dos recursos naturais frente às demandas por proteção ambiental e à manutenção de certa segurança climática. Situações que demonstraram ter consequências negativas quanto aos quesitos mais prejudicadas no jogo geopolítico e geoestratégico travado entre unidades federativas que formam o CEB, bem como em âmbitos nacional e internacional, cujo objetivo é pautado em manter as atividades produtivas para além de uma política ambiental de fato conservacionista. Outrossim, as análises dispostas no presente trabalho têm um caráter de cenarização atual da necessidade de mudança de paradigmas relacionados à proteção da natureza em tão estratégico território para o desenvolvimento socioeconômico, tal qual para a proteção da biodiversidade e paisagens naturais associadas.

Por ser um conjunto ecotonal de intensa conversão de áreas nativas em espaços socioeconômicos, há franca perda de habitats naturais com a rapidez com que os maciços florestais deram lugar às atividades produtivas, sobretudo de matriz pecuarista. Biogeograficamente, esse é um ponto de ruptura das conexões existentes entre a biodiversidade e o meio físico que a sustenta, o que confere aos fragmentos a condição de enclaves paisagísticos e também da fauna e flora outrora representativa do Centro de Endemismo Belém.

Faz-se necessário desenvolver estudos posteriores sobre o Centro de Endemismo Belém para o reconhecimento da dinâmica climática regional, mormente quanto às reais alterações climáticas advindas dos processos danosos de uso e cobertura da terra impetrados pelas frentes produtivas desde os anos 1980. Ademais, convém aprofundar os estudos sobre novas categorizações paisagísticas regionais, em função dos processos de antropização em curso, que podem conduzir a novas lógicas protetivas associadas aos fragmentos de formação florestal, mangues e apicuns remanescentes.

Por fim, a biodiversidade deve ser valorizada por ações de manejo adequadas, que estão relacionadas à ampliação de áreas protegidas, consolidação de mosaicos conectados de paisagens naturais remanescentes e também por incentivos à realização de pesquisas científicas pautadas na salvaguarda dos patrimônios biodiversos e das áreas que as aglutinam. Consolida-se essa proposta, indicando que é premente o ato de repensar, na prática, o modelo econômico em vigor no CEB, bem

como as estratégias de gestão territorial, ambiental e social em curso. A lógica do desmatamento deve ser suplantada pelos esforços coletivos de restauração da paisagem e manutenção de corredores de biodiversidade. Caso não haja esforços públicos, privados e comunitários nesse sentido, o cenário para a década em curso pode implicar em maior fragmentação florestal e a uma cada vez mais ínfima viabilidade de conectar os fragmentos viáveis para a manutenção da biodiversidade regional.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **O litoral brasileiro** – Brazilian coast. São Paulo: Metalivros, 2001. 286 p.
- AB'SÁBER, A. N. **Amazônia**: do discurso à práxis. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2004. 320 p.
- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. 8 ed. Rio de Janeiro: Ateliê Editorial, 2021.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, M. N. R. B.; ROCHA, D. P. N. Áreas de endemismo Belém e Xingu: configuração e espacialização do uso da terra e da cobertura vegetal. In: EMILIO, T.; LUIZÃO, F. (Org.). **Cenários para a Amazônia**: clima, biodiversidade e uso da terra. Manaus: INPA, 2014. p. 57- 66.
- ARAÚJO, E. P.; LOPES, J. R.; CARVALHO-FILHO, R. Aspectos econômicos e de evolução do desmatamento na Amazônia Maranhense. In: MARTINS, M.B.; OLIVEIRA, T.G. (Org.). **Amazônia Maranhense**: diversidade e conservação. Belém: MPEG, 2011. p. 35 - 42.
- ARAÚJO, R.; VIEIRA, I. C. G. Deforestation and the ideologies of the frontier expansion: The case of criticism of the Brazilian Amazon monitoring program. **Sustentabilidade Em Debate**, v.10, n. 3, p. 354–378, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.18472/sustdeb.v10n3.2019.27258>. Acesso em: 19 jan. 2023.
- ARVOR, D.; TRITSCH, I.; BARCELLOS, C.; JÉGOU, N.; DUBREUIL, V. Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: Recent progress and the challenges ahead. **Applied Geography**, v. 80, p. 86–97, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.02.003>. Acesso em: 28 dez. 2022.
- BARLOW, J.; BERENQUER, E.; CARMENTA, R.; FRANÇA, F. Clarifying Amazonia's burning crisis. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 319 – 321, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>. Acesso em: 13 jan. 2023.
- BECKER, B. K. Amazônia: construindo o conceito e a conservação da biodiversidade na prática. In: GARAY, I. E. G.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001. p. 92 - 101.
- BECKER, B. K. **Amazônia**: geopolítica na virada do III Milênio. Rio de Janeiro: Garamond, 2007. 169 p.
- BECKER, B. K.; STENNER, C. **Um futuro para a Amazônia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 149 p.
- BINSZTOK, J.; ROCHA, C. W. Trajetórias Camponesas: Do Centro-Sul à Fronteira Agrícola da Amazônia Meridional. **Revista Continentes**, n. 18, p. 199-22, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.51308/continentes.v1i18.247>. Acesso em: 21. nov. 2022.
- CARVALHO, C. J. B. Áreas de endemismo. In: CARVALHO, C. J. B.; ALMEIDA, E. A. B (Org.). **Biogeografia da América do Sul**: padrões & processos. São Paulo: Roca, 2011. p. 41 - 51.
- CASSEMIRO, F. A. S.; ALBERT, J. S.; ANTONELLI, A.; MENEGOTTO, A.; WÜEST, R. O.; CEREZER, F.; COELHO, M. T. P.; REIS, R. E.; TAN, M.; TAGLIACOLLO, V.; BAILLY, D.; SILVA, V. F. B. da; FROTA, A.; GRAÇA, W. J. da; RÉ, R.; RAMOS T.; OLIVEIRA, A. G.; DIAS, M. S.; COLWELL, R. K.; RANGEL, T. F.; GRAHAM, C. H. Landscape dynamics and diversification of the megadiverse South American freshwater fish fauna. **Proceedings of the National Academy of**

Sciences, v. 120, n. 2, e2211974120, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2211974120>. Acesso em: 12 fev. 2023.

CELENTANO, D.; MIRANDA, M. V. C.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; LOCH, V. D. C.; VARGA, I. V. D.; FREITAS, L.; ARAÚJO, P.; NARVAES, I. da S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; KAHWAGE, C.; PINHEIRO, M.; MARTINS, M. B. Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, n. 92, p. 315-339, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/0103-4014.20180021>. Acesso em: 01 nov. 2022.

DIAS, L. J. B. (coord.). **Zonificação do território** – etapa Bioma Amazônico. São Luís: IMESC, 2019. 143 p. Disponível em: <http://homologacao.zee.ma.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/Zonificacao-do-Territorio-do-Zoneamento-Ecologico-Economico-Etapa-Bioma-Amazonico.pdf>. Acesso em: 19 out. 2022.

DIAS, L. J. B.; TEIXEIRA, W.; SILVA, J. C.; SOUSA, J. S. Vulnerabilidades morfoclimáticas no Bioma Amazônia no Estado do Maranhão: orientações ao Zoneamento Ecológico-Econômico regional. In: SEABRA, G. (org.). **Educação Ambiental: natureza, biodiversidade e sociedade**. Ituiutaba: Barlavento, 2017. p. 461-472.

DIAS, L. J. B.; CATUNDA, P. H. A.; PORTELA, A. K. O.; COSTA, A. P.; SOUSA, J. S.; NUNES, A. S. O contexto do Bioma Amazônico em território maranhense. In: CATUNDA, P. H. A.; DIAS, L. J. B. (Org.). **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão** – Escala 1:250.000 (Bioma Amazônico). São Luís: IMESC/UEMA, 2019. p. 05-29. Disponível em: <http://homologacao.zee.ma.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/Sumario-Executivo-do-Zoneamento-Ecologico-Economico-Etapa-Bioma-Amazonico.pdf>. Acesso em: 20 out. 2022.

DOMINGUES, M. S.; BERMAN, C. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 2, p. 1 – 22, 2022. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v15n2/02.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2022.

ELLIS, E. C.; BEUSEN, A. H.W.; GOLDEWIJK, K. K. Anthropogenic Biomes: 10,000 BCE to 2015 CE. **Land**, v. 9, n. 129, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land9050129>. Acesso em: 03 nov. 2022.

ELLIS, E. C.; GAUTHIER, N.; GOLDEWIJK, K. K.; BIRD, R. B.; BOVIN, N.; DÍAZ, S.; FULLER, D.Q.; GILL, J.L.; KAPLAN, J. O.; KINGSTON, N.; LOCKE, H.; MCMICHAEL, C. N. H.; RANCO, D.; RICK, T.C.; SHAW, M. R.; STEPHENS, L.; SVENNING, J.C.; WATSON, J. E. M. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.**, v. 118, n. 17, e2023483118, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2023483118>. Acesso em: 02 nov. 2022.

FENG, X.; MEROW, C.; LIU, Z.; PARK, D. S.; ROEHRDANZ, P. R.; MAITNER, B.; NEWMAN, E. A.; BOYLE, B. L.; LIEN, A.; BURGER, J. R.; PIRES, M. M.; BRANDO, P. M.; BUSH, M. B.; MCMICHAEL, C. N. H.; NEVES, D. M.; NIKOLOPOULOS, E. I.; SALESKA, S. R.; HANNAH, L.; BRESHEARS, D. D.; ENQUIST, B. J. How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. **Nature**, v. 597, n. 7877, p. 516 - 521, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03876-7>. Acesso em: 19 jan. 2023.

FUNAI - Fundação Nacional dos Povos Indígenas. **Geoprocessamento e Mapas**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas>. Acesso: 1. dez. 2021.

HECHT, S. Cattle ranching in the Eastern Amazon: Environmental and social implications. In: MORAN, E. F. (Org.). **The dilemma of Amazonian Development**. New York: Routledge, 2019, p. 155 - 188. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4324/9780429310041-8>. Acesso em: 21 dez. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil**: compatível com a escala 1:250.000. Rio de Janeiro: IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2019. p. 161. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>. Acesso em: 21 dez. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Portal de Mapas**: Extensão shp. 2020. Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>. Acesso em: 15 dez. 2021.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Biodiversidade**: Todas as Unidades de Conservação. 2019. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/todas-as-unidades-de-conservacao?b_start:int=5. Acesso em: 16 dez. 2021.

KELLEY, D. I.; BURTON, C.; HUNTINGFORD, C.; BROWN, M. A. J.; WHITLEY, R.; DONG, N. Technical note: Low meteorological influence found in 2019 Amazonia fires. **Biogeosciences**, v. 18, n. 3, p. 787- 804, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-18-787-2021>. Acesso em: 20 dez. 2022.

LAURENCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal da Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, 2009, p. 434-451. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>. Acesso em: 28. jul. 2023.

LI, S.; SPARROW, S. N.; OTTO, F. E. L.; RIFAI, S. W.; OLIVERAS, I.; KRIKKEN, F.; ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; WALLOM, D. Anthropogenic climate change contribution to wildfire-prone weather conditions in the Cerrado and Arc of deforestation. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 9, 094051, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1e3a>. Acesso em: 03 jan. 2023.

LOPES, J. A. V.; DIAS, L. J. B.; BEZERRA, B. R. R.; LIMA, B. R. L.; MOREIRA, C. S.; BISPO, T. A. M. Fronteiras econômicas e transformações territoriais: formatação de espaços e suas dinâmicas sociopolíticas no Estado do Maranhão. In: BURNETT, C.F.L.; LOPES, J.A.V.; DIAS, L.J.B. (orgs.). **Território, política e economia do Maranhão: quatro séculos de ocupação territorial produtiva sob um novo e desafiador processo de desenvolvimento**. São Luís: EDUEMA, 2017. p. 37-99.

MAPBIOMAS BRASIL. **Coleção 6.0 - Mapa de Cobertura e Uso do Solo de todo o Brasil**. 2022. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>. Acesso em: 25 mar. 2022.

MARLE, M. J. E. V.; FIELD, R. D.; VAN DER WERF, G. R.; ESTRADA DE WAGT, I. A.; HOUGHTON, R. A.; RIZZO, L. V.; ARTAXO, P.; TSIGARIDIS, K. Fire and deforestation dynamics in Amazonia (1973-2014). **Global Biogeochemical Cycles**, v. 31, n. 1, p. 24 – 38, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2016gb005445>. Acesso em: 30 nov. 2022.

MARQUES, A. R.; AMORIM, A.; FONSECA, A. A. P. Atividades de restauração florestal junto à comunidade indígenas no Maranhão. 7ª Conferência Internacional sobre Incêndios Florestais. **Resumos**. 2017. Disponível em: <https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/1280/990>. Acesso em: 21. jul. 2023.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. **FRAGSTATS v. 4**: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps – computer software program. Amherst: University of Massachusetts, 2012. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 21. nov. 2022.

MUCHAGATA, M.; BROWN, K. Cows, colonists and trees: Rethinking cattle and environmental degradation in Brazilian Amazonia. **Agricultural Systems**, v. 76, n. 3, p. 797 - 816, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0308-521x\(02\)00015-x](https://doi.org/10.1016/s0308-521x(02)00015-x). Acesso em: 01 dez. 2022.

NUNES, S.; GARDNER, T.; BARLOW, J.; MARTINS, H.; SALOMÃO, R.; MONTEIRO, D.; SOUZA JÚNIOR, C. Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. **Land Use Policy**, v. 57, p. 749 - 758, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.022>. Acesso em: 22 dez. 2022.

OLIVEIRA, A. B. Indústria de celulose e o avanço da silvicultura do eucalipto na fronteira agrícola da Amazônia maranhense. **Geosul**, v. 34, n. 71, p. 301 - 327, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n71p301>. Acesso em: 18 dez. 2022.

OLIVEIRA, T. G. Alerta vermelho à conservação da última fronteira da Amazônia Tocantina: avaliação do estado de conservação do Gurupi e da Amazônia Maranhense. In: MARTINS, M.B.; OLIVEIRA, T.G. (Org.). **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p. 283 – 294.

OLIVEIRA, T. G.; MAZIM, F. D.; VIEIRA, O. Q.; BARNETT, A. P. A.; SILVA, G. DO N.; SOARES, J. B. G.; SANTOS, J. P.; DA SILVA, V. F.; ARAÚJO, P. A.; TCHAIKA, L.; MIRANDA, C. L. Nonvolant mammal megadiversity and conservation issues in a threatened Central Amazonian hotspot in Brazil.

Tropical Conservation Science, v. 9, n. 4, 194008291667234, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/1940082916672340>. Acesso em: 13 dez. 2022.

OLIVEIRA, T. G.; PIORSKI, N. M.; MARTÍNEZ, C.; REBELO, J. M. M.; LIMA, B. C.; MOURA, V. E. C.; COSTA, J. C. L.; ALMEIDA, Z. S.; BARROS, A. E.; EVERTON, L. S.; FOX-ROSALES, L. A.; DA SILVA, R. D.; ARAÚJO E. P.; VIEIRA, O. Q.; RODRIGUES, D. A.; PINHEIRO, D. C.; ROCHA, H. A.; SILVA, J. H. A. Fauna do Bioma Amazônico no Estado do Maranhão. In: CATUNDA, P.H.A.; DIAS, L.J.B.S. (Org.). **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão** – Escala 1:250.000 (Bioma Amazônico). São Luís: IMESC/UEMA, 2019. p. 274 - 311. Disponível em: <http://homologacao.zee.ma.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/Sumario-Executivo-do-Zoneamento-Ecologico-Economico-Etapa-Bioma-Amazonico.pdf>. Acesso em: 20 out. 2022.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. Amazônia: Paisagem e região na obra de Eidorfe Moreira. Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Humanas**, v. 10, n. 3, p. 569 - 581, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1981-81222015000300003>. Acesso em: 31 out. 2022.

OLMOS, F.; ARBOCZ, G.; PACHECO, J.F.; DIAS, R. R. (orgs.). **Estudo de Flora e Fauna do Norte do Estado do Tocantins**: Projeto de Gestão Ambiental Integrada da Região do Bico do Papagaio – Zoneamento Ecológico-Econômico. Palmas: SEPLAN/DZE, 2004. 154 p. Disponível em: http://zoneamento.sefaz.to.gov.br/Publicacoes_Tecnicas/Norte_Tocantins/Relatorios_Tecnicos_Norte/Relatorio_Flora_e_Fauna_Norte_TO.pdf. Acesso em: 06 nov. 2022.

PAREDES, O. S. L.; NORRIS, D.; OLIVEIRA, T. G. de; MICHALSKI, F. Water availability not fruitfall modulates the dry season distribution of frugivorous terrestrial vertebrates in a lowland Amazon forest. **PLOS ONE**, v. 12, n. 3, e0174049, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174049>. Acesso em: 17 out. 2022.

PICOLI, F. **O capital e a devastação na Amazônia**. São Paulo: Expressão Popular, 2006. 255 p.

QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. 2022. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em: 03 jun. 2022.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILLA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41–66, jan. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0103-63512009000100003>

SANTOS, M.; SILVEIRA, M. L. **O Brasil**: território e sociedade no início do século XXI. 22. ed. Rio de Janeiro: Record, 2021. 489 p.

SILVA, J. M. C. Áreas de endemismo, corredores de biodiversidade e a conservação da Amazônia. In: PERES, C.A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I.C.G. (Org.). **Conservação da biodiversidade em áreas antropizadas no Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. p. 505 - 513.

SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, v.1, n. 1, p.124 -131, 2005.

SILVA JÚNIOR, C. H. L.; CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; DE MOURA, E. G.; VARGA, I. V. D.; MARTINEZ, C.; MARTINS, M. B. Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. **Land Use Policy**, v. 97, 104806, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806>. Acesso em: 26 nov. 2022.

SILVA, A. C. G.; DIAS, L. J. B. **Evolução municipal e populacional no Centro de Endemismo Belém entre as décadas de 1940 e 2020** – Relatório de Pesquisa. São Luís: UEMA, 2023. 45 fls.

SIMMONS, C. S. The political economy of land conflict in the eastern brazilian amazon. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 94, n. 1, p.183 - 206, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2004.09401010.x>. Acesso em: 24 nov. 2022.

SOUZA, M. **História da Amazônia**: do período pré-colombiano aos desafios do século XXI. Rio de Janeiro: Record, 2019. 391 p. <https://doi.org/10.1590/2236-3459/93910>

SOUZA AMORIM, H. N.; TRAJANO, E. V. Pecuária na Amazônia: melhora na produção leiteira ante o desmatamento e programas de assentamento na Região do Bico de Papagaio/TO. **Revista Extensão**, v. 4, n. 2, p. 147-168, 15 out. 2020.

SUGUIO, K. **Geologia do Quaternário e mudanças ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2010. 408 p.

VALVERDE, O.; DIAS, C.V. **A Rodovia Belém-Brasília**: estudo de Geografia Regional. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia, 1967. 350 p.

VELASTEGUI-MONTOYA, A.; LIMA, A.; HERRERA-MATAMOROS, V. What is the socioeconomic impact of the Tucuruí Dam on its surrounding municipalities? **Sustainability**, v. 14, n. 3, 1630, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14031630>. Acesso em: 04 dez. 2022.

Recebido em: 25/03/2023

Aceito para publicação em: 05/09/2023