



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FABIANA DA SILVA PEREIRA

**EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NA
PAISAGEM E NOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO LESTE DA
AMAZÔNIA**

BELÉM - PARÁ

2023

FABIANA DA SILVA PEREIRA

**EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NA
PAISAGEM E NOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO LESTE DA
AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor(a) em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia

Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Orientadora: Profa. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira

BELÉM - PARÁ

2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

- P436e Pereira, Fabiana da Silva.
Efeitos das mudanças de uso e cobertura da Terra na paisagem e nos serviços ecossistêmicos no Leste da Amazônia / Fabiana da Silva Pereira. — 2023.
128 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof^a. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2023.
1. Serviços ecossistêmicos. 2. Valoração. 3. Comunidades tradicionais. 4. Amazônia. I. Título.

CDD 577.09811

FABIANA DA SILVA PEREIRA

**EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NA
PAISAGEM E NOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO LESTE DA
AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor(a) em Ciências Ambientais.

Belém, 29/05/2023

Banca Examinadora:



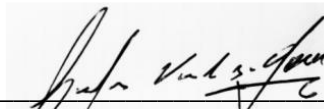
Profa. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira - Orientadora
Doutor(a) em Ecologia
Museu Paraense Emílio Goeldi



Prof. Dr. Everaldo Barreiros de Souza - Membro Interno
Doutor em Meteorologia
Universidade Federal do Pará



Prof. Dr. Marcos Adami - Membro Interno
Doutor em Sensoriamento Remoto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais



Prof. Dr. Carlos Valério Aguiar Gomes - Membro Externo
Doutor em Geografia
Universidade Federal do Pará



Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira - Membro Externo
Doutor(a) em Geologia e Geoquímica
Universidade Federal Rural da Amazônia

**Dedico esta tese à minha mãe (M. Francisca Dias) e à
minha irmã Franciane (*in memoriam*) por todo incentivo e
sonhos que compartilhamos juntas.**

AGRADECIMENTOS

Embora um doutorado seja uma conquista individual, jamais chegaria até aqui sozinha. Sou grata a todos que fizeram parte dessa jornada:

À Deus por ter me dado sabedoria e força para concluir mais essa etapa em minha vida.

À minha orientadora, Dra. Ima Vieira, pela parceria durante esses quatro anos de orientação, marcada, sobretudo, pela gentileza. Obrigada por ter acreditado no meu potencial desde o mestrado, por não medir esforços para me ajudar e por sempre me incentivar na pesquisa.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA) por todo suporte acadêmico e financeiro, essenciais para a produção de ciência e pesquisa na Amazônia.

Ao corpo docente do PPGCA por todo o conhecimento repassado nas disciplinas, palestras e seminários e pelas contribuições nas bancas de qualificação e de defesa da tese.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de doutorado, essencial para que eu pudesse me dedicar integralmente à pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo financiamento das atividades executadas em campo.

Agradeço ao senhor Iraci Nascimento, coordenador da MALUNGU, por todo o suporte ao meu trabalho de campo.

Aos líderes e moradores das comunidades tradicionais quilombolas do Gurupi (Camiranga, Bela Aurora, Paca/Aningal e Itamoari), pela recepção e contribuições no meu trabalho de campo, em especial à dona Anelita, irmã Betinha, Índia, Márcia, Luany, dona Lúcia, senhor Francisco, professora Glória, senhor Carlinhos, senhor Manoel, Edinaldo e dona Rita.

Ao doutor Ricardo Perdiz pelo auxílio com as análises estatísticas executadas para a tese.

À Dra. Gerciene Lobato pelas contribuições e por sanar minhas dúvidas quanto ao trabalho de campo.

Ao professor Dr. Danilo Araújo Fernandes pela contribuição na melhoria da tese.

Às minhas amigas e colegas do PPGCA, Mayara, Laís e Yasmin, pelas discussões e contribuições mútuas e, acima de tudo, pelos momentos alegres compartilhados que trouxeram leveza durante o processo.

Por último, mas não menos importante, agradeço a toda minha família pelo apoio e incentivo incondicional, sem vocês essa conquista não teria o mesmo sentido. Agradeço especialmente à minha mãe (Maria Francisca), ao meu irmão Fabrício, à minha irmã Franciene, à minha tia Cristiane e ao meu primo Kennestom. Uma menção especial também ao meu lindo sobrinho, Henry, que em vários momentos me trouxe alegria e descontração.

Those who contemplate the beauty of the earth find reserves of strength that will endure as long as life lasts. There is something infinitely healing in the repeated refrains of nature - the assurance that dawn comes after night, and spring after winter.”

Rachel Carson

RESUMO

Na Amazônia brasileira, a conversão de grandes áreas florestais, principalmente para a expansão de atividades agropecuárias e áreas urbanas, tem causado a perda e fragmentação de ecossistemas. Essas mudanças alteram os processos e funções ecossistêmicas podendo afetar a provisão de diversos serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar humano e suas atividades. Nesse contexto, analisar os efeitos dessas mudanças na paisagem e nos ecossistemas na região amazônica é essencial para compreender melhor o impacto dessas modificações nos serviços ecossistêmicos em relação aos aspectos econômico, ecológico e social. Para isso, este trabalho foi estruturado para (1) quantificar os impactos das mudanças de uso de cobertura da Terra no valor econômico dos serviços ecossistêmicos no leste da Amazônia; (2) analisar a perda e a fragmentação de habitats florestais e seus efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos; (3) avaliar a percepção de comunidades tradicionais locais sobre os serviços ecossistêmicos, a fim de verificar quais fatores influenciam o modo como essas comunidades identificam e percebem os serviços ecossistêmicos e suas principais ameaças. Os resultados mostram que em 36 anos analisados houve uma grande perda no valor econômico dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas florestais, entretanto, o aumento de áreas agrícolas gerou um saldo positivo, uma vez que os serviços ecossistêmicos associados, principalmente alimentos, possuem um alto valor. Além disso, os resultados revelam que os ecossistemas florestais estão menores e cada vez mais fragmentados e isolados, o que piorou a qualidade de habitat na paisagem e o estoque de carbono na região. O desmatamento e o garimpo foram percebidos por comunidades locais como as principais ameaças à provisão de diversos serviços ecossistêmicos, sendo que os principais serviços ecossistêmicos identificados pelas comunidades estão relacionados à categoria de provisão, tais como alimentos, produtos madeireiros e plantas medicinais, e também à categoria de serviços de regulação. Esses resultados mostram a importância de avaliar os serviços ecossistêmicos sob diferentes perspectivas, a fim de obter informações mais robustas para basear o desenvolvimento de estratégias de conservação, gerenciamento e planejamento do uso do solo, assim como estratégias de incentivo financeiro para a conservação ou restauração de ecossistemas.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; mudanças de uso e cobertura; valor econômico; valor social; Amazônia.

ABSTRACT

In the Brazilian Amazon, the conversion of large forest areas, mainly for the expansion of agricultural activities and urban areas, has led to the loss and fragmentation of ecosystems. These changes alter ecosystem processes and functions and may affect the provision of several ecosystem services essential for human well-being and economic activities. In this context, the analysis of the effects of these changes on the landscapes and ecosystems in the Amazon region is essential to better understand the impact of these anthropogenic modifications on ecosystem services in terms of economic, ecological and social aspects. This thesis was designed to (1) quantify the impacts of land use changes on the economic value of ecosystem services in the eastern Amazon; (2) analyze the effects of habitat loss and fragmentation on the provision of ecosystem services; (3) evaluate the perception of local traditional communities about ecosystem services in order to verify which factors influence the way they identify and perceive ecosystem services and their main threats. The results show that in the 36 years analyzed there was a considerable loss in the economic value of ecosystem services provided by the forest areas, however the increase in agricultural areas has resulted in a positive balance, as the associated ecosystem services, mainly food, have a high value. In addition, forest ecosystems are smaller and increasingly fragmented and isolated, which has degraded habitat quality in the landscape and reduced carbon stocks in the region. Deforestation and illegal mining were perceived by local communities as the main threats to the provision of several ecosystem services. The most important ecosystem services identified by the communities are related to the provisioning category, such as food, wood products and medicinal plants, as well as regulating services. These results highlight the importance of assessing ecosystem services from different perspectives, in order to provide more robust information to base the development of conservation strategies, management and land use planning, as well as financial incentive strategies for ecosystem conservation or restoration.

Keywords: ecosystem services; land use and land cover change; economic value; social value; Amazon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1- Valor econômico total associado aos ecossistemas.	23
Figura 2.1 - Localização da área de estudo (Bacia hidrográfica do rio Gurupi), no leste da Amazônia.	36
Figura 3.1- Mapa de localização da bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia.	55
Figura 3.2 - Qualidade de Habitat na bacia hidrográfica do rio Gurupi nos anos de 1985 e 2020.	64
Figura 3.3 – Estoque de Carbono (Mg C por pixel 30 x 30) na bacia hidrográfica do rio Gurupi nos anos de 1985 e 2020.	66
Figura 4.1- Localização das comunidades quilombolas na área de estudo, bacia hidrográfica do rio Gurupi, Amazônia Legal.....	74
Figura 4.2 - Territórios quilombolas da bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia.	75
Figura 4.3 - Serviços ecossistêmicos identificados pelas comunidades (%) agrupados por categorias.....	80
Figura 4.4 - Principais benefícios ecossistêmicos percebidos pelas comunidades quilombolas da bacia do rio Gurupi.....	81
Figura 4.5 - Relações univariadas entre variáveis independentes idade, nível de escolaridade, e renda familiar com as dependentes quantidade de usos da floresta e quantidade de usos de madeira para cada comunidade e para os Territórios Quilombola Gurupi como um todo.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Mudanças em área das classes detalhadas de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Gurupi, segundo o MapBiomias 7.0.	37
Tabela 2.2 - Tipos de serviços ecossistêmicos.	38
Tabela 2.3 – Seleção das classes de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomias 7.0, segundo os ecossistemas listados pelo do <i>Ecosystem Services Valuation Database -ESVD</i>	40
Tabela 2.4 – Número total, média e desvio padrão por serviço ecossistêmico (US\$/hectare/ano; nível de preço de 2020).....	41
Tabela 2.5 – Número, média e desvio padrão dos valores dos serviços ecossistêmicos adotados para a bacia hidrográfica do rio Gurupi (US\$/hectare/ano; nível de preço de 2020).	43
Tabela 2.6 – Valor econômico dos serviços ecossistêmicos estimados para as classes de uso e cobertura da bacia do rio Gurupi para diferentes anos.	45
Tabela 3.1 - Métricas espaciais utilizadas para a quantificação da estrutura da paisagem da bacia hidrográfica do rio Gurupi, leste da Amazônia.	57
Tabela 3.2 - Escala dos parâmetros de adequabilidade, sensibilidade, acesso e ameaças.	59
Tabela 3.3 - Mudanças de Uso e Cobertura da Terra na bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia	60
Tabela 3.4 - Métricas da paisagem estimadas para os habitats florestais da bacia hidrográfica do rio Gurupi, leste da Amazônia.....	61
Tabela 4.1 - Perfil socioeconômicos das comunidades quilombolas da Bacia do rio Gurupi, Leste da Amazônia.....	78
Tabela 4.2 - Principais problemas percebidos dentro do território quilombola da região do Gurupi.	84
Tabela 4.3 - Principais ameaças aos SE percebidos dentro do território quilombola da região do Gurupi.	85
Tabela 4.4 - Percepção sobre redução da floresta e de espécies florestais e animais nos territórios quilombolas da região do Gurupi.	86
Tabela 4.5 - Percepção sobre mudanças nos rios e igarapés nos territórios quilombolas da região do Gurupi.	87

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Contextualização	15
1.2 Arcabouço Teórico	17
1.2.1 Agenda de desenvolvimento e sustentabilidade dos ecossistemas	17
1.2.2 Serviços ecossistêmicos	19
1.2.3 Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos	22
1.2.4 Percepção de serviços ecossistêmicos	26
1.2.5 Comunidades tradicionais quilombolas: usos da terra e conservação	27
1.3 Hipóteses	29
1.4 Objetivos	29
1.1.1 Objetivo Geral	29
1.1.2 Objetivos Específicos.....	30
1.5 Interdisciplinaridade	30
1.6 Apresentação da Tese	30
CAPÍTULO 2 IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NOS VALORES DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA	31
2.1 Introdução	32
2.2 Material e Métodos	35
2.2.1 Área de Estudo.....	35
2.2.2 Fonte de dados	36
2.2.3 Análise dos dados	39
2.3 Resultados	44
2.4 Discussão	47
3.1 Conclusões	50

CAPÍTULO 3 PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS E SEUS EFEITOS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA	51
3.1 Introdução	52
3.2 Material e métodos	54
3.2.1 Área de Estudo.....	54
3.2.2 Fontes de Dados.....	55
3.2.3 Processo metodológico	56
3.3 Resultados	59
3.3.1 Processos de Fragmentação da Paisagem	59
3.3.2 Relação entre Fragmentação e Serviços Ecosistêmicos	62
3.4 Discussão	67
3.5 Conclusões	68
CAPÍTULO 4 PERCEPÇÃO DE COMUNIDADES QUILOMBOLAS SOBRE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA	69
4.1 Introdução	70
4.2 Metodologia	72
4.2.1 Breve Histórico sobre as Comunidades Quilombolas	72
4.2.2 Área de Estudo.....	73
4.2.3 Coleta de dados.....	75
4.2.4 Análise dos dados	77
4.3 Resultados	78
4.3.1 Perfil Socioeconômico	78
4.3.2 Percepção dos serviços ecossistêmicos prestados pela floresta	80
4.3.3 Principais determinantes da percepção de serviços ecossistêmicos	82
4.3.4 Ameaças aos serviços ecossistêmicos.....	84
4.4 Discussão	88
4.5 Conclusões	92
CAPÍTULO 5 CONCLUSÃO GERAL	93

REFERÊNCIAS.....	96
APÊNDICE A - PARÂMETROS PARA O MODELO DE ESTOQUE DE CARBONO	114
APÊNDICE B – PARÂMETROS PARA O MODELO DE QUALIDADE DO HABITAT	117
APÊNDICE C - ROTEIRO DAS ENTREVISTAS DE CAMPO.....	123
ANEXO A – RESULTADO DAS ANÁLISES DE REGRESSÃO LINEAR	125

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Contextualização

Nos últimos anos, as ações antrópicas têm causado transformações na Terra de forma intensa e acelerada, que tem alterado suas características naturais de modo quase irreversível. Essas alterações comprometem a provisão de bens e serviços ecossistêmicos essenciais, e juntamente com isso, a capacidade de sustentação da população e suas atividades. Em razão dessas mudanças no nível global, o conceito de uma nova época geológica, chamada de Antropoceno, tem sido amplamente considerado (Malhi *et al.*, 2017; Steffen *et al.*, 2011; Zalasiewicz *et al.*, 2011, 2015).

Os ecossistemas fornecem diversos serviços ambientais essenciais à manutenção da vida na Terra, como a provisão de alimentos, manutenção dos ciclos biogeoquímicos e biodiversidade, beleza cênica, entre outros (Millennium Ecosystem Assessment - MEA, 2005). Alguns desses ecossistemas, como as florestas, desempenham um papel importante na manutenção de comunidades tradicionais e indígenas. Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2015), cerca de 25% da população mundial dependem dos recursos florestais para manter seus meios de vida, sendo ainda a principal fonte de alimentos, energia e calor, remédios, abrigo e vestimenta para grande parte da população mundial que vive em situação de pobreza. No entanto, apesar da sua importância, a perda e a degradação florestal, juntamente com a crise climática vigente, têm colocado em risco a manutenção desses bens e serviços.

A degradação dos ecossistemas tem impacto direto nos valores dos serviços ecossistêmicos (Sharma *et al.*, 2019). Isso porque perdas de áreas florestadas, corpos d'água e terras agrícolas, por exemplo, terão efeitos diretos e indiretos nos serviços de regulação climática, fornecimento de água, produção de alimentos e de matéria prima, podendo representar um entrave ao desenvolvimento. Em todo o planeta, o efeito dessas alterações causou uma perda estimada de serviços ecossistêmicos de 20,2 trilhões de dólares de 1997 a 2011 (Costanza *et al.*, 2014).

Florestas tropicais, como a Amazônia, têm como uma de suas características principais uma vasta biodiversidade, que pode estar associada à alta produção de serviços ecossistêmicos (Strand *et al.*, 2018). Isso porque a biodiversidade desempenha um papel importante em relação aos serviços ecossistêmicos, servindo de suporte para alguns processos ecossistêmicos chave (Mace; Norris; Fitter, 2012). Florestas com alta diversidade tendem a ser mais resilientes, no

entanto, impactos ambientais como o desmatamento e a degradação, e adicionalmente os efeitos das mudanças climáticas, sinergicamente têm potencializado a perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, com graves consequências na resiliência desses ecossistemas (Thompson *et al.*, 2014). No leste da Amazônia, altas taxas de desmatamento e degradação florestal são resultantes das atividades de pecuária, agricultura e exploração de madeira (Almeida; Vieira; Ferraz, 2020). Nesta região, as pastagens, o dendê e a soja são responsáveis não só pelo desmatamento de florestas (Almeida; Vieira, 2019; Pereira; Vieira, 2019) mas também por mudanças na estrutura da paisagem (Almeida; Vieira; Ferraz, 2020; Silva; Tabarelli; Vieira, 2023), expansão do fogo (Silva Júnior *et al.*, 2022; Berenguer *et al.*, 2014) e perda de biodiversidade (Almeida; Vieira; Ferraz, 2020; Barlow *et al.*, 2016, 2021). Neste contexto, é essencial examinar a capacidade dessas paisagens modificadas pelo homem para preservar a prestação de serviços ecossistêmicos e promover o desenvolvimento sustentável.

Diversas estratégias ao longo dos últimos anos têm sido desenvolvidas para diminuir o desmatamento, a degradação florestal e a perda da biodiversidade e assim e garantir a manutenção dos ecossistemas e a integridade das paisagens florestais. Um conjunto de medidas, tais como como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal - PPCDAM e a moratória da soja, foram adotadas e resultaram em uma redução do desmatamento expressiva na Amazônia brasileira (Heilmayr *et al.*, 2020; Mello; Artaxo, 2017). No entanto, a taxa de desmatamento, que vinha em queda desde 2004 (Prodes, 2021), tem aumentado a partir de 2015, chegando a alcançar taxas em 2021 (13,2 mil km²) parecidas com as que ocorreram nos anos 90. Isso mostra que as medidas adotadas para combater o desmatamento, embora tenham desempenhado um papel importante em sua redução, podem ter sido influenciadas pela configuração política do país e ter oscilações ao longo do tempo (Pereira *et al.*, 2019; Silva Júnior *et al.*, 2021), representando uma ameaça para a manutenção da floresta, para o clima e para a população. Para garantir a manutenção da floresta a longo prazo, é necessário ir além de medidas de comando e controle. Segundo Fearnside (2008), é essencial substituir o modelo econômico atual na Amazônia brasileira, baseado principalmente na destruição da floresta, por uma economia baseada no valor dos serviços ambientais.

Para garantir a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos é necessário pensar em ações conjuntas que possam unir medidas que visem a conservação ambiental e a melhoria das condições de bem-estar humano, principalmente de comunidades que dependem dos recursos da floresta como meio de vida. No entanto, para guiar tomadas de decisão de forma mais eficiente em relação à gestão dos ecossistemas é essencial avaliar os serviços ecossistêmicos

através de diferentes perspectivas, integrando uma abordagem ecológica, econômica e também social (Burkhard *et al.*, 2010). Nesse sentido, avaliar a percepção sobre serviços ecossistêmicos de populações locais permite produzir informações robustas que podem basear o desenvolvimento de estratégias de conservação, de gerenciamento e planejamento sustentável do uso do solo, de fortalecimento dos serviços ecossistêmicos e até mesmo traçar estratégias de incentivo financeiro (Bidegain *et al.*, 2019; Burdon *et al.*, 2019; Pagdee; Kawasaki, 2021; Palomo *et al.*, 2011).

Este trabalho examina os efeitos das mudanças de uso de cobertura da Terra na paisagem e nos serviços ecossistêmicos em uma bacia hidrográfica do leste da Amazônia e busca compreender como os modos de vida de comunidades locais influenciam na maneira como utilizam e valorizam os serviços ecossistêmicos. Essa paisagem/bacia hidrográfica focal foi escolhida como um exemplo de uma região de fronteira agrícola em expansão no estado do Pará e do Maranhão, com ocupação antiga de populações tradicionais quilombolas.

1.2 Arcabouço Teórico

1.2.1 Agenda de desenvolvimento e sustentabilidade dos ecossistemas

Um ecossistema é composto de todos organismos de um determinado meio físico com o qual eles interagem. Os ecossistemas naturais fornecem bens e serviços essenciais para os seres humanos e outras formas de vida (MEA, 2005). Segundo a FAO (2015), cerca de 70% da população pobre reside em áreas rurais, para os quais os ecossistemas florestais e seus recursos desempenham um papel econômico, ecológico, cultural e social. Entretanto, o aumento da degradação ambiental pode comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas e seus recursos.

Conciliar o gerenciamento de paisagens florestais e seus recursos naturais, com a sustentabilidade ecológica é um desafio complexo (Mondal; Palit, 2022), cujo o sucesso requer um bom conhecimento biológico do sistema, das causas das mudanças, assim como da dinâmica espacial e temporal dessas alterações (Lindenmayer; Cunningham, 2013). A sustentabilidade de uma paisagem, segundo Wu (2013), é definida como “a capacidade que uma paisagem tem de prover serviços ecossistêmicos essenciais a longo prazo para a manutenção e melhoria do bem-estar humano em um contexto regional e apesar das mudanças ambientais e socioculturais”.

Nesse sentido, tendo em vista a importância da floresta no alcance dos objetivos de desenvolvimento do milênio, como redução da pobreza, fome e os problemas relacionados ao meio ambiente (FAO, 2015), em 2015 foram lançados os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS (United Nations, 2015), cujo o papel da floresta no alcance do desenvolvimento sustentável e combate às mudanças climáticas está ainda mais claro. Entretanto, apesar dos esforços, a saúde dos ecossistemas ainda permanece sub-representada na Agenda 2030, restringindo-se ao objetivo 14 -Vida na Água e 15 -Vida na Terra (Reid *et al.*, 2017). Ecossistemas saudáveis contribuem e são base para a segurança hídrica, segurança alimentar, energia limpa, vida e meios de subsistência, e uma governança focada na sustentabilidade (Griggs *et al.*, 2013), sendo fundamentais para o alcance do bem-estar social e econômico (Reid *et al.*, 2017).

O objetivo 15 da Agenda 2030, visa entender como proteger e gerenciar os recursos da floresta. Essa meta tem como objetivo principal “proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da Terra e deter a perda de biodiversidade” (United Nations, 2015).

Atualmente, existem diversas pesquisas científicas que tentam entender a importância de se alcançar o ODS -15 (Sayer *et al.*, 2019; Cernev; Fenner, 2020). Um dos fatores de grande preocupação é que a população mundial está crescendo, mas capacidade do planeta de sustentar essa população está se deteriorando. Apesar de alguns esforços e iniciativas presenciados nos últimos anos, cada vez mais estamos perdendo áreas de floresta (Curtis *et al.*, 2018) e biodiversidade (Betts *et al.*, 2017), e juntamente com elas os serviços ecossistêmicos que fornecem (Costanza *et al.*, 2014). Logo, o ODS-15 é um dos objetivos críticos para manter os seres humanos e os recursos naturais saudáveis (Cernev; Fenner, 2020).

Recentemente, o Programa da ONU para o Meio Ambiente (PNUMA) em parceria com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) lançou a ‘Década da Restauração dos Ecossistemas’, 2021-2030 (United Nations, 2019), que visa apoiar iniciativas que busquem prevenir, deter e reverter a degradação dos ecossistemas ao redor do mundo. Através da restauração, busca-se reestabelecer as funções da floresta e da paisagem, e juntamente a isso os serviços essenciais que fornecem, especialmente para aqueles que dependem da floresta como meio de vida.

Na Amazônia, a agenda de sustentabilidade tem sido colocada como prioridade em

alguns estados. No Pará, foi lançado em 2016 o Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável do Estado do Pará- ‘Pará 2030’, pelo Decreto estadual n. 1.570/2016 (Pará, 2016), o qual visava fomentar o desenvolvimento sustentável do estado e foi desenhado para ser a estratégia econômica estadual de longo prazo. Teve vida curta e com a troca de governo, estabeleceram-se outras prioridades. Em 2020, o governo estadual estabeleceu políticas e programas de mudanças climáticas, de territórios sustentáveis e o Plano Estadual Amazônia Agora (Pará, 2020a).

O Plano Estadual Amazônia Agora, instituído pelo decreto nº 941 de 3 de agosto de 2020 (Pará, 2020a), visa combater o desmatamento ilegal e promover um modelo de desenvolvimento pautado no bem-estar social e na conservação e valorização ambiental. Esse plano, traz um diferencial em relação as políticas de controle do desmatamento existentes, baseadas principalmente na fiscalização, pois busca reduzir o desmatamento de novas áreas de floresta através do aumento da eficiência e da produtividade das cadeias produtivas e melhoria das condições de vida no campo.

Já a política estadual sobre mudanças climáticas instituída pela lei nº 9.048, de 29 de abril de 2020 (Pará, 2020b), apresenta princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos para guiar os municípios paraenses no combate às mudanças climáticas e na mitigação dos seus efeitos adversos. Essa política complementa outras iniciativas já criadas, como o a Política de atuação integrada de Territórios Sustentáveis. Essa política visa contribuir para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável a nível estadual e também para os compromissos da agenda de desenvolvimento a nível global. Dentre as diretrizes dessa política, estão a conservação do capital natural e promoção do desenvolvimento socioeconômico, a partir do aumento da eficiência e produtividade, e recuperação de áreas degradadas.

Esse arcabouço institucional é fundamental para cumprir as demandas locais, regionais, e até mesmo internacionais, para reduzir os efeitos das mudanças climáticas e combater a degradação ambiental, contribuindo assim para a conservação dos ecossistemas e continuidade dos seus serviços ambientais, bem como para a proteção da biodiversidade e bem-estar da sociedade.

1.2.2 Serviços ecossistêmicos

O conceito de serviços ecossistêmicos ganhou ampla notoriedade em 2005 com a divulgação da “Avaliação Ecossistêmica do Milênio” (MEA, 2005) pelas Nações Unidas. Esse

conceito pode ser essencialmente definido como os serviços gerados pelos ecossistemas e que beneficiam a sociedade (Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005). Os serviços ecossistêmicos são resultado das funções ecossistêmicas, definida como a capacidade dos processos naturais (ou ecossistêmicos) em gerar bens e serviços que contribuem para o bem-estar humano (Groot; Wilson; Boumans, 2002).

É comum na literatura encontrar autores que se referem aos serviços ecossistêmicos como sinônimo de serviços ambientais. Entretanto, há uma tendência mais recente entre os especialistas em distingui-los. Sendo assim os serviços ambientais, segundo a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021), são “atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos” (Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021). Ou seja, os serviços ecossistêmicos se referem aos benefícios que a natureza fornece para as sociedades e os serviços ambientais são as ações humanas que melhoram a provisão desses serviços.

Os serviços ecossistêmicos, segundo o MEA (2005), podem ser divididos em 4 categorias: a) provisão: produção de alimentos, água limpa e etc.; b) regulação: através da regulação do clima, polinização; c) suporte: ciclagem de nutrientes, formação do solo e etc.; e d) cultural: benefícios recreativos, culturais, espirituais, entre outros.

Outra iniciativa do Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas, intitulada “A economia de ecossistemas e da biodiversidade– *The Economics of Ecosystems and Biodiversity-TEEB*” (Teeb, 2010) também passa a abordar os serviços ecossistêmicos dando ainda mais notoriedade a temática. Segundo Costanza *et al.* (2014), essas e outra iniciativas têm contribuído para reformular a relação entre os seres humanos e outros elementos da natureza, essencial para construir um futuro mais sustentável. O reconhecimento do valor e a importância dos serviços ecossistêmicos é essencial, já que desempenham um papel muito importante em relação as atividades econômicas e o bem-estar social (Andrade; Romeiro, 2009).

A conservação e uso sustentável dos recursos naturais é essencial para produzir bem-estar humano. Entretanto, Costanza *et al.* (2014) argumentam que para isso é necessário que haja interação com outros tipos de capital, tais como o capital manufaturado, capital social e capital humano, já que não há um fluxo direto entre o capital natural (recursos naturais) e o bem-estar humano.

Um dos serviços mais valiosos provido pelas florestas é o fornecimento de água. Isso porque as florestas desempenham um papel muito importante na regulação do ciclo

hidrológico, regulando o fluxo de água em uma bacia hidrográfica, reduzindo o escoamento superficial e também a erosão (Tambosi *et al.*, 2015). Em bacias hidrográficas, a cobertura florestal desempenha um papel essencial na mitigação dos impactos das atividades antrópicas sobre os serviços ecossistêmicos, sendo um bom indicador de qualidade de água (Mello *et al.*, 2018). Segundo os autores, bacias hidrográficas que têm uma maior cobertura vegetal apresentam indicadores de qualidade da água melhor do que em bacias degradadas. A perda de cobertura vegetal em larga escala também está associada à redução da precipitação (Smith; Baker; Spracklen, 2023).

A região amazônica tem como uma de suas principais características uma densa floresta tropical e a maior rede hidrográfica do mundo. Logo, os serviços ecossistêmicos fornecidos por essa região são importantes em diversas escalas (Foley *et al.*, 2007; Lima *et al.*, 2014): local (ex.: provisão de água), nacional (ex.: regulação do regime de chuvas) e global (ex.: contribuição para o sequestro de carbono). No entanto, vale ressaltar que quando se trata dos efeitos causados pelo aumento da degradação dos ecossistemas, indivíduos locais são os primeiros a serem afetados.

Existem diversas maneiras de se avaliar contribuição dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano e o desenvolvimento sustentável. Algumas delas, por exemplo, são através da percepção de indivíduos sobre os benefícios derivados dos ecossistemas (Teixeira *et al.*, 2018; Smith; Sullivan, 2014) e sobre a disposição a pagar (Bhandari *et al.*, 2016; Nielsen-Pincus *et al.*, 2017), além de outros que vão além do entendimento e percepção individual como, por exemplo, através da valoração econômica desses serviços (Costanza *et al.*, 1997; Costanza *et al.*, 2014).

No Brasil, a plataforma de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (*Brazilian Platform on Biodiversity and Ecosystem Services- BPBES*), foi criada para elaborar diagnósticos sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos brasileiros, com o objetivo de reforçar a comunicação entre a ciência e a política (Joly *et al.*, 2019a). Essa iniciativa faz parte de um esforço global, a Plataforma Intergovernamental sobre a Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services -IPBES*), criada em 2012 para avaliar o estado global da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, fornecendo assim informações para basear a tomada de decisão e ações em âmbito local, regional e global (Ipbes, 2019).

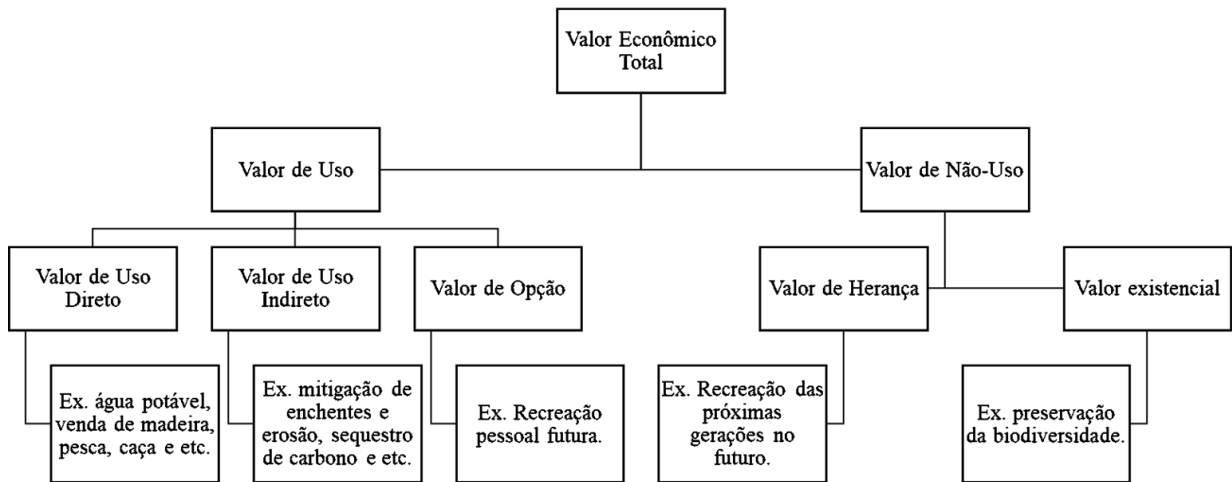
O primeiro diagnóstico brasileiro (BPBES) traz uma compilação de conhecimentos científicos já produzidos sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos, juntamente com outros tipos de conhecimentos, como os produzidos por comunidades tradicionais. O documento apresenta e discute temas mais urgentes, discutindo os impactos da degradação ambiental e a contribuição dos serviços ecossistêmicos e a biodiversidade na qualidade de vida, apontando caminhos e opções de governança para alcançar as metas globais para um futuro pautado na sociobiodiversidade. As principais conclusões do documento apontam as mudanças de uso da Terra e as mudanças climáticas como as principais ameaças à biodiversidade e serviços ecossistêmicos, sendo necessário um gerenciamento mais eficiente dos instrumentos políticos e das opções de governança já existentes (Joly *et al.*, 2019b).

1.2.3 Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos

O conceito de “capital” tem origem na economia, e é descrito por Costanza *et al.* (1997) como bens materiais ou informação existentes em um determinado período no tempo, os quais incluem capital natural, capital manufaturado e capital humano. Os serviços ambientais são produzidos a partir do estoque de recursos naturais, que é composto pelas florestas, ecossistemas, minerais, corpos d’água, entre outros. Esses serviços, essenciais para o funcionamento e suporte da vida no planeta, assim como para a melhoria do bem-estar humano, constituem uma parte do valor econômico total do planeta (Costanza *et al.*, 1997, 2014).

Embora haja diversos argumentos sobre o valor intangível e infinito dos serviços ecossistêmicos, já que sem eles não haveria as outras formas de capital e vida na Terra, estimar esses valores é importante para entender como mudanças nos recursos naturais irão afetar a provisão de serviços ecossistêmicos e, conseqüentemente, os custos e benefícios para manter as atividades e o bem-estar humano (Costanza *et al.*, 1997). Segundo Turner, Pearce e Bateman (1994), o valor econômico total associado aos ecossistemas inclui valores de uso e valor de não uso (FIGURA 1.1). O valor de uso é classificado em valor de uso direto (uso direto de serviços ecossistêmicos), valor de uso indireto (uso indireto de serviços ecossistêmicos) e valor de opção (associado a escolha de utilizar um serviço ecossistêmico no futuro). Já o valor de não uso é classificado em valor de herança (associado à preservação de um serviço ecossistêmico para o futuro) e valor existencial (associado ao valor da existência continuada de serviços ecossistêmicos).

Figura 1.1- Valor econômico total associado aos ecossistemas.



Fonte: Adaptado de Turner, Pearce e Bateman (1994).

Em razão da importância dos serviços ecossistêmicos para o planeta, nas últimas décadas surgiram diversos estudos que têm como objetivo estimar o valor econômico de uma grande parte desses serviços (Costanza *et al.*, 1997; Costanza *et al.*, 2014; Strand *et al.*, 2018; Sharma *et al.*, 2019). Um dos estudos pioneiros de grande destaque foi o de Costanza *et al.* (1997), que estimou o valor econômico dos serviços ecossistêmicos globais em um valor médio de \$33 trilhões de dólares para o ano de 1997. Mais de uma década depois, esses valores foram atualizados, considerando não somente os valores dos serviços ecossistêmicos, mas também as estimativas de perda devido às mudanças de uso da Terra entre os anos de 1997 e 2011 (Costanza *et al.*, 2014). Utilizando o mesmo método que em 1997, os autores chegaram a uma estimativa do valor dos serviços ecossistêmicos global de cerca de \$125 trilhões de dólares e de uma perda dos serviços ecossistêmicos, devido às mudanças de uso da Terra, de \$20,2 trilhões de dólares.

Para a Amazônia, há um recente estudo de pesquisadores da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG (Strand *et al.*, 2018) que focou exclusivamente na floresta amazônica brasileira, os quais estimaram o valor econômico de um conjunto de serviços ecossistêmicos que a floresta fornece, tais como: a produção de alimentos, produção de matérias-primas, mitigação dos gases do efeito estufa e regulação climática. Os resultados mostraram que a maioria dos *hotspots* de serviços ecossistêmicos coincidem com as áreas de alta biodiversidade, localizados principalmente no sul e leste do estado do Amazonas, e na região oeste e centro do estado do Pará. O mapeamento produzido é uma ferramenta importante que mostra, através da

especialização dos dados, as áreas prioritárias para ações que busquem prevenir a perda de serviços valiosos, evitando assim prejuízos que podem alcançar valores de até US\$ 737 por hectare/ano (Strand *et al.*, 2018).

Em geral, as avaliações sobre o valor dos serviços ecossistêmicos não têm como objetivo basear processos de tomada de decisão, e sim mostrar a magnitude dos serviços ecossistêmicos e/ou aumentar a consciência em relação a eles. No entanto, a urgência em criar medidas para proteger os recursos naturais mostra que é necessário integrar essas avaliações nas decisões sobre o planejamento do uso do solo. Embora haja poucos exemplos na prática, Goldstein *et al.* (2012) quantificaram os valores dos serviços ecossistêmicos e as implicações econômicas de diferentes cenários futuros para basear um plano de desenvolvimento de uso da terra no Hawaii. A análise mostrou que todos os cenários tiveram um retorno financeiro positivo, a qual foi utilizada para implementar um plano de suporte à agricultura diversificada e à silvicultura.

Avaliar o impacto das mudanças de uso e cobertura da Terra é instrumento importante para auxiliar na tomada de decisão, visando assim evitar as perdas de serviços ecossistêmicos, e manter a provisão e o balanço desses serviços na paisagem. Sharma *et al.* (2019), ao avaliar o impacto das mudanças de uso e cobertura em paisagens florestadas tropicais, verificaram que perdas de ecossistemas naturais reduziram os valores dos serviços ecossistêmicos, principalmente em relação a regulação climática, fornecimento de água, provisão de matéria prima e produção de alimentos.

Essas avaliações são importantes para esclarecer melhor os efeitos das mudanças de uso da Terra na provisão de serviços ecossistêmicos, servindo assim de base para planejar o uso do solo, com ênfase em proteger áreas com maiores valores em serviços ecossistêmicos e até mesmo servir de base para o planejamento de esquemas de pagamentos por serviços ambientais.

O pagamento de serviços ambientais - PSA consiste em um acordo entre usuários e provedores de determinados serviços ambientais (Wunder, 2005, 2008), ou seja, é uma forma de incentivo financeiro direcionada a proprietários pelos serviços fornecidos por suas terras. Diversos programas de PSA têm sido desenvolvidos ao redor do mundo, tanto em países desenvolvidos como em países em desenvolvimento. Na Amazônia brasileira, algumas iniciativas se destacam como o Bolsa Verde e Bolsa Floresta, ambos implementados no estado do Amazonas (Viana, 2008; Pagiola; Glenn; Taffarello, 2013).

O PSA surgiu como um instrumento econômico para obter resultados ambientais mais eficientes através do incentivo financeiro. Embora o programa seja particularmente desenhado para alcançar objetivos de conservação, o programa também tem um papel muito importante na diminuição da pobreza de comunidades locais (Bulte *et al.*, 2008; Daw *et al.*, 2011). Entretanto, esses casos ainda são restritos a determinadas localidades, projetos pequenos e alguns programas governamentais (Milder; Scherr; Bracer, 2010). Segundo Pagiola *et al.* (2005), para que o PSA tenha efeito na diminuição da pobreza, é necessário que os participantes estejam no “lugar certo”, queiram participar e que preencham algumas condições para isso, como por exemplo, ter a posse da terra.

Apesar da notoriedade que esse tema ganhou nos últimos anos, muitas questões ainda permanecem a respeito de qual a abordagem é mais adequada para desenvolver o programa. Para facilitar essas escolhas, Kemkes *et al.* (2010) desenvolveram um arcabouço para identificar quando pagamentos se constituem uma ferramenta política viável baseado nas características dos serviços ecossistêmicos, o que pode ajudar a determinar a abordagem política mais apropriada. Segundo os autores, a distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos é um dos pontos-chave para identificar beneficiários potenciais, as instituições e os custos de transação, que serão mais altos quanto mais global for o serviço.

O sucesso de cada programa de PSA irá depender de diversos fatores. Para isso, devem ser planejados para se adaptar às circunstâncias locais, tanto em relação ao contexto social quanto ambiental. O grau em que os objetivos serão alcançados irá depender da participação e engajamento das comunidades e proprietários de terras (Bremer; Farley; Lopez-Carr, 2014). Nesse sentido, Kaczan *et al.* (2013) verificaram que diferentes abordagens de pagamento têm um impacto significativo na participação dos agricultores. Já Bremer, Farley e Lopez-Carr (2014), verificaram que iniciativas de PSA que exigiam fatores como a posse da terra, restrições legais de uso da terra e capital financeiro e humano, prévio à participação no programa, acabavam se tornando mais acessíveis a grandes e ricos proprietários.

Outro fator importante a se considerar ao planejar um esquema de PSA, é que embora o programa possa representar uma solução para a conservação, já que induz mudanças no comportamento dos participantes em relação ao uso da terra (Pagiola; Honey-Rosés; Freire-González, 2020), também podem ocasionar mudanças a logo prazo nos meios de vidas de comunidades rurais (Alves-Pinto, 2018).

1.2.4 Percepção de serviços ecossistêmicos

O conceito de percepção ambiental é amplo e inclui aspectos perceptivos, cognitivos, imaginais, afetivos e de valor, e que são dependentes não só do ambiente, de aspectos físicos, interpessoais e culturais, como também das necessidades individuais, ações, motivos, processos cognitivos, entre outros (Ittelson, 1978). Diversas tecnologias e métodos têm sido utilizadas para avaliar essas relações.

A compreensão da percepção ambiental de diferentes grupos de atores e comunidades pode ser um instrumento útil para guiar os esforços no gerenciamento e conservação de ecossistemas. Entretanto, diversos fatores podem influenciar no modo em que as pessoas percebem e valorizam os serviços ecossistêmicos. Fatores socioeconômicos e culturais, como a etnicidade e hábito alimentar, tiveram uma influência importante no nível de consciência e percepção de comunidades na Nigéria, já fatores como alfabetização, tiveram influência limitada (Zhang *et al.*, 2016). Outro fator associado a percepção de serviços ecossistêmicos, no estudo, foi o contexto da paisagem local, já que em comunidades expostas a uma maior proporção de floresta, terras não usadas e planícies de inundação, a consciência e percepção eram maiores. O tipo de ambiente, rural ou urbano, também influencia no modo como as pessoas percebem e valorizam os serviços ecossistêmicos (Yang *et al.*, 2019).

Em paisagens dinâmicas e de múltiplos usos, com diferentes graus de alteração, as comunidades são afetadas de maneira distintas pelo declínio dos serviços ecossistêmicos. Entender essas variações espaciais da percepção local em relação aos serviços ecossistêmicos é essencial para o planejamento do uso da terra e assim evitar potenciais perdas (Abram *et al.*, 2014).

Em sistemas socioecológicos complexos, como os sistemas agrícolas, que integram diversos componentes e são responsáveis pela provisão de bens e serviços essenciais, o tipo de gerenciamento adotado pode ter implicação direta na produção de alimentos e outros serviços ecossistêmicos. Nos últimos anos, diversos estudos tem buscado entender a relação entre a percepção de agricultores sobre serviços ecossistêmicos e as práticas de gerenciamento agrícola. Teixeira *et al.* (2018), ao avaliar a percepção de três grupos distintos de agricultores, observou que agricultores de base familiar agroecológica apresentaram uma percepção dos serviços ecossistêmicos mais complexa. Segundo o autor, isso pode estar associado ao fato de

que, assim como agricultores de base familiar convencional, eles apresentam uma forte identidade camponesa e são mais dependentes da produção para o consumo.

Estudos sociais mais complexos tentam ir além da compreensão sobre a importância e identificação dos serviços ecossistêmicos para os agricultores. Smith e Sullivan (2014) mostraram que agricultores embora deem um alto valor a importância dos serviços ecossistêmicos, consideram a maioria deles gerenciáveis. Segundo os autores, os agricultores identificaram diversas ameaças, a maioria provenientes da própria agricultura, e se consideram moderadamente vulneráveis à perda dos ecossistemas, mas veem os custos de manutenção como uma ameaça.

A inclusão de uma abordagem sociocultural dos serviços ecossistêmicos é essencial para desenhar projetos de conservação eficazes, o que pode ajudar a identificar diferenças na percepção entre grupos distintos, e até mesmo dentro deles (Cebrián-Piqueras; Karrasch; Kleyer, 2017). Isso porque, o modo como os recursos naturais são utilizados e valorizados estão fortemente ligados com a cultura humana. Ou seja, o contexto social, as características pessoais e as interações entre diferentes atores e grupos afetam a percepção sobre serviços ecossistêmicos (Scholte *et al.*, 2015).

A etnicidade de um grupo também pode afetar o modo como os serviços ecossistêmicos são valorizados. Cuni-Sanchez *et al.* (2019), ao avaliar comunidades locais, observaram que os modos de vida e a etnicidade desses grupos influenciam no modo em que identificam e utilizam os serviços ecossistêmicos, reafirmando assim a necessidade de se considerar a heterogeneidade e o contexto sociocultural em projetos de conservação e desenvolvimento.

1.2.5 Comunidades tradicionais quilombolas: usos da terra e conservação

O Brasil é um país reconhecido mundialmente pela sua diversidade, não só ambiental, mas também social e cultural, adquiridos ao longo da história através das relações entre diversos povos, línguas e etnias. O país possui a maior população negra do mundo fora do continente africano, resultado de anos de escravidão no país.

Existem diversas comunidades de remanescentes quilombolas pelo Brasil, que lutam para manter os seus modos de vida e cultura de seus antepassados. Os primeiros quilombos, formados ainda no período colonial, são símbolo da resistência do povo negro a um período perverso da história do Brasil: a escravidão. Os escravos, ao fugir dos engenhos se refugiavam

em locais escondidos na mata. Esses locais ficaram conhecidos como quilombo, mas outras terminologias como Mocambo, Terras de Preto, Terras de Santo, Terra de Pobre, entre outros, também eram utilizadas para designar esses lugares (Incra, 2017). No entanto, essa ideia de quilombo como um refúgio isolado para negros fugidos, não representam mais a realidade atual das comunidades.

Com a abolição da escravatura em 1888, os quilombos passam a ser uma das poucas opções que ex-escravos encontravam para sobreviver, já que a maioria não tinha a posse de nenhuma terra (Bowen, 2016). Apesar do fim da escravidão, ainda hoje esses grupos sofrem com a discriminação e com a negação de direitos fundamentais.

Com a Constituição de 1988, após 100 anos da abolição da escravatura, os remanescentes dessas comunidades tiveram o seu direito à terra reconhecido, a qual no artigo 68 diz que “Aos remanescentes das comunidades dos quilombos que estejam ocupando suas terras é reconhecida a propriedade definitiva, devendo o Estado emitir-lhes os títulos respectivos” (Brasil, 1988). No entanto, mais de 30 anos após o reconhecimento pela Constituição Federal, essas comunidades enfrentam bastante dificuldades no reconhecimento de suas terras. Como consequência disso, apenas uma pequena parte das comunidades quilombolas possuem o título definitivo das terras.

Segundo dados da Fundação Cultural Palmares (Brasil, 2021), existem no país 3691 comunidades reconhecidas, presentes em todas as regiões do Brasil. No entanto, apenas 176 terras quilombolas possuem o título da terra (Incra-DFQ, 2021). Esses dados mostram que os processos para assegurar a propriedade da terra ocorrem de maneira lenta e ineficaz (Freitas, 2019).

Outro problema comum na maioria dessas comunidades, apesar de distintas umas das outras, é a negação de direitos básicos pelo Estado, condenando-as a viver na pobreza. Boa parte dessas comunidades ainda dependem da agricultura de subsistência convencional para sua sobrevivência (Bowen, 2016). No entanto, devido as políticas de conservação e uso da terra, essas práticas têm sido desencorajadas, o que tem limitado as decisões dos quilombolas sobre as tecnologias e práticas agrícolas utilizadas, ameaçando o modo de vida e sua identidade étnico-racial (Bowen, 2016; Penna-Firme; Brondízio, 2007). Devido essas restrições, muitas comunidades buscam alternativas para diversificar a renda e fortalecer o seu modo de vida. No entanto, essas mudanças no modo de vida associadas ao declínio da agricultura itinerante, trouxeram algumas implicações à segurança alimentar de comunidades quilombolas localizadas

na Mata Atlântica (Adams *et al.*, 2013). Segundo os autores, as políticas de conservação diminuiriam a agrobiodiversidade, o que elevou a dependência dessas comunidades na compra de produtos manufaturados e, conseqüentemente, aumentou as taxas de obesidade. Essas restrições ambientais em comunidades locais podem não ter os efeitos esperados. Segundo Thorkildsen (2014), quando a agricultura itinerante é realizada em pequena escala pelos quilombolas, ela tem o potencial de melhorar a complexidade ecológica e estrutural da floresta.

Algumas dessas comunidades têm buscado no etno-turismo/ ecoturismo essa opção de diversificação de renda, através da mercantilização da sua cultura e identidade (Bowen, 2016). Em alguns casos, como os apresentados pelo autor, a inserção nesse tipo de atividade decorre da falta de alternativas de trabalho. Além disso, a renda gerada não é suficiente para garantir a subsistência, sendo necessário que os quilombolas continuem vendendo sua força de trabalho em outras atividades. Alternativas de diversificação de renda são necessárias, assim como políticas sociais que visem o desenvolvimento sustentável e o fortalecimento dos modos de vida dessas comunidades.

1.3 Hipóteses

- I. As mudanças de uso e cobertura da Terra na bacia do rio Gurupi têm afetado o valor econômico de diferentes tipos de serviços ecossistêmicos.
- II. O processo de fragmentação da bacia do rio Gurupi tem resultado na diminuição da capacidade de fornecimento de serviços ecossistêmicos.
- III. Fatores socioeconômicos influenciam como as comunidades tradicionais da bacia do rio Gurupi identificam e percebem os serviços ecossistêmicos e suas principais ameaças.

1.4 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar os efeitos das mudanças de uso e cobertura da Terra na paisagem e nos serviços ecossistêmicos em uma bacia hidrográfica no leste da Amazônia.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a. Estimar as perdas em valor econômico em relação aos serviços ecossistêmicos, devido as mudanças de uso e cobertura da Terra na bacia do rio Gurupi.
- b. Mensurar a perda e a fragmentação de habitats florestais na paisagem da bacia do rio Gurupi e os efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos.
- c. Avaliar a percepção de comunidades tradicionais, localizadas ao longo do rio Gurupi, sobre os serviços ecossistêmicos.

1.5 Interdisciplinaridade

Essa pesquisa é de cunho interdisciplinar pois abrange e dialoga com diversos temas na área de ciências ambientais, gerando conhecimento integrado na linha de ecossistemas amazônicos e dinâmicas socioambientais. O trabalho versa sob diferentes aspectos ambientais, que envolvem, a dinâmica de uso e cobertura da Terra, monitoramento, conservação e gerenciamento sustentável de ecossistemas na Amazônia. Além disso, abrange aspectos socioculturais, abordando desde os usos múltiplos da floresta por atores locais, os conflitos e pressões causados pelas mudanças de uso da Terra na paisagem e o modo de vida e bem-estar humano de populações locais.

1.6 Apresentação da Tese

Esta tese divide-se em cinco capítulos, em que o primeiro corresponde a uma contextualização geral, abordando os principais temas, problemas, hipóteses e objetivos da pesquisa. Os outros três capítulos seguintes correspondem aos três objetivos específicos definidos na tese. Dessa forma o capítulo 2 visa avaliar o impacto das mudanças de uso e cobertura da terra nos valores dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Gurupi, estimando assim o quanto se perde ou deixa de ganhar devido à conversão de áreas de alto valor em outros tipos de uso. O capítulo 3 versa sobre a avaliação da perda e fragmentação de habitats na paisagem da bacia do rio Gurupi e seus efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos. Já no capítulo 4 é feita uma avaliação da percepção de comunidades quilombolas locais sobre os serviços ecossistêmicos. A partir dessa análise foi possível verificar quais fatores influenciam o modo como essas comunidades identificam e percebem os serviços ecossistêmicos e suas principais ameaças. Por último, o capítulo 5 traz uma síntese das principais conclusões da tese.

CAPÍTULO 2 IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NOS VALORES DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA¹

Resumo

Desde a publicação do relatório da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA), o conceito de serviços ecossistêmicos tem ganhado visibilidade ao redor do mundo, pois muitos desses serviços são vistos como essenciais para o bem-estar humano e suas atividades, e podem representar, de maneira adicional, uma oportunidade de apoio financeiro para estratégias de conservação dos ecossistemas sob ameaça. Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo estimar os valores monetários associados aos serviços ecossistêmicos e as perdas associadas às mudanças de uso e cobertura da Terra no período de 1985-2021 na bacia do rio Gurupi, localizada em uma das regiões mais desmatadas da Amazônia brasileira. Os resultados mostram que a diminuição nas áreas de florestas refletiu em uma perda de valor monetário de serviços ecossistêmicos de US\$ 1961 milhões. O balanço positivo no período analisado foi derivado principalmente do aumento de áreas agrícolas, entretanto, a maior parte dessas áreas correspondem ao plantio de soja. No período analisado houve redução das áreas destinadas ao plantio de outras culturas destinadas à alimentação, o que pode representar um risco à segurança alimentar da região.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; valores ecossistêmicos; valoração ambiental.

Abstract

Since the publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) report, the concept of ecosystem services has gained visibility around the world, as many of these services are seen as essential for human well-being and their activities, and can represent, in an additional way, an opportunity for financial support for conservation strategies of ecosystems under threat. In this context, this work aims to estimate the monetary values associated with ecosystem services and the losses associated with land use and land cover changes in the period of 1985-2021 in the Gurupi river basin, located in one of the most deforested regions of the Brazilian Amazon. The results show that the decrease in forest areas reflected in a loss of monetary value of ecosystem services of US\$ 1961 million. The positive balance in the analyzed period was derived mainly from the increase in agricultural areas devoted to soybean cultivation, with a

¹ Artigo submetido à Revista Ambiente & Sociedade.

reduction in areas devoted to other food crops, which may represent a risk to food security in the region.

Keywords: ecosystem services; ecosystems values; environmental valuation.

2.1 Introdução

Os problemas socioambientais têm sido cada vez mais abordados por meio da perspectiva dos Serviços Ecossistêmicos. Nessa abordagem, os serviços ecossistêmicos revelam interações entre elementos distintos do mundo natural, salientando as funções que emergem destas interações e são também um conceito técnico, que fundamenta as decisões ambientais a partir de um raciocínio financeiro e econômico, que pode incluir a avaliação monetária (Stevenson *et al.*, 2021).

Esses bens e serviços podem ser distinguidos em três ou quatro categorias, dependendo do conceito adotado. Enquanto o *Millennium Ecosystem Assessment* - MEA (2005) e *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* - TEEB (2010) reconhecem os serviços de provisão, regulação, suporte (habitat para o TEEB) e culturais, o *The Common International Classification of Ecosystem Services* - CICES usa apenas três categorias/seções (provisão, regulação/manutenção e cultural) (Potschin; Haines-Young, 2011). Mais recentemente, outros conceitos surgiram. A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) utiliza agora exclusivamente "soluções baseadas na natureza" e o Painel Intergovernamental de Política Científica para a Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (Ipbes, 2019) assumiu o conceito de serviços ecossistêmicos dentro de um quadro mais amplo, como "contribuições da natureza para as pessoas".

Essas novas abordagens que observam os serviços ecossistêmicos em seu valor de uso direto para a população, permitem uma melhor aproximação do debate econômico associado às formas produtivas que se utilizam dos serviços ecossistêmicos em regiões com biomas diversos, como a Amazônia. Nessas regiões, a literatura sobre ecologia histórica e arqueologia (Clement *et al.*, 2015, 2020; Levis *et al.*, 2017, 2018), vêm apontando o papel que o homem vem desenvolvendo no manejo do bioma, de forma a garantir o uso produtivo e sustentável dos recursos da biodiversidade disponíveis.

O fato é que, desde a publicação do relatório da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), essa temática tem ganhado visibilidade ao redor do mundo, pois muitos desses serviços são vistos como essenciais para o bem-estar humano e suas atividades, e podem representar, de maneira adicional, uma grande oportunidade de apoio financeiro para estratégias de conservação dos ecossistemas sob ameaça, em regiões ou países em que estes recursos se encontram constantemente ameaçados pela pressão por sua exploração predatória, ou da conversão de sistemas mais diversos em monoculturas.

Assim, diversas têm sido as tentativas de valorar os serviços ecossistêmicos, seja sob a perspectiva social (Sherrouse *et al.*, 2011; Paudyal *et al.*, 2018) ou econômica/financeira (Costanza *et al.*, 1997; Costanza *et al.*, 2014; Sharma *et al.*, 2019; Strand *et al.*, 2018). Essas avaliações visam, em sua maioria, simplesmente mostrar a magnitude da importância dos serviços ecossistêmicos, no entanto, podem também servir de base para o planejamento de políticas e tomada de decisão, como os esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais, ou a definição de áreas prioritárias para o desenvolvimento de políticas de desenvolvimento, com ênfase em proteção dos ecossistemas que possuam os maiores valores em serviços ecossistêmicos.

Uma questão que, apesar dos avanços nesse campo, parece merecer uma análise um pouco mais detalhada, é a ênfase excessiva que tem sido dada recentemente para a ideia de que a solução para a preservação ou conservação dos biomas sob ameaça de destruição, passa única e exclusivamente por mecanismos de valoração que visem o pagamento financeiro direto aos agentes supostamente responsáveis pela preservação dos recursos, sem que se leve em consideração o papel produtivo que o uso sustentável dos recursos ecossistêmicos tem tido ao longo de séculos.

Na verdade, a dinâmica econômica e produtiva real, que perpassa muitas vezes a lógica de preservação e conservação dos ecossistemas em realidades agroextrativistas em regiões como a Amazônia, por exemplo, não deveriam ser vistas como dissociadas da questão da preservação dos serviços ecossistêmicos. Nem toda agricultura deve ser vista como contrária a preservação da diversidade dos ecossistemas. Com isso, queremos dizer que não se deve separar o debate econômico/produtivo e seus desafios, das questões associadas a atual discussão sobre valoração e pagamento de serviços ambientais. Em termos concretos, o que queremos dizer é que foram historicamente as estratégias reais de produção baseada em diversidade, as principais responsáveis pelo desenvolvimento de trajetórias sustentáveis de produção com preservação e

conservação do bioma amazônico, e não qualquer estratégia de monetização direta de seus recursos.

De maneira diversa, o debate atual mais frequente sobre serviços ambientais parte de ponto de vista oposto. Pressupondo que as atividades produtivas reais (aquelas realizadas por comunidades tradicionais e/ou agroextrativistas na Amazônia), não seriam capazes de justificar estratégias efetivas e economicamente viáveis no longo prazo para a preservação de nossos biomas diversos. Algo bastante diverso do que tem sido observado em estudos recentes em diversos campos de investigação sobre a dinâmica agrária na Amazônia.

Considerando um modelo alternativo, em que não se ignora o potencial das análises estáticas de valoração ambiental, mas se coloca essas análises em perspectiva dinâmica – a partir de um diálogo mais aberto, e interdisciplinar, com estudos em que se observa a evolução da dinâmica histórica de uso e cobertura da terra na Amazônia e sua evolução associada a dinâmica agrária – acredita-se que se possa melhor avaliar os impactos da dinâmica econômica real e seus resultados em termos de possíveis efeitos sobre os valores dos serviços ambientais. Tema objeto deste trabalho.

Seguindo esta estratégia, considera-se que as alterações no uso e cobertura da Terra, que influencia as propriedades, processos e componentes dos ecossistemas, têm impacto direto nos valores dos serviços ecossistêmicos (Costanza *et al.*, 2014; Sharma *et al.*, 2019), o que nos levaria a compreender de forma mais interessante os impactos de tais mudanças, tendo em vista a necessidade de captação de recursos com o objetivo de mitigar as consequências das interações homem-ambiente (Hasan *et al.*, 2020).

Assim, apesar da importância dos serviços ecossistêmicos para a manutenção da natureza e das atividades humanas, nos últimos anos, o aumento da conversão e fragmentação de habitats, juntamente com a crise climática vigente, tem alterado as características naturais dos ecossistemas em diversos biomas brasileiros, devido, principalmente, a conversão em áreas agrícolas e urbanas (Bustamante *et al.*, 2019). Na Amazônia, a mudança do uso da terra foi identificada como um motor significativo de mudança nos serviços ecossistêmicos (Foley *et al.*, 2007; Garret *et al.*, 2021), tais como o armazenamento de carbono na biomassa e nos solos, a regulação do equilíbrio hídrico, a modulação dos padrões climáticos regionais, e a situação das doenças infecciosas.

No leste da Amazônia, na bacia do rio Gurupi, as transformações antrópicas associadas à dinâmica agrária na região têm aumentando, devido, principalmente, a conversão de áreas

florestais em áreas agrícolas e de pastagem (Pereira; Vieira, 2019). Em regiões degradadas como essa, a valoração e o mapeamento dos serviços ecossistêmicos podem representar uma ferramenta importante, indicando o quanto estamos perdendo com a degradação dos ecossistemas e quais as áreas prioritárias para a tomada de decisão, buscando assim evitar a perda de valiosos serviços que garantem a manutenção de diversas atividades e também o bem-estar da população local, neste caso, composta por comunidades quilombolas, indígenas, comunidades de produtores rurais e a população de centros urbanos.

Para isso, não basta a valoração financeiro dos serviços ambientais. Esses mecanismos são úteis para destacar um valor de uso supostamente existente, o qual tem obviamente implicações em termos de bem-estar social, mas que estaria sendo perdido com o avanço da degradação ambiental de nossos ecossistemas. Resta, no entanto, saber até onde a valoração financeira e monetária, organizada em termos destas estratégias de simulação de mercados fictícios, é capaz de expressar o valor econômico real de uso dos ecossistemas e/ou serviços ambientais por eles oferecidos.

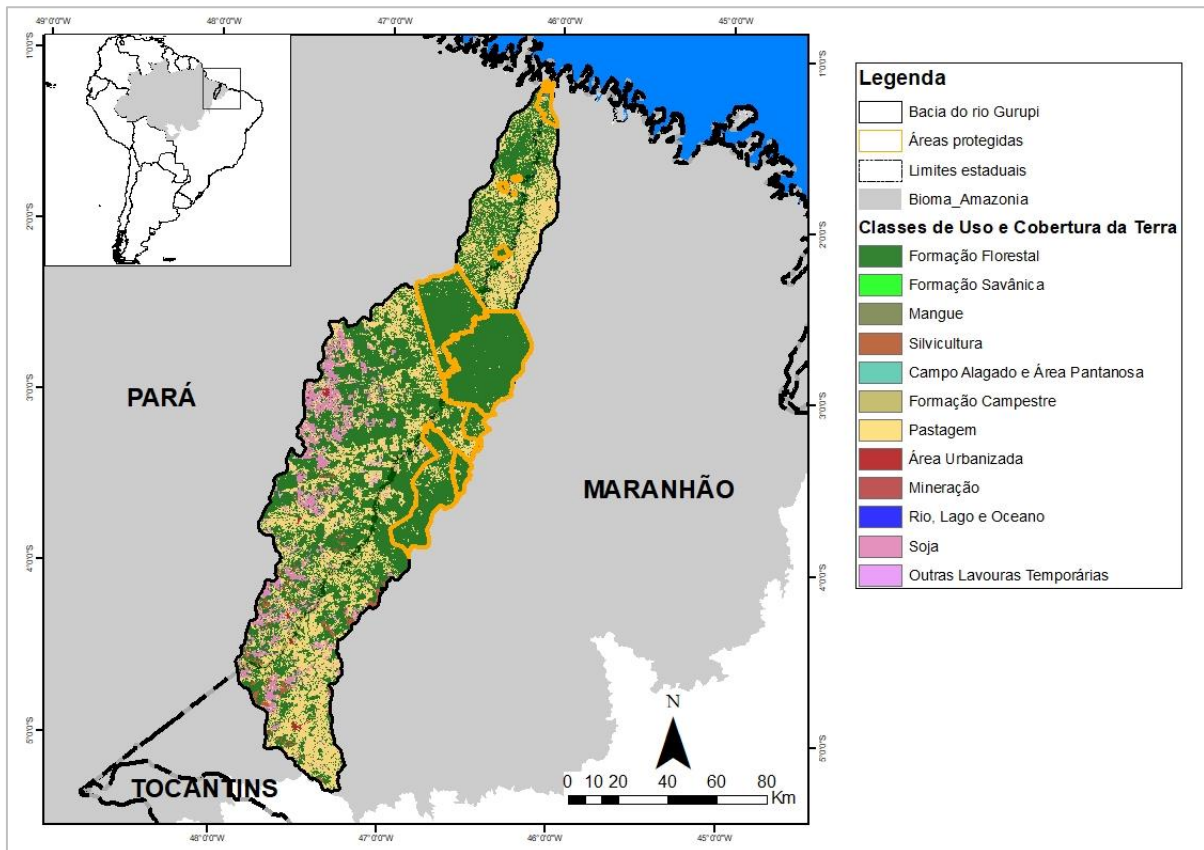
Neste estudo, objetiva-se avançar nesta discussão, utilizando-se como base as técnicas de estimação para avaliar as perdas, medidas em termos de valores monetários de serviços ecossistêmicos, associadas às mudanças de uso e cobertura da Terra em uma importante bacia hidrográfica, localizada em uma das regiões mais desmatadas da Amazônia brasileira.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

O presente trabalho foi realizado na bacia hidrográfica do rio Gurupi (BHG), localizada na região leste da Amazônia brasileira. A BHG possui uma área de cerca de 35000 km² e tem como rio principal o rio Gurupi. Essa bacia foi escolhida por ser uma região transfronteiriça, entre os estados do Pará e do Maranhão (FIGURA 2.1), pertencente ao Centro de Endemismo Belém, uma das áreas mais desmatadas da Amazônia (Almeida; Vieira, 2010; Braz *et al.*, 2016). Apesar disso, a bacia do rio Gurupi tem uma grande importância ecológica, já que contém ecossistemas importantes como floresta, mangue, campos além de áreas agrícolas, que juntos fornecem vários serviços ecossistêmicos. Além disso, a bacia engloba parte ou integralmente importantes áreas protegidas, como Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Territórios Quilombolas, como mostra a figura 2.1.

Figura 2.1 - Localização da área de estudo (Bacia hidrográfica do rio Gurupi), no leste da Amazônia.



Fonte: Da autora. Base de dados: ANA (2019), Funai (2019), Ibge (2019), Inbra (2019), MapBiomas (2021), MMA (2019).

2.2.2 Fonte de dados

Para avaliar os impactos das alterações da cobertura e uso da terra nos serviços ecossistêmicos, foram estimados os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Gurupi. Para isso, foram analisados um conjunto de serviços ecossistêmicos assim como as mudanças de cobertura e uso da Terra de uma série histórica de 36 anos (1985-2021).

Dados de uso e cobertura da Terra

Os dados de uso e cobertura da terra, utilizados na análise da bacia do rio Gurupi, são da base de dados do projeto MapBiomas coleção 7 (MAPBIOMAS, 2022), dado existir mapeamento anual dos últimos 37 anos e ter disponibilidade dos dados de forma acessível, pública e gratuita. O MapBiomas produz mapas em formato matricial com resolução espacial de 30 metros, a partir da classificação pixel a pixel de imagens de satélite Landsat, que podem ser acessados na plataforma *Google Earth Engine – GEE* (Souza Júnior *et al.*, 2020). Através

da interface gráfica toolkit no GEE, foi selecionado o recorte territorial para o limite da bacia hidrográfica do rio Gurupi, com todas as classes apresentadas pelo MapBiomias (FIGURA 2.1).

Para estimar a perda de serviços ecossistêmicos, devido a mudanças de uso e cobertura da terra, foram quantificadas as mudanças em 36 anos (1985-2021) e em períodos de 10 anos (1985-1995, 1995-2005, 2005-2015, 2015-2021) (TABELA 2.1), sendo possível, assim, verificar as variações decenais ao longo do período analisado.

Tabela 2.1- Mudanças em área das classes detalhadas de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Gurupi, segundo o MapBiomias 7.0.

Classes MapBiomias 7.0	Área (ha)					Mudanças (ha)				
	1985	1995	2005	2015	2021	(1985-1995)	(1995-2005)	(2005-2015)	(2015-2021)	(1985-2021)
1. Floresta	2713663,6	2456778,6	2098579,4	1947321,6	2028935,3	-256885,0	-358199,2	-151257,8	81613,7	-684728,3
1.1. Formação Florestal	2704488,5	2450183,8	2094294,2	1942874,7	2023039,4	-254304,7	-355889,6	-151419,5	80164,7	-681449,1
1.2. Formação Savânica	5103,8	2512,2	298,5	430,7	1889,2	-2591,6	-2213,7	132,2	1458,5	-3214,6
1.3. Mangue	4071,3	4082,6	3986,6	4016,2	4006,8	11,3	-96,0	29,6	-9,4	-64,5
2. Formação Natural não Florestal	13945,9	8401,7	6872,5	6403,9	3037,2	-5544,2	-1529,2	-468,6	-3366,7	-10908,7
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	9560,4	3937,1	2768,3	2644,7	1291,5	-5623,3	-1168,8	-123,6	-1353,2	-8268,9
2.2. Formação Campestre	4383,2	4450,2	4090,8	3758,6	1745,8	67,0	-359,4	-332,2	-2012,8	-2637,4
2.3. Apicum	2,2	14,5	13,4	0,5	0,0	12,3	-1,1	-12,9	-0,5	-2,2
3. Agropecuária	743629,0	998729,2	1355912,5	1507100,9	1428120,1	255100,2	357183,3	151188,4	-78980,8	684491,1
3.1. Pastagem	742486,1	996972,4	1299620,2	1295658,3	1128182,8	254486,3	302647,8	-3961,9	-167475,5	385696,7
3.2. Agricultura	1095,9	1291,2	33908,3	171471,6	251345,9	195,3	32617,1	137563,3	79874,3	250250,0
3.2.1. Lavoura Temporária	10,2	10,5	30087,3	170585,6	250361,4	0,3	30076,8	140498,3	79775,8	250351,2
3.2.1.1. Soja	0,0	0,0	9199,2	82471,4	211068,9	0,0	9199,2	73272,2	128597,5	211068,9
3.2.1.5. Outras Lavouras Temporárias	10,2	10,5	20888,1	88114,1	39292,5	0,3	20877,6	67226,0	-48821,6	39282,3
3.2.2. Lavoura Perene	1085,7	1280,7	3821,0	886,0	984,5	195,0	2540,3	-2935,0	98,5	-101,2
3.2.2.3. Outras Lavouras Perenes	1085,7	1280,7	3821,0	886,0	984,5	195,0	2540,3	-2935,0	98,5	-101,2
3.3. Silvicultura (monocultura)	0,0	458,1	22379,0	39968,4	48568,8	458,1	21920,9	17589,4	8600,4	48568,8
3.4. Mosaico de Usos	47,1	7,5	5,1	2,6	22,4	-39,6	-2,4	-2,5	19,8	-24,7
4. Área não Vegetada	2028,9	4385,6	5722,2	7183,9	8709,6	2356,7	1336,6	1461,7	1525,7	6680,7
4.2. Área Urbanizada	1751,7	4010,0	5370,7	6708,0	7220,8	2258,3	1360,7	1337,3	512,8	5469,1
4.3. Mineração	277,2	375,6	351,5	475,9	1488,8	98,4	-24,1	124,4	1012,9	1211,6
5. Corpo D'água	4251,6	9230,7	10438,0	9514,7	8730,8	4979,1	1207,3	-923,3	-783,9	4479,2
5.1. Rio, Lago, Oceano	4251,6	9230,7	10438,0	9514,7	8730,8	4979,1	1207,3	-923,3	-783,9	4479,2

Fonte: Elaborado com base nos dados do MapBiomias (Coleção 7).

Tipos e valores dos serviços ecossistêmicos

Os valores em unidade monetária de cada serviço ecossistêmico utilizados nessa análise foram obtidos do banco de dados de valores de serviços ecossistêmicos (*Ecosystem Services*

Valuation Database -ESVD), versão atualizada de 2021 (Foundation for Sustainable Development, 2021), disponível em <https://www.esvd.net/esvd>. Esse banco de dados é uma continuação do “*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*” (*TEEB*) database e a versão atual contém cerca de 6700 registros de valores médios monetários de serviços ecossistêmicos, provenientes de 950 estudos de caso, padronizados em dólar internacional/hectare/ano, nível de preço de 2020 (Foundation for Sustainable Development, 2021). A matriz de dados contém informações sobre 23 serviços ecossistêmicos por 16 biomas.

Existem diversas definições sobre o conceito de serviços ecossistêmicos na literatura, no entanto, um dos mais utilizados é o que foi apresentado pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), que o define como os benefícios que as pessoas obtêm da natureza. Entretanto, existem outras classificações como as da Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity -TEEB*), da Plataforma Intergovernamental da Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) e da Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES). Neste estudo, será utilizada a classificação da Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (Teeb, 2010), por ser uma das classificações utilizadas no banco de dados do ESVD. (TABELA 2.2).

Tabela 2.2 - Tipos de serviços ecossistêmicos.

(continua)

Categorias	Serviços Ecossistêmicos	Descrição
Provisão	Alimentos	Carne, peixe, vegetais, plantas, produtos não madeireiros (alimentos).
	Água	Água potável, água industrial, água para irrigação.
	Matéria-prima	Madeira, lenha, fibra, carvão, forragem, fertilizante, combustíveis de biomassa, areia, pedras, cascalho e outros.
	Recursos genéticos	Recursos fitogenéticos e recursos genéticos animais.
	Recursos Medicinais	Bioprospecção, bioquímicos, organismos-teste.
	Recursos Ornamentais	Plantas decorativas, decoração/artesanato, animais de estimação/em cativeiro, moda.
Regulação/ Manutenção	Regulação da qualidade do ar	Captação de poeira fina, proteção UVB, outros.
	Regulação climática	Sequestro de carbono, regulação microclimática, regulação de gases.

(conclusão)

Categorias	Serviços Ecosistêmicos	Descrição
Regulação/ Manutenção	Moderação/controle de eventos extremos	Prevenção/proteção contra tempestades, inundações, fogo e outros eventos extremos.
	Regulação do fluxo de água	Drenagem, descarga fluvial, irrigação natural e outros.
	Tratamento de resíduos	Purificação da água, desintoxicação do solo, redução de ruído.
	Prevenção contra erosão	Prevenção de processos erosivos.
	Manutenção da fertilidade do solo	Manutenção da estrutura do solo, deposição de nutrientes, formação do solo, ciclagem de nutrientes.
	Polinização	Polinização de culturas, polinização de plantas silvestres e outras.
	Controle biológico	Dispersão de sementes, controle de pragas, controle de doenças e outros.
Habitat	Manutenção dos ciclos de vida	Berçário de espécies, refúgio para espécies migratórias e residentes.
	Manutenção da diversidade genética	Proteção da biodiversidade
Culturais	Informação estética	Paisagens atraentes
	Oportunidades para turismo e recreação	Recreação; Turismo; Ecoturismo; Caça / pesca.
	Inspiração para a cultura, arte e design	Inspiração artística; Uso cultural; Outros.
	Experiencia espiritual	Uso espiritual/religioso
	Informações para desenvolvimento cognitivo (Educação e Ciência)	Ciência/pesquisa Educação Atividades cognitivas
	Valor Existencial	Valor existencial Valor de herança

Fonte: Adaptado de Groot, Brander e Solomonides (2020) (Ecosystem Services Valuation Database- ESVD: Final report).

2.2.3 Análise dos dados

Seleção dos valores dos serviços ecossistêmicos

Primeiramente, foi feita uma seleção das classes do MapBiomas Coleção 7 (MAPBIOMAS, 2022), descartando aquelas que não possuíam um ecossistema equivalente aos listados pelo ESVD (TABELA 2.3). No caso da classe ‘Mosaico de Agricultura e Pastagem’

não há uma classe equivalente que agregue tanto agricultura quanto pastagem, por isso foi descartada. Já a classe ‘Áreas Urbanas’, embora também forneçam serviços ecossistêmicos importantes, para que fosse utilizada era necessário distinguir quais áreas correspondem às infraestruturas azuis e verdes, tais como lagos, canais, lagoas, florestas, campos, parques e etc., o que não foi possível. As classes apicum e mineração também não possuem ecossistemas equivalentes na base de dados.

Tabela 2.3 – Seleção das classes de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomias 7.0, segundo os ecossistemas listados pelo do *Ecosystem Services Valuation Database -ESVD*.

Classes (MapBiomias 7.0)	Ecossistema equivalente (ESVD)
Formação Florestal	Floresta tropical
Formação Savânica	Savana
Mangue	Mangue
Campo Alagado e Área Pantanosa	Área úmidas
Formação Campestre	Campo
Apicum	**
Pastagem	Pastagem
Agricultura	Áreas cultivadas
Mosaico de Agricultura e Pastagem	**
Silvicultura	Plantações florestais
Área Urbanizada	**
Mineração	**
Rio, Lago e Oceano	Rio, Lago e Oceano

**Classes descartadas

Para calcular o valor econômico da bacia do Rio Gurupi, assim como em Costanza *et al.* (1997, 2014) e Sharma *et al.* (2019), foi utilizado o Método Básico de Transferência de Benefício, o qual estima o valor do serviço ecossistêmico de um determinado lugar, a partir de informações de outras áreas de estudo. Essa técnica, apesar de encobrir muitas complexidades em uma escala regional, é útil para aumentar a conscientização e interesse da sociedade em relação a importância dos serviços ecossistêmicos, e também para analisar cenários de mudanças de uso e cobertura da Terra (Costanza *et al.*, 2014).

Para definir os valores dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Gurupi foram aplicados uma série de filtros na base de dados do ESVD a fim de selecionar os valores que melhor representassem o contexto ecológico e socioeconômico da área de estudo. Primeiramente, assim como em Groot, Brander e Solomonides (2020), selecionamos apenas os valores que puderam ser padronizados em US\$/hectare/ano, o que reduziu o banco de dados de 6784 registros para 2930. Foram retirados então os registros que tiveram como método de avaliação o Método de Transferência de Valores e também registros correspondentes a ecossistemas e lugares diferentes da área de estudo, como os provenientes dos continentes da América do Norte, Europa, Oceania e também global, restando 1129 registros. Posteriormente, excluímos desses valores os 3% mais altos e os 3% mais baixos para tentar, de alguma forma, reduzir os efeitos de possíveis outliers (Groot; Brander; Solomonides, 2020). Com isso, o número de valores estimados ficou em 1062 registros. O número, a média e o desvio padrão dos valores encontrados para cada serviço ecossistêmico são apresentados na tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Número total, média e desvio padrão por serviço ecossistêmico (US\$/hectare/ano; nível de preço de 2020)

(continua)

Rótulos de Linha	N	Média	Desvio Padrão
Alimentos	245	1943,24	5442,95
Água	25	972,40	1500,57
Matéria prima	246	1400,81	5269,02
Recursos genéticos	4	508,13	210,67
Recursos medicinais	53	3,51	6,55
Recursos ornamentais	6	0,39	0,43
Regulação da qualidade do ar	6	670,60	801,24
Regulação climática	62	1231,23	2700,73
Moderação de eventos extremos	46	1148,17	2191,21
Regulação do fluxo de água	17	493,16	1424,82
Tratamento de resíduos	46	1045,36	2292,78
Prevenção contra erosão	29	5888,98	11827,87
Manutenção da fertilidade do solo	45	199,62	429,37
Polinização	43	242,32	553,07
Controle Biológico	1	0,29	0,00

(conclusão)

Rótulos de Linha	N	Média	Desvio Padrão
Manutenção da diversidade genética	20	3402,73	9993,86
Manutenção dos ciclos de vida	11	3706,30	6634,97
Informação estética	5	2542,93	3386,96
Oportunidades para recreação e turismo	57	3433,23	9257,42
Inspiração para a cultura, arte e design	3	1297,01	1833,19
Informações para desenvolvimento cognitivo (Educação e Ciência)	3	1018,74	1427,70
Valor existencial/herança	24	1703,55	4464,02
Experiência espiritual	1	80,28	0,00
Não especificado ou um conjunto de ES	64	1937,93	5333,62
Total Geral	1062	1616,03	5332,73

Fonte: Elaborado com base nos dados do *Ecosystem Services Valuation Database- ESVD*.

A partir dessa matriz, fizemos uma análise e seleção mais detalhadas. Utilizamos o filtro para selecionar as classes/ecossistemas equivalentes ao do MapBiomass e seus serviços, e assim analisar e selecionar, sempre que possível, os valores derivados de áreas de estudo com características mais próximas a do presente estudo. No total, foram selecionados 210 valores divididos em 15 serviços ecossistêmicos, agrupados em seis classes/ecossistemas, sendo a maioria deles estimados para os ecossistemas de floresta e mangue (TABELA 2.5). Alguns serviços ecossistêmicos possuem mais registros de valores estimados do que outros, como é o caso dos serviços de polinização e matéria prima, com 43 e 41 estimativas respectivamente, enquanto para outros serviços ecossistêmicos as informações são limitadas e até inexistentes. Os valores médios calculados para cada serviço ecossistêmico, segundo cada classe, foram utilizados como valor constante, em valor internacional por hectare/ano, nível de preço de 2020 (TABELA 2.5).

Tabela 2.5 – Número, média e desvio padrão dos valores dos serviços ecossistêmicos adotados para a bacia hidrográfica do rio Gurupi (US\$/hectare/ano; nível de preço de 2020).

	N	Média	Desvio Padrão
Floresta			
Alimentos	5	73,36	40,89
Matéria Prima	18	776,81	2070,58
Recursos genéticos	4	508,13	210,67
Regulação climática	5	1225,50	1349,50
Moderação/controlado de eventos extremos	1	41,56	0,00
Regulação do Fluxo de Água	6	9,74	15,35
Polinização	43	242,32	553,07
Formação savânica			
Regulação climática	3	114,94	59,67
Controle Biológico	2	1,21	0,99
Mangue			
Alimentos	25	2200,83	5037,26
Matéria Prima	6	991,26	1415,32
Regulação climática	13	241,53	298,59
Tratamento de resíduos	3	33,39	24,29
Manutenção dos ciclos de vida	1	24189,76	0,00
Oportunidades para turismo e recreação	12	5997,13	11287,57
Valor existencial/herança	4	7211,22	8199,04
Agricultura			
Alimentos	5	9409,16	721,49
Silvicultura			
Matéria Prima	17	7819,34	11937,23
Recursos Medicinais	2	9,36	4,31
Manutenção da fertilidade do solo	34	106,11	128,30
Rio, lago e Oceano			
Água	1	153,21	0,00
Total	210		

Fonte: Elaborado com base nos dados do *Ecosystem Services Valuation Database- ESVD*.

Estimativa do valor econômico dos serviços ecossistêmicos

Para estimar o valor econômico total dos serviços ecossistêmicos (VSE) da BHG, primeiramente, calculamos o valor total por hectare de cada classe/ ecossistema (VETha) a partir da soma dos valores médios dos seus respectivos serviços ecossistêmicos (TABELA 2.5). O VSE será então calculado a partir da somatória do valor total por hectare de classe (TABELA 2.5) multiplicados pela área de cada tipo de classe/ecossistema a eles atribuídos, para cada ano adotado (Equação (1)).

$$VSE_i = \sum (Area_{ki} \times VETha_k) \quad (1)$$

Onde VSE_i (expresso em US\$/hectare/ano) é o valor estimado total dos serviços ecossistêmicos do ano *i*, Area_{ki} é a área (ha) da classe/ecossistema *k* de um determinado ano *i* e VETha é o valor total estimado por classe *k*.

A partir do valor econômico total dos serviços ecossistêmicos estimado para cada ano (1985 1995, 2005, 2015, 2021) será possível comparar as diferenças e assim estimar possíveis perdas em valor econômico dos serviços ecossistêmicos devido a mudanças de uso da terra.

2.3 Resultados

Mudanças de Uso e Cobertura na bacia do rio Gurupi

Os dados do MapBiomas da coleção 7 mostram que para o ano de 2021 os principais tipos de uso e cobertura da Terra na BHG são floresta (58,3%) e agropecuária (41,1%). Nos últimos 36 anos, a paisagem da BHG passou por diversas alterações com perdas substanciais nas áreas de floresta (25% de perda) e aumento das áreas relativas às atividades agropecuárias (92% de ganho) (TABELA 2.1).

Embora as áreas de pastagens correspondam a 79% das atividades agropecuárias, esse aumento nos últimos 36 anos teve também uma forte contribuição das áreas agrícolas, que passaram 1096 para 251346 hectares, devido principalmente ao aumento do plantio de soja na região. Nesse período também houve um aumento de áreas urbanizadas (312%) e de atividades de mineração (437%).

Estimativa do valor dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Gurupi

Com base nos valores de área das classes de uso e cobertura da Terra da BHG e da base de dados do ESVD foi possível estimar o valor econômico de 13 serviços ecossistêmicos por seis tipos de classe/ecossistema e também o valor econômico total dos serviços ecossistêmicos da BHG. O valor total estimado para o ano de 2021 foi de US\$ 8737 milhões por ano (nível de preço de 2020), como apresentados na tabela 2.6. Esse valor é referente aos valores médios encontrados na base de dados do ESVD, o qual assumimos como o valor unitário constante por unidade de área. Caso fossem considerados os valores mínimos e máximos, o valor total estimado para a BHG teria uma variação de USD 2872 a 30894 milhões por ano em 2021, respectivamente. Vale ressaltar que os resultados apresentados neste artigo refletem os valores disponíveis na ESVD, portanto, representa apenas uma parcela dos serviços ecossistêmicos.

Tabela 2.6 – Valor econômico dos serviços ecossistêmicos estimados para as classes de uso e cobertura da bacia do rio Gurupi para diferentes anos.

UCT*	VSE (Milhões de US\$ por ano) **					Mudanças no VSE***				
	1985	1995	2005	2015	2021	(1985-1995)	(1995-2005)	(2005-2015)	(2015-2021)	(1985-2021)
Floresta	7782,0	7050,2	6026,2	5590,5	5821,1	-731,7	-1024,0	-435,7	230,7	-1960,8
Formação savânica	0,6	0,3	0,0	0,1	0,2	-0,3	-0,3	0,0	0,2	-0,4
Mangue	166,4	166,8	162,9	164,1	163,7	0,5	-3,9	1,2	-0,4	-2,6
Agricultura	10,3	12,1	319,0	1613,4	2365,0	1,8	306,9	1294,4	751,6	2354,6
Silvicultura	0,0	3,6	177,6	317,1	385,4	3,6	173,9	139,6	68,2	385,4
Rio, lago e Oceano	0,7	1,4	1,6	1,5	1,3	0,8	0,2	-0,1	-0,1	0,7
Total	7959,9	7234,5	6687,3	7686,7	8736,8	-725,3	-547,2	999,3	1050,1	776,9

*UCT – Uso e Cobertura da Terra

**Nível de preço de 2020

***VSE – Valor dos Serviços Ecossistêmicos

As áreas de floresta são as que entregam o maior valor em serviços ecossistêmicos em todos os anos analisados (TABELA 2.6). Em 1985, primeiro ano da análise, a segunda posição era ocupada pelas áreas de vegetação de mangue, mas ao longo dos 36 anos analisados essa situação foi mudando devido a expansão das áreas de agricultura e silvicultura.

Embora as áreas de agricultura correspondam a somente cerca 7% da área total da BHG, o valor total dos serviços ecossistêmicos por unidade de área (ha) teve um valor estimado alto, atribuído ao serviço de provisão de alimentos (TABELA 2.6).

As mudanças no valor econômico total dos serviços ecossistêmicos devido as mudanças de cobertura e uso da terra na bacia do rio Gurupi refletiram em perda nos períodos de 1985-1995 e 1995-2005, devido principalmente a diminuição da área florestal (TABELA 2.6). Já nos períodos posteriores, de 2005-2015 e 2015-2021, houve um balanço positivo em razão, principalmente, do aumento nas áreas agrícolas e de silvicultura.

Nos últimos 36 anos, as maiores perdas em valor de serviços ecossistêmicos foram em relação aos ecossistemas florestais, que tiveram uma perda de cerca de US\$ 1961 milhões (Tabela 2.6). Apenas nos últimos 6 anos (2015-2021) houve uma mudança positiva em relação a tendência de perda de valor da área florestal na região, com ganho de R\$ 231 milhões, resultado do aumento de cerca de 8165 hectares de floresta.

Outras formações florestais como as formações savânicas e mangue também tiveram perdas em valor de serviços ecossistêmicos, estimadas em US\$ 0,4 e 2,6 milhões, respectivamente. As áreas de manguezais, apesar de representarem uma pequena porção da bacia do rio Gurupi (0,12% da área total), tiveram um valor estimado para o ano de 2021 de US\$ 164 milhões. Os serviços fornecidos pelos ecossistemas de mangue apresentam um alto valor econômico para a BHG, principalmente em relação a manutenção dos ciclos de vida, valor existencial/herança, oportunidades para recreação e turismo e fornecimento de alimentos (TABELA 2.5).

As classes referentes às atividades de agricultura e silvicultura tiveram uma mudança positiva em valor econômico de serviços ecossistêmicos de US\$ 2355 e 385 milhões, respectivamente, nos últimos 36 anos. O ecossistema 'rios, lagos e oceanos' também tiveram um ganho positivo em valor de serviços ecossistêmicos nos últimos 36 anos, apesar da perda de área nos períodos de 2005-2015 e 2015-2021. O único valor estimado para essa classe, refere-se ao serviço ecossistêmico de provisão de água, no entanto, outros serviços como fornecimento de alimentos (peixe, camarão, caranguejo) também são muito utilizados por

comunidades localizadas ao longo da BHG, tanto para a subsistência quanto para geração de renda.

2.4 Discussão

Esse estudo mostrou que a diminuição nas áreas de florestas refletiu em uma perda de valor monetário de serviços ecossistêmicos bastante representativa (US\$ 1961 milhões de dólares, cerca de 25%) ao longo de todo o período entre 1985 e 2021, resultante da mudança de usos da terra, que impactou as florestas. Em uma área de expansão da fronteira como a região do Gurupi, é comum que as florestas sejam convertidas em pastos e agricultura, o que tem causado perdas consideráveis de florestas (Pereira; Vieira, 2019). De todo modo, nota-se que essas transformações foram intensificadas, principalmente, no período de 1995 a 2005. Embora saibamos que a dinâmica do uso da terra é o principal vetor de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos providos pelas bacias hidrográficas (Andrade *et al.*, 2012) há poucos estudos que mostram a magnitude das perdas de SE em termos financeiros.

Os resultados mostraram que na bacia do Gurupi a dinâmica do uso da terra entre os anos de 1985 e 2021 teve um impacto positivo no valor total de serviços gerados, porém, com perdas nos decênios de 1985-1995 e 1995-2005. As mudanças na configuração da cobertura da Terra geraram um ganho líquido de 9,8%, sendo que áreas agrícolas que tiveram suas áreas aumentadas – foram as que mais contribuíram para esse aumento. Os altos valores de serviços ecossistêmicos estimados para as áreas de agricultura (aumento de US\$ 2344,6 milhões entre 1985 a 2021) devem ser vistos com cautela, uma vez que 84% das áreas agrícolas na BHG são ocupadas por plantio de soja, destinadas principalmente à exportação. Assim, embora essa mudança recente tenha aumentado a produção alimentar, enfraqueceu as funções dos ecossistemas naturais, tais como a regulação do clima, e da qualidade da água e polinização, na bacia, prestados pelas florestas. Essas áreas de plantio de soja, segundo os dados do MapBiomias (COLEÇÃO 7), se concentram principalmente na porção sudoeste da bacia, nos municípios de Paragominas, Ulianópolis e Dom Eliseu, no estado do Pará.

A diminuição das áreas de mangue é preocupante, uma vez que essas áreas são importantes berçários para a vida marinha (Whitfield, 2017), sendo abrigo de uma diversidade de peixes e outros frutos do mar, importantes fontes de nutrição para a população. Além disso, as áreas de mangue fornecem um conjunto de serviços culturais como, por exemplo, recreação e turismo, importância religiosa e valores educacionais, os quais tem sido foco de inúmeros estudos (Moore *et al.*, 2022).

As áreas agrícolas desempenham um papel importante na economia local dos municípios localizados no leste da Amazônia, entretanto, o valor da produção agrícola está concentrado em uma porção pequena das culturas, entre elas o açaí, a mandioca, a soja, a pimenta-do-reino e o cacau (Borges *et al.*, 2020). Segundo os autores, boa parte das culturas produzidas no estado do Pará dependem de outros serviços ecossistêmicos como, por exemplo, a polinização por animais, sendo estimada com um alto valor econômico para a região.

Assim como as áreas agrícolas, as áreas de silvicultura tiveram um aumento expressivo no período analisado, que pode estar relacionado ao crescimento de plantações de eucalipto na fronteira agrícola da Amazônia Legal maranhense (Oliveira, 2019), assim como nos municípios de Dom Elizeu, Paragominas, Rondon do Pará e Ulianópolis, que concentra mais de 90% das florestas plantadas do Pará (Almeida; Vieira, 2022). O valor estimado para essa classe/ecossistema se refere aos serviços ecossistêmicos de fornecimento de matéria prima, recursos medicinais e manutenção da fertilidade do solo. É preciso ressaltar que plantações de árvores não restauram ambientes diversos e complexos como as florestas (Almeida; Vieira, 2022), e portanto, monoculturas de eucalipto não devem ser consideradas em projetos de restauração ecológica.

As áreas de floresta são essenciais para a manutenção da vida na terra, uma vez que fornece serviços primordiais, tais como provisão de alimentos, água, matéria prima, recursos medicinais, entre outros. Além disso, as florestas desempenham um papel importante na regulação do clima, na qualidade do ar, dispersão de sementes, polinização, no controle de pragas, na moderação/regulação de eventos extremos, na provisão de habitat e proteção da biodiversidade (Brockhoff *et al.*, 2017). Essas áreas florestais estão mais concentradas nas áreas protegidas da bacia, como os territórios indígenas, quilombolas e unidades de conservação, os quais têm sido importantes na conservação dos fragmentos florestais na região (Pereira; Vieira, 2019). No entanto, o aumento do desmatamento e degradação, devido a extração ilegal de madeira e incêndios florestais, representam um risco à manutenção e fornecimento dos serviços ecossistêmicos e também à integridade física e ao bem-estar das populações tradicionais que vivem na região (Celentano *et al.*, 2018). Vale ressaltar que o desmatamento e a degradação de grandes áreas florestais na Amazônia afetam também as áreas circundantes, diminuindo a umidade do solo, aumentando a frequência de incêndios florestais e consequentemente a produtividade, comprometendo assim serviços ecossistêmicos chave (Foley *et al.*, 2007).

Implicações para Pagamento por Serviços Ambientais

Existe uma diversidade de valores associados aos serviços ecossistêmicos, os quais podem ser monetários (econômica) ou não monetários (sociocultural). Embora haja um debate amplo na literatura sobre a atribuição de valor monetário aos serviços ecossistêmicos, sob a justificativa de que abre caminho para a comoditização da natureza (Martin-Ortega, 2019; Robertson, 2011), essa valoração é importante quando analisamos regiões extensas, onde seria inviável, em termos de recursos financeiros e humanos, avaliar a importância sociocultural de todos os grupos sociais pertencentes ao local. Além disso, o valor ou importância dada um determinado conjunto de serviços ecossistêmicos difere entre culturas. Nesse aspecto, a avaliação monetária se constitui uma ferramenta de conservação mais pragmática, sendo utilizada tanto para informar e conscientizar sobre as perdas que poderiam ser evitadas com medidas de conservação, quanto para basear o desenvolvimento de iniciativas e mobilização para a elaboração de esquemas de pagamentos por serviços ambientais.

Em comunidades locais amazônicas, como as comunidades tradicionais da BHG, esse instrumento de pagamento por serviços ambientais pode ser utilizado como um mecanismo de incentivo na redução do desmatamento e degradação da floresta, por meio de ações e atividades de conservação, promovendo a melhoria na provisão de serviços ecossistêmicos e os meios de vida das populações locais. Recentemente, a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (Lei nº 14.119) foi instituída no Brasil (Brasil, 2021), reconhecendo a importância da atividade humana na manutenção, recuperação e melhoria dos serviços ambientais, o que pode representar um meio para impulsionar a restauração florestal no país. Segundo a Lei nº 14.119, terras indígenas, territórios quilombolas e outras áreas legitimamente ocupadas por populações tradicionais podem ser objeto do Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA).

Na região amazônica tais programa, se bem elaborados e implementados, geram resultados sociais e ambientais positivos, desde que abordem aspectos importantes, como a combinação de incentivos financeiros em espécie com o fomento a atividade produtivas baseadas em diversidade, como os sistemas agroflorestais; promoção da capacitação e participação equitativa e transparente (Montero-De-Oliveira *et al.*, 2023), além de estratégias de fiscalização que visem melhorar o desempenho do programa (Naime *et al.*, 2022).

Por outro lado, é necessário ter em conta que essas estratégias fazem sentido, quando associadas a uma leitura estruturada da forma de evolução da dinâmica agrária na região. O que

implicaria em um estudo mais detalhado dos padrões tecnológicos e de racionalidade econômica hoje presentes na região, organizando a forma de ocupação do espaço e território, ao mesmo tempo em que tomam decisões sobre as diferentes formas de uso e cobertura da terra.

3.1 Conclusões

O conceito de serviços ecossistêmicos possibilita relacionar as funções dos ecossistemas com o bem-estar humano e suas atividades, logo o entender e reconhecer o valor atribuído aos benefícios provenientes desses serviços é importante para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas e seus recursos naturais. No entanto, destaca-se o papel indispensável da avaliação conjunta do papel dos diferentes modelos de uso e cobertura da terra, como mecanismos efetivos de uso eficiente dos serviços ecossistêmicos.

Embora o ESVD apresente algumas limitações, principalmente em relação a escassez ou inexistência de dados sobre muitos serviços ecossistêmicos importantes para a região amazônica, a estimativa do valor econômico dos serviços ecossistêmicos para a bacia do rio Gurupi, com base nos dados de uso e cobertura da Terra dos últimos 36 anos, se mostrou uma ferramenta importante para analisar e estimar a magnitude das perdas econômicas e financeiras relacionadas às mudanças dos ecossistemas nativos na paisagem da região.

Esse estudo mostrou que a diminuição nas áreas de florestas refletiu em uma perda de valor monetário de serviços ecossistêmicos bastante representativa. O balanço positivo dos últimos 36 anos em relação ao valor total dos serviços ecossistêmicos foi derivado principalmente do aumento de áreas agrícolas, no entanto, esse dado deve ser analisado com precaução, uma vez que, embora áreas agrícolas forneçam serviços ecossistêmicos como os alimentos, na bacia do rio Gurupi a maior parte dessas áreas é destinada ao plantio de soja, que não tem como prioridade garantir a segurança alimentar da região. Além disso, áreas de floresta fornecem uma diversidade maior de serviços ecossistêmicos, que incluem serviços de provisão, regulação/manutenção e também culturais.

As informações sobre o valor dos serviços ecossistêmicos e suas mudanças devido as alterações de uso e cobertura da Terra são importantes e podem servir para aumentar a consciência de diferentes atores, dos mais variados campos, sejam eles da sociedade civil, empresarial ou político, sobre o quanto se perde ou deixa de ganhar por não conservar ou restaurar áreas de alto valor ecológico e econômico na região amazônica.

CAPÍTULO 3 PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS E SEUS EFEITOS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA

Resumo

O Leste da Amazônia é uma das áreas mais degradadas da Amazônia brasileira. Os remanescentes florestais ainda presentes na região estão concentrados, principalmente, em áreas protegidas, tais como territórios indígenas, quilombolas e unidades de conservação de uso integral e sustentável. Nessa região, está localizada a bacia hidrográfica do rio Gurupi, uma importante bacia de abrangência interestadual, pertencente aos estados do Pará e Maranhão. Essa bacia engloba importantes áreas protegidas, mas que são permeadas por conflitos e ameaças que afetam a sua conservação e sustentabilidade e que intensificam o processo de fragmentação florestal, com efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos. Neste artigo, analisou-se a relação entre os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ecossistemas da paisagem da bacia do rio Gurupi e as condições desses fragmentos através das métricas de paisagem. Para a análise da fragmentação de habitats foram empregadas métricas da paisagem em quatro categorias (área e borda, forma, área central, e agregação) na escala de classe. Os resultados revelam um aumento na fragmentação de habitats florestais, resultado da perda de área, aumento do número de fragmentos, redução no número de áreas centrais e aumento do efeito de borda. Além disso, os resultados mostram que no mesmo período houve um aumento expressivo da degradação da qualidade de habitats e redução do estoque de carbono na paisagem.

Palavras-chave: métricas da paisagem; fragmentos florestais; estoque de carbono; qualidade de habitat.

Abstract

The Eastern Amazon is one of the most degraded areas of the Brazilian Amazon. The forests still present in the region are mainly concentrated in protected areas, such as indigenous and quilombolas territories, and conservation units. The Gurupi river basin is located in this region and it is an important interstate basin, belonging to the states of Pará and Maranhão. This basin encompasses important protected areas, but they are permeated by conflicts and threats that affect its conservation and sustainability, and that intensify the process of forest fragmentation, with effects on the provision of ecosystem services. In this paper, we analyzed the relationship

between the ecosystem services provided by the landscape ecosystems of the Gurupi river basin and the conditions of these fragments through landscape metrics. For the analysis of habitat fragmentation, landscape metrics were used in four categories (area and edge, shape, core area, and aggregation) on the class scale. The results reveal an increase in the fragmentation of forest habitats, resulting in area loss, an increase in the number of fragments, a reduction in the number of core areas and an increase in the edge effect. In addition, the results show that in the same period there was a significant increase in the degradation of the quality of habitats and a reduction in the carbon stock in the landscape.

Keywords: landscape metrics; forest fragments; carbon stock; habitat quality.

3.1 Introdução

As florestas tropicais são responsáveis por metade da biodiversidade terrestre (Pimm; Raven, 2000) e um terço da produtividade da terra (Malhi *et al.*, 2012) e provêm benefícios para as populações com serviços de proteção de mananciais hídricos, conservação e regulação de clima e um número grande de produtos florestais (Brandon *et al.*, 2014) que são explorados para subsistência e comércio. A contínua e crescente conversão dessas áreas em áreas agrícolas e urbanas tem causado crescente perda e fragmentação de habitats (Laurance *et al.*, 2011) e esses tipos de distúrbios dificultam o fluxo de animais e plantas na paisagem, aumentam o efeito de borda, dificultando assim a manutenção da biodiversidade em paisagens antrópicas (Lewis *et al.*, 2015).

A fragmentação envolve a divisão dos habitats e dos ecossistemas em parcelas menores e mais isoladas. A fragmentação é um processo complexo, no qual a perda e o isolamento de habitats são os fatores mais importantes (Yu; Wu; Liu, 2019) mas ocorre também uma mudança na configuração do habitat (Fahrig, 2003), ou seja, um número diferente de fragmentos ou um isolamento relativo entre eles. Cerca de 10% das áreas de floresta tropical é formado por fragmentos menores que 10 mil ha (Taubert *et al.*, 2018).

Na Amazônia, a perda de habitats, devido as mudanças de uso da terra associada ao desmatamento de florestas, tem como um dos principais vetores a agropecuária, tendo como consequência a perda de biomassa (Bonini *et al.*, 2018), de biodiversidade e consequentemente

a perda na capacidade de provisão de diversos serviços ecossistêmicos (Leite-Filho *et al.*, 2021). No leste da Amazônia, as mudanças de uso e cobertura da Terra são mais intensas. Os poucos remanescentes de floresta estão concentrados, principalmente, em áreas protegidas, mas que são constantemente ameaçados por conflitos de terra, exploração ilegal de madeira e pela expansão de atividades agrícolas, ameaçando assim a conservação e sustentabilidade dessas áreas (Celentano *et al.*, 2018; Paiva *et al.*, 2019; Silva Júnior *et al.*, 2020, 2022).

As mudanças intensas e drásticas na paisagem devido às atividades antrópicas têm efeitos na estrutura da paisagem (Almeida; Vieira; Ferraz, 2020), tornando-a mais fragmentada, afetando assim os processos e funções ecológicas dos ecossistemas, e conseqüentemente o fornecimento de serviços ecossistêmicos, com impactos no bem-estar humano. Muitos estudos tem abordado os efeitos das mudanças de uso e cobertura da Terra na capacidade de fornecimento dos serviços ecossistêmicos (Burkhard *et al.*, 2009, 2015; Sieber *et al.*, 2021; Siqueira-Gay *et al.*, 2020; Soheli; Mukul; Burkhard, 2014), assim como a relação entre os padrões da paisagem e a provisão desses serviços (Li *et al.*, 2022; Li; Zhao; Hou, 2023). Na região amazônica, detentora de umas das maiores redes hidrográficas e de uma abundante fonte de riqueza natural, entender a relação entre os padrões da paisagem e os serviços ecossistêmicos se reverte de grande importância para o planejamento do uso do solo e também para enfrentar os desafios da sustentabilidade.

Os habitats naturais assim como os habitats antropizados fornecem, em graus diferentes, serviços ecossistêmicos essenciais. Ecossistemas florestais apresentam uma capacidade maior de provisão de diversos bens e serviços ecossistêmicos (Sieber *et al.*, 2021; Siqueira-Gay *et al.*, 2020; Soheli; Mukul; Burkhard, 2014), entretanto, encontram-se sob constante pressão devido, principalmente, a perturbações de origem antrópica. Esses fatores levam a perda e fragmentação de habitats, a degradação dos recursos naturais e a biodiversidade, o que irá ter efeitos na capacidade de fornecimento de serviços ecossistêmicos. Logo, é importante avaliar não só as mudanças nos tipos de cobertura, mas também a configuração espacial dos habitats.

As Bacias hidrográficas são unidades organizacionais importantes e se constituem um limite natural para ecossistemas, uma vez que uma série de processos ocorrem dentro de seus limites (Allen; Hoekstra, 1992). Sendo assim, sob uma perspectiva geomorfológica e hidrológica, uma bacia hidrográfica forma uma paisagem natural, podendo ser considerada como uma paisagem relativamente fechada, embora haja fluxo de entrada e saída de energia e materiais (Cushman; Mcgarigal, 2008; Mcgarigal, 1995, 2015). Dessa forma, ações que visem

a conservação desses divisores de água são importantes para conservação da diversidade biológica e também para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Luck *et al.*, 2009).

Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo mensurar a perda e a fragmentação de habitats na bacia hidrográfica do rio Gurupi, na Amazônia oriental, em 35 anos (1985-2020) e analisar quais os seus possíveis efeitos no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Para isso, foram traçados os seguintes objetivos específicos: (1) avaliar a variação de diferentes métricas de paisagem associadas à fragmentação de habitats; (2) quantificar e mapear as mudanças no estoque de carbono da paisagem; (3) mapear as variações na qualidade de habitat da paisagem.

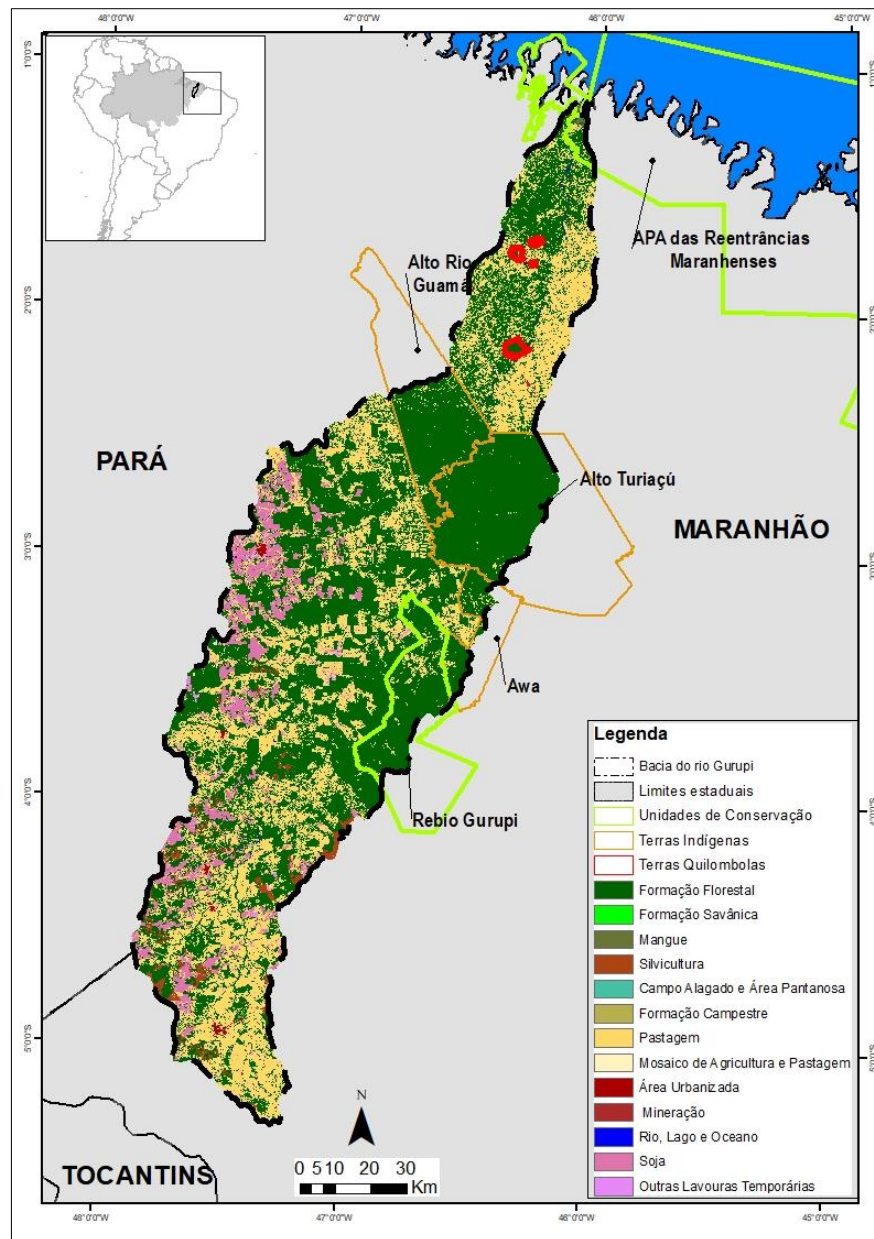
3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Gurupi está localizada na região leste da Amazônia brasileira, a qual compreende parte dos estados do Pará e Maranhão (FIGURA 3.1). O seu rio principal é o rio Gurupi, formado a partir da união dos rios Açailândia e Itinga, que se estende por mais de 700 km aproximadamente, o qual se constitui um divisor natural entre os estados do Pará e Maranhão, até desaguar na baía do Gurupi, no Oceano Atlântico (Uema, 2016). A bacia do rio Gurupi está localizada na região central do Centro de Endemismo Belém, uma das áreas de endemismo mais desmatadas da Amazônia brasileira (Braz *et al.*, 2016). Apesar desse *status*, a região abriga diversas espécies animais e vegetais ameaçadas de extinção (Almeida; Vieira, 2010; Anjos *et al.*, 2021). além de uma grande diversidade cultural. A população da bacia do rio Gurupi é composta por uma mistura de diferentes comunidades étnicas, assentadas ao longo do rio Gurupi.

Aproximadamente 20% do território da bacia do rio Gurupi está protegido (Pereira; Vieira, 2019), seja como unidades de conservação (Reserva Biológica do Gurupi e da Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses), terras indígenas (Awá, Alto Turiaçu e Alto Rio Guamá), ou como territórios quilombolas (Bela Aurora, Camiranga, Itamoari, Paca e Aningal). Juntas formam um conjunto de áreas florestadas importantes na preservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. No entanto, essas áreas vêm sendo ameaçadas em razão do aumento do desmatamento e degradação, principalmente para a exploração ilegal madeireira (Celentano *et al.*, 2017, 2018; Moura *et al.*, 2011; Barros; Barbosa, 2015; Paiva *et al.*, 2019).

Figura 3.1- Mapa de localização da bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia.



Fonte: Da autora. Base de dados do MapBiomias (COLEÇÃO 7), Incra (2019), Ibge (2018), ANA (2019), MMA (2019).

3.2.2 Fontes de Dados

Os dados geospaciais utilizados para calcular as métricas da paisagem, o estoque de carbono e a qualidade de habitat tem como base os dados de uso e cobertura da Terra do projeto MapBiomias, coleção 7.0 (MAPBIOMAS, 2022). O projeto MapBiomias produz e disponibiliza dados anuais de uso e cobertura da terra para toda para todos os biomas brasileiros. Os dados de uso e cobertura da terra são resultados da classificação pixel a pixel de imagens de satélite Landsat, processados pelo método *Machine Learning* utilizando a plataforma *Google Earth*

Engine (Souza Junior *et al.*, 2020). A coleção 7 contém mapas de usos e cobertura da terra com uma resolução espacial de 30 m por pixel, incluindo 27 classes em quatro níveis de nomenclatura, cobrindo um período desde 1985 a 2021.

O território da bacia hidrográfica do rio Gurupi, como mostra a figura 3.1, possui 58% de cobertura florestal (MAPBIOMAS, 2021), incluindo ecossistemas florestais, de savana e de mangue. Outros ecossistemas naturais não florestais como formação campestre, apicum, campos alagados e áreas pantanosas também estão presentes, embora em menor proporção. As atividades agropecuárias (principalmente pastagem) ocupam cerca de 41% da área do território. Ao longo da bacia também encontramos áreas urbanas, atividades de mineração, além de praias, dunas e corpos d'água. Vivem na região do Gurupi comunidades tradicionais quilombolas e indígenas, pequenos e grandes proprietários rurais e também a população que vive nas cidades que integram a bacia.

3.2.3 Processo metodológico

Métricas de paisagem

Primeiramente, foram selecionadas as imagens de uso e cobertura da Terra para a área de estudo em anos distintos, 1985, 1995, 2005 e 2015 e 2020, para o recorte geográfico bacia hidrográfica nível 2 – Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, referente a área de estudo, através da plataforma *Google Earth Engine*, disponibilizadas pelo projeto MAPBIOMAS COLEÇÃO 7. A imagem em formato matricial foi reprojeta para *Universal Transverse Mercator* (UTM) zona 23S, Datum SIRGAS 2000. Os mapas foram reclassificados, agrupando o número de classes presentes em cinco classes (floresta, formação natural não florestal, agropecuária, área não vegetada e corpos d'água), que correspondem às classes de nível um do MapBiomias. Para a quantificação da estrutura da paisagem, focamos principalmente nos habitats florestais, compostos pelas classes de formação florestal, formação savânica e mangue.

Para analisar a fragmentação de habitats florestais da paisagem da bacia hidrográfica do rio Gurupi, foram avaliados os seguintes indicadores de processo de fragmentação de habitats: redução da área de habitat, aumento do isolamento dos fragmentos e aumento da borda. Esses indicadores refletem diferentes características dos padrões de distribuição dos elementos de uma paisagem (Fahrig, 2017; Li *et al.*, 2022; Mitchell *et al.*, 2015). Esses processos de fragmentação de habitat foram quantificados a partir de métricas da paisagem em quatro

categorias (área e borda, forma, área central e agregação), através do software Fragstats 4.2. As métricas quantificadas estão apresentadas na tabela 3.1. Para as métricas de área central, utilizou-se uma distância de 100m para a largura de borda, porque segundo (Laurance *et al.*, 2002), mesmo a essa distância das bordas da floresta os efeitos de borda ainda são detectados.

Tabela 3.1 - Métricas espaciais utilizadas para a quantificação da estrutura da paisagem da bacia hidrográfica do rio Gurupi, leste da Amazônia.

Métrica	Sigla (em inglês)	Unidade	Intervalo
Área Total da Classe	CA	ha	AREA > 0
Porcentagem da área da classe em relação à paisagem	PLAND	%	0 < PLAND ≤ 100
Número de fragmentos	NP	-	NP ≥ 1
Tamanho Médio do Fragmento	AREA_MN	ha	AREA_MN > 0
Desvio padrão do tamanho do fragmento	AREA_SD	ha	-
Total de Bordas	TE	m	TE ≥ 0
Índice de forma médio	SHAPE_MN	-	SHAPE_MN ≥ 1
Número de áreas centrais	NDCA	unidade	NDCA ≥ 0
Área central total	TCA	ha	TCA ≥ 0
Porcentagem da área do núcleo em relação à paisagem	CPLAND	%	CPLAND ≥ 0
Área Central Média	CORE_MN	ha	CORE_MN ≥ 0
Desvio padrão da área central média	CORE_SD	ha	-
Distância média do vizinho mais próximo	ENN_MN	m	ENN_MN > 0
Desvio Padrão da Distância média do vizinho mais próximo	ENN_SD	m	-
Índice de Proximidade Médio	PROX_MN	-	PROX ≥ 0.
Desvio Padrão do Índice de Proximidade Médio	PROX_SD	-	-

Fonte: Adaptado Mcgarigal, K. (2015) FRAGSTATS Help.

A quantificação das métricas da paisagem foi feita para os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020. O cálculo das métricas da paisagem para bacia do rio Gurupi em diferentes períodos permite quantificar as diferenças e as mudanças na cobertura da Terra, além de gerar informações importantes para a conservação de habitats e áreas centrais de habitats.

Avaliação dos serviços ecossistêmicos

Para entender melhor como a fragmentação da paisagem afeta os serviços ecossistêmicos foram avaliados dois tipos de serviços: estoque de carbono e qualidade de habitat, classificados como serviços de regulação e suporte (MEA, 2005), respectivamente. A escolha desses dois tipos de serviços foi feita devido a relevância dos mesmos para áreas florestais e porque também são influenciados pela diminuição ou perturbações nessas áreas. Além disso, a disponibilidade de dados também foi um fator importante, uma vez que o modelo não requer tantos dados, muitas vezes indisponíveis para avaliar outros serviços ecossistêmicos.

Os serviços de estoque de carbono e qualidade de habitat foram calculados através dos módulos do modelo InVEST (*Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*) versão 3.13.0. Esse programa foi desenvolvido por especialistas do Natural Capital Project, em parceria com as Universidades de Stanford e Minnesota, e também com as Organizações Não Governamentais The Nature Conservancy e World Wildlife Fund. Os modelos do programa exploram como as mudanças nos ecossistemas de uma paisagem podem afetar o fluxo de benefícios para as pessoas (Natural Capital Project, 2022).

Para estimar a quantidade atual de carbono estocado em uma paisagem ou a quantidade de carbono sequestrado durante um determinado período, o modelo de ‘Estoque e Sequestro de Carbono’ do InVEST utiliza mapas de uso e cobertura da Terra juntamente com os estoques de carbono em quatro compartimentos: (a) biomassa acima do solo; (b) biomassa abaixo do solo (raízes); (c) solo; e (d) matéria orgânica morta (inclui serrapilheira e madeira morta caída e/ou em pé).

Para a aplicação do modelo foram utilizados os dados em raster de uso e cobertura da Terra do Projeto MapBiomass – Coleção 7 (MapBiomass, 2022). Os parâmetros de entrada dos estoques de carbono nos diferentes compartimentos foram obtidos a partir dos estudos de Berenguer *et al.* (2014), Bonini *et al.* (2018), Damian *et al.* (2021), Miranda *et al.* (2014), Nogueira (2008) e Kauffmann *et al.* (2018), focando principalmente em estudos feitos para a região amazônica, em áreas em que a condição climática e a vegetação eram similares às da área de estudo. Os parâmetros utilizados nesse estudo e mais detalhes são apresentados no apêndice A.

Para calcular a qualidade de habitat, o modelo de Qualidade de Habitat do InVEST combina dados de mudança de uso e cobertura da terra com dados sobre ameaças à integridade dos habitats e a sensibilidade deles a essas ameaças. A qualidade do habitat é definida então em

característico no leste da Amazônia (Rivero *et al.*, 2009). Os resultados mostram que entre 1985 e 2020, a classe formação natural não florestal foi a que teve a maior perda de área (39%), seguida pela as áreas de floresta, que diminuíram em 26% (TABELA 3.3). A maior redução na área de floresta ocorreu entre 1995 e 2005, o que coincide com as altas taxas de desmatamento observadas nesse período para a Amazônia (Inpe, 2023). Por outro lado, as áreas ocupadas por atividades agropecuárias aumentaram cerca de 95% e as áreas não vegetadas em 322% (TABELA 3.3).

Tabela 3.3 - Mudanças de Uso e Cobertura da Terra na bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia

Classes de Uso e Cobertura	Área									
	1985		1995		2005		2015		2020	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Floresta	2716659,5	78,0	2459286,5	70,6	2100419,6	60,3	1948893,2	56,0	1999805,1	57,4
Formação Natural não Florestal	13963,7	0,4	8409,2	0,2	6875,6	0,2	6405,6	0,2	8501,0	0,2
Agropecuária	744372,5	21,4	999960,3	28,7	1357806,3	39,0	1509268,9	43,4	1454750,6	41,8
Área não vegetada	2033,9	0,1	4398,4	0,1	5736,1	0,2	7196,0	0,2	8580,7	0,2
Corpos d'água	4252,0	0,1	9234,2	0,3	10449,5	0,3	9523,8	0,3	9649,1	0,3

Fonte: Elaborado com base nos dados do MapBiomias (COLEÇÃO 7).

A quantificação das métricas da paisagem revelam que o número de fragmentos florestais (NP) aumentou em quase todos os períodos analisados, exceto no período entre 1995 e 2005. O número de fragmentos florestais aumentou de 16474 para 26512 em 35 anos, um aumento de 61% (TABELA 3.4). Os resultados também mostram que os fragmentos florestais remanescentes diminuíram o seu tamanho médio (AREA_MN) em 89 ha nos últimos 35 anos analisados, uma redução de 54,3% (TABELA 3.4). A variabilidade do tamanho dos fragmentos, no entanto, é bastante alta, o que indica menos uniformidade entre eles, com tamanhos de fragmentos bastante variados e menores. Além disso, houve aumento de cerca de 13,8% no total de bordas (TE), o que mostra que em 2020 existe mais borda quando comparado a 1985, o que é um sinal de fragmentação.

Nos períodos avaliados, houve pouca variação no índice de forma médio (SHAPE_MN). Valores baixos próximo a 1 indicam fragmentos de forma mais simples, o que seria bom para a biodiversidade, uma vez que fragmentos de forma mais irregulares teriam um efeito de borda maior. Segundo Vidolin *et al.* (2011), o índice de shape teria melhores valores próximos a 1.13, diferente dos resultados da bacia do rio Gurupi, o que revela fragmentos de formas mais irregulares.

Tabela 3.4 - Métricas da paisagem estimadas para os habitats florestais da bacia hidrográfica do rio Gurupi, leste da Amazônia

Métricas	BHG				
	1985	1995	2005	2015	2020
	Métrica de área e borda				
NP	16474,0	21064,0	19506,0	21798,0	26512,0
CA (ha)	2716659,5	2459286,5	2100419,6	1948893,2	1999805,1
AREA_MN (ha)	164,9	116,8	107,7	89,4	75,4
AREA_SD	18036,0	15067,4	10704,6	9405,7	8924,9
TE (km)	88158,2	94651,8	83300,0	90473,7	100295,4
	Métrica de forma				
SHAPE_MN	1,7	1,7	1,6	1,6	1,5
	Métricas de área central				
NDCA	6822,0	7610,0	8016,0	9712,0	10907,0
TCA (ha)	2281574,7	1984723,7	1664620,7	1490221,9	1490037,7
CPLAND (%)	65,5	57,0	47,8	42,8	42,8
CORE_MN (ha)	138,5	94,2	85,3	68,4	56,2
CORE_SD	15963,5	12784,9	9375,2	7992,3	7366,6
	Métricas de agregação				
ENN_MN (m)	108,0	547,1	150,1	544,9	888,4
ENN_SD	86,0	1066,0	229,9	1693,3	2950,5
PROX_MN	1124265,7	909800,3	291185,0	333765,2	530827,8
PROX_SD	2208654,9	1977216,1	959632,5	977693,1	1232012,4

Fonte: Da autora.

Houve também uma grande perda de área central na paisagem. Os resultados mostram que essas áreas perderam cerca 35% do total de área central (TCA) (TABELA 3.4), e diminuíram cerca de 59% (de 138 para 56 hectares) no tamanho médio da área central (CORE_MN). Apesar das áreas centrais serem um indicador melhor da qualidade da paisagem e da disponibilidade de habitat, o aumento do número dessas áreas (NDCA) associada a uma diminuição da área central total, confirma que as áreas florestais da bacia estão passando por considerável processo de fragmentação. As áreas centrais correspondem à área dentro do fragmento que está mais preservada, livre do efeito de borda. Logo, a perda no total e no tamanho médio dessas áreas é um indicativo importante da perda e fragmentação de habitats.

As métricas de agregação revelam que os fragmentos estão cada vez mais isolados, e isso pode afetar diversos organismos e processos ecológicos. Os resultados da distância média do fragmento mais próximo (ENN_MN) mostram que houve um aumento da distância entre os fragmentos de floresta nos anos observados, o que denota um aumento no grau de isolamento desses fragmentos. A diminuição do índice de proximidade médio (PROX_MN) indica uma redução na interação entre os fragmentos florestais, quando comparado à 1985. Valores mais altos desse índice indicam que a vizinhança de um determinado fragmento está sendo cada vez mais ocupada por fragmentos do mesmo tipo de classe. Valores mais baixos indicam que os fragmentos estão mais distantes e mais fragmentados.

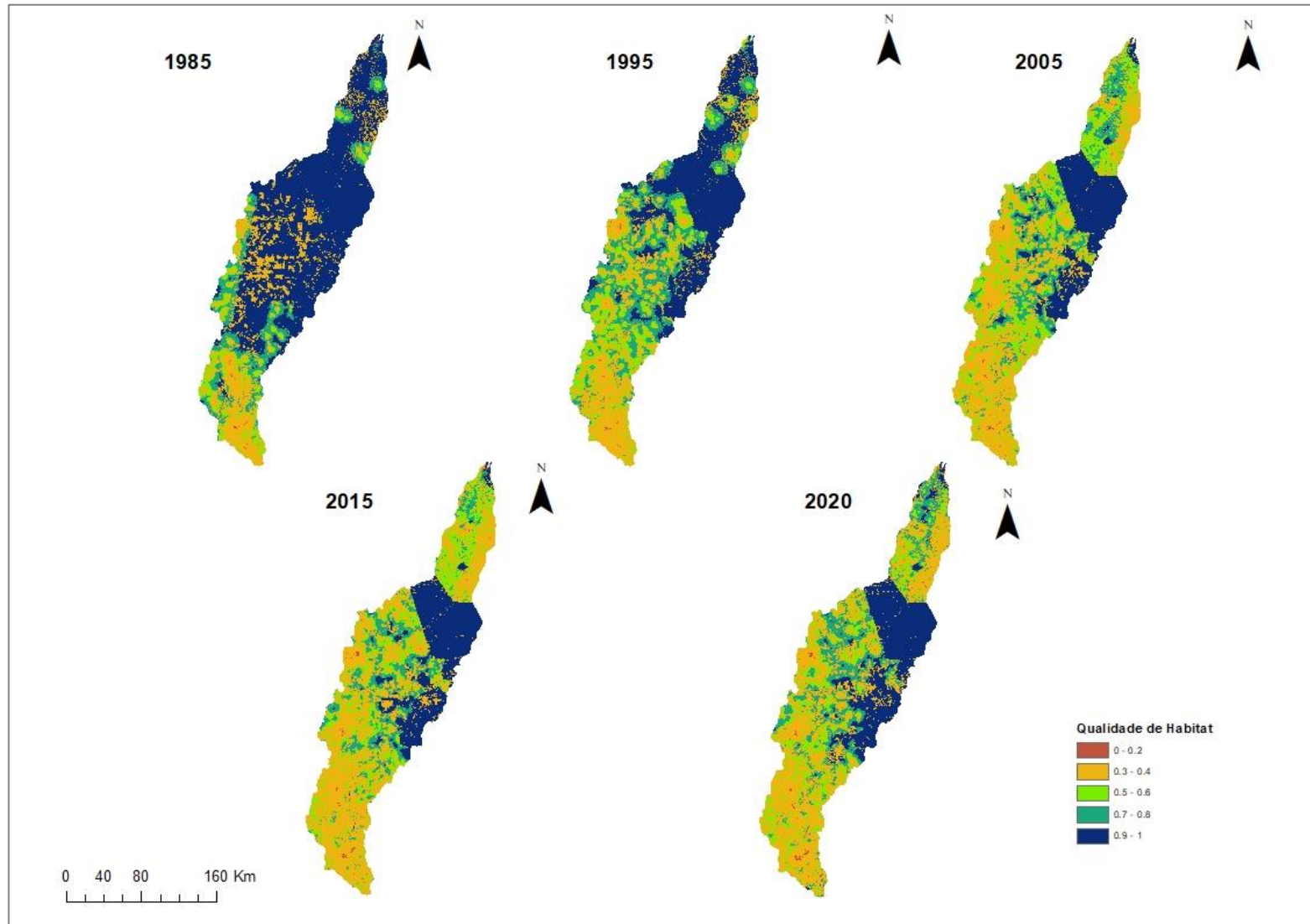
3.3.2 Relação entre Fragmentação e Serviços Ecossistêmicos

Os resultados do modelo de qualidade de habitat mostram que a qualidade dos habitats da bacia do rio Gurupi diminuiu consideravelmente em 35 anos. As áreas florestais, concentradas principalmente na parte centro-direita da bacia, tiveram um resultado de qualidade de habitat melhor (FIGURA 3.2). Essas áreas correspondem às áreas protegidas da bacia, a qual compreende partes dos Territórios Indígenas Alto do Turiaçu, Alto Rio Guamá e Awá e a unidade de conservação de proteção integral Reserva Biológica do Gurupi, a maioria delas localizada na parte oriental da bacia, estado do Maranhão. Entretanto, a degradação da qualidade dos habitats no entorno dessas áreas aumenta a pressão sobre elas, tornando-as mais vulneráveis às ameaças externas (Paiva *et al.*, 2019; Silva Júnior *et al.*, 2021).

O índice de qualidade de habitat pode ser considerado um proxy da biodiversidade em alguns aspectos (Terrado *et al.*, 2016), isso porque as áreas com melhor qualidade de habitat tendem a abrigar uma diversidade maior de espécies. Diversos estudos mostram que a

biodiversidade e os serviços ecossistêmicos estão intrinsicamente relacionados (Bai *et al.*, 2011; Duffy, 2008), dessa forma, distúrbios na biodiversidade podem influenciar no funcionamento dos ecossistemas (Hooper *et al.*, 2005) e conseqüentemente na provisão de serviços ecossistêmicos, tais como provisão de alimentos e materiais, e purificação da água. Dessa forma, pensar no gerenciamento e/ou restauração dos ecossistemas de forma a promover a biodiversidade pode ter efeitos importantes em relação a produção de múltiplos bens e serviços ecossistêmicos (Bai *et al.*, 2011; Benayas *et al.*, 2009; Duffy, 2008; Egoh *et al.*, 2009).

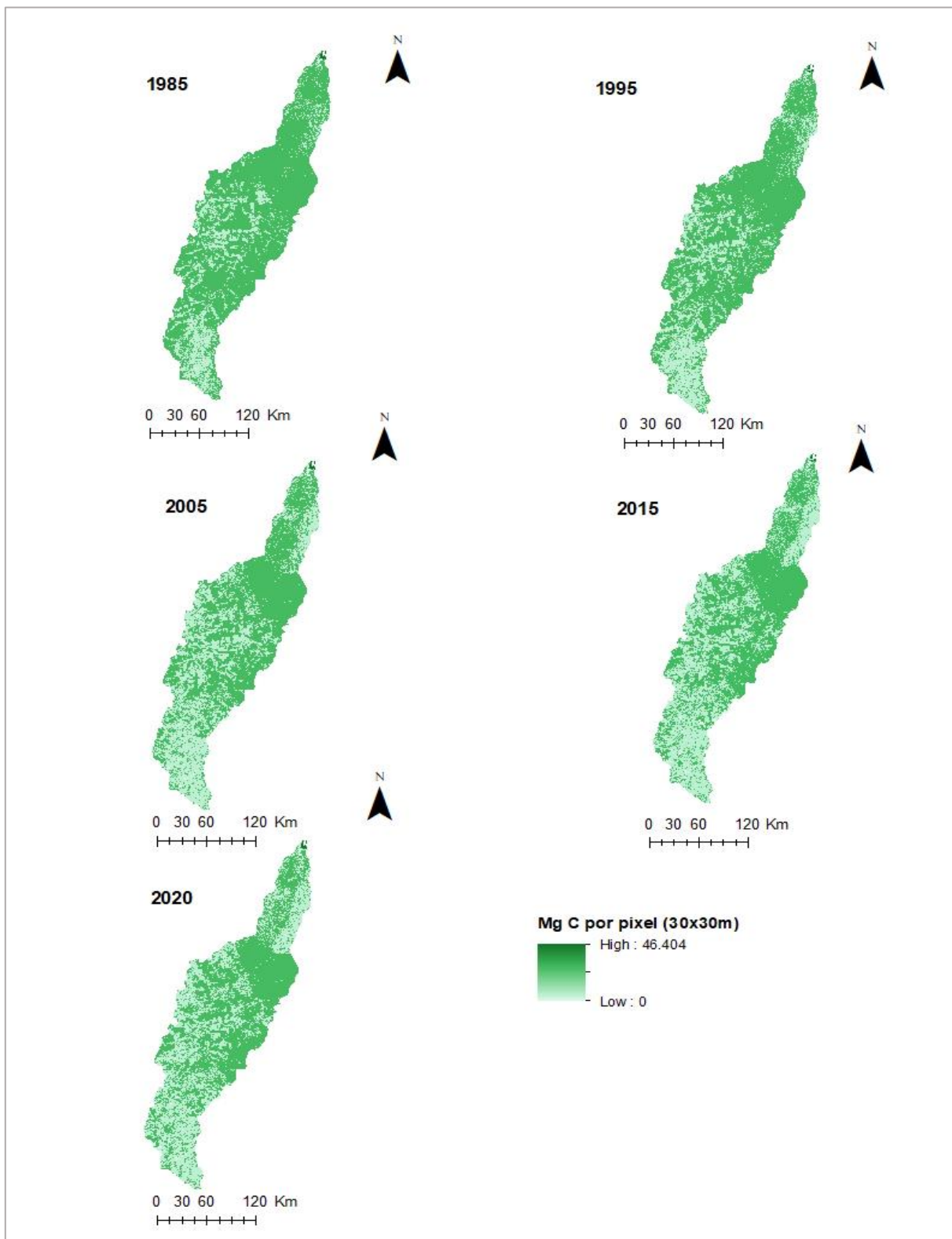
Figura 3.2 - Qualidade de Habitat na bacia hidrográfica do rio Gurupi nos anos de 1985 e 2020.



Fonte: Da autora.

O estoque e sequestro de carbono são considerados importantes serviços ecossistêmicos, principalmente devido seu papel na regulação climática (MEA, 2005). Os resultados do modelo de Estoque e Sequestro de Carbono do software InVEST mostram que o estoque de carbono na bacia do rio Gurupi diminuiu entre os anos de 1985 e 2020, passando de 214,1 Mg C ha⁻¹ para 168,7 Mg C ha⁻¹, uma redução de 21%. Para os anos de 1995, 2005 e 2015 os estoques de carbono (Mg C ha⁻¹) foram de 198, 176 e 166, respectivamente. As reduções ao longo do período avaliado se concentrou, principalmente, na parte leste e sul da bacia, em áreas onde houve aumento de atividades agropecuárias (FIGURA 3.3). Nessa região, a paisagem está mais fragmentada, resultado da expansão de pastagens e áreas agrícolas, o que foi bem expressivo nos 35 anos analisados. Os maiores valores de estoque de carbono estão espacialmente concentrados, principalmente, nas áreas protegidas da bacia, as quais concentram as maiores áreas contíguas de floresta. As áreas de floresta são as que concentram a maior parte dos estoques de carbono na bacia do rio Gurupi, entretanto, vale ressaltar que as florestas são bastante sensíveis a distúrbios como extração de madeira, fogo, e também ao efeito de borda, o que pode influenciar na capacidade de estoque de carbono (Berenguer *et al.*, 2014).

Figura 3.3 – Estoque de Carbono (Mg C por pixel 30 x 30) na bacia hidrográfica do rio Gurupi nos anos de 1985 e 2020.



Fonte: Da autora.

3.4 Discussão

Os habitats florestais da bacia do rio Gurupi não só estão diminuindo em área total como também os fragmentos remanescentes estão ficando cada vez menores e mais isolados. Fragmentos menores, sob uma perspectiva de um organismo, abrigam uma quantidade menor de espécies, além disso, são mais sensíveis a ameaças externas. Apesar disso, pequenos fragmentos possuem um alto valor para a biodiversidade, pois abrigam muitas espécies e devem ser priorizados em decisões sobre conservação, a fim de restaurar, aumentar a conectividade na paisagem e assim frear a perda da biodiversidade (Riva; Fahrig, 2022; Wintle *et al.*, 2018).

O aumento no número de fragmentos, o tamanho e a distância entre eles podem torná-los mais suscetíveis aos efeitos de borda. Isso pode levar a mudança na composição e na diversidade de plantas, pois grande parte desses fragmentos podem ser conduzidos a um sistema sucessional inicial, já que os efeitos de borda acabam favorecendo espécies pioneiras (Tabarelli; Lopes; Peres, 2008). Além disso, as áreas de floresta próximas a borda acabam sofrendo alterações microclimáticas, tornando-as mais susceptíveis ao fogo (Cochrane; Laurance, 2002), especialmente em anos de El Niño-Oscilação Sul - ENOS (Alencar; Solórzano; Nepstad, 2004), o que pode levar ao aumento da mortalidade de árvores (Brando *et al.*, 2011, 2014) e consequentemente redução do estoque de carbono (Berenguer *et al.*, 2014).

Na região amazônica, o desmatamento é um dos principais fatores da fragmentação florestal, o que resulta no aumento de borda, entretanto, outros distúrbios como a extração de madeira podem ter um efeito ainda maior no aumento da proporção de borda, uma vez que se estende para dentro da floresta, podendo atingir assim áreas anteriormente intactas (Broadbent *et al.*, 2008), o que pode torná-las menos resistentes e resilientes a possíveis outros distúrbios como, por exemplo, o fogo (Andrade *et al.*, 2020).

Na bacia do rio Gurupi, a perda de áreas florestais e aumento das áreas de pastagem e agricultura têm causado o aumento de borda nos fragmentos remanescentes, reduzindo assim as áreas centrais, que são indicadores da qualidade de habitats de mais qualidade, já que não são afetados pelo efeito de borda. Esses fatores têm levado à perda de estoque de carbono e da qualidade de habitat, mesmo dentro ou próximo das áreas protegidas. As áreas destinadas às atividades agropecuárias e as áreas não vegetadas, diferente das áreas de floresta, estão se tornando

não só maiores como também mais consolidadas. O aumento do tamanho médio dos fragmentos da classe agropecuária sugere que esse aumento em áreas agrícolas ocorre principalmente devido ao aumento de pastagens e áreas agrícolas já existentes. As implicações dessas mudanças na paisagem são enormes e somente o manejo da paisagem pode maximizar os serviços ambientais em paisagens antrópicas (Ekroos *et al.*, 2014). Além disso, o controle da fragmentação da paisagem por diferentes tipos de uso da terra na bacia poderá ser um instrumento importante para conservar simultaneamente a biodiversidade (Fahrig *et al.*, 2011) e manter os serviços ecossistêmicos.

3.5 Conclusões

O processo de fragmentação na bacia do rio Gurupi se intensificou no período de 1985 a 2021, assim como a degradação da qualidade de habitat e diminuição no estoque de carbono. As áreas de floresta diminuíram e estão cada vez mais isoladas e os fragmentos remanescentes estão cada vez menores. Fragmentos menores abrigam menos espécies e estão mais suscetíveis ao efeito de borda, o que por consequências prejudica a manutenção de espécies nativas.

Os remanescentes florestais presentes na bacia, concentrados principalmente nas áreas protegidas, são permeados pelas ameaças do desmatamento, extração de madeira, garimpo, expansão de da soja e queimadas. Os resultados apresentados reforçam o debate a respeito da importância em pensar estratégias para a conservação da biodiversidade e regulação climática que possam ir além da redução do desmatamento e que envolvam o manejo da paisagem.

CAPÍTULO 4 PERCEÇÃO DE COMUNIDADES QUILOMBOLAS SOBRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO LESTE DA AMAZÔNIA

Resumo

Este artigo tem como objetivo principal avaliar a percepção sobre os serviços ecossistêmicos de quatro territórios quilombolas, localizados na bacia hidrográfica do rio Gurupi, leste da Amazônia. Para isso, foram conduzidas entrevistas aos chefes de família, em quatro territórios quilombolas: (1) Paca e Aningal, (2) Bela Aurora, (3) Camiranga e (4) Itamoari. As entrevistas foram feitas através de questões fechadas e abertas com foco na importância da floresta no fornecimento de serviços ecossistêmicos, e sua relação com o bem-estar humano, e sobre as principais ameaças a esses serviços. Os resultados dessa análise mostraram que os principais serviços ecossistêmicos identificados pelas comunidades são aqueles relacionados à categoria de provisão, tais como alimentos, produtos madeireiros e plantas medicinais, e também à categoria de serviços de regulação. O desmatamento e o garimpo são apontados como as principais ameaças aos serviços ecossistêmicos e ao bem-estar das comunidades.

Palavras-chave: ecossistemas florestais; comunidades tradicionais; Amazônia.

Abstract

This paper aims to assess the perception of ecosystem services of four quilombola territories, located in the Gurupi river basin, eastern Amazon. For this purpose, interviews were conducted with of family heads in four quilombola territories: (1) Paca e Aningal, (2) Bela Aurora, (3) Camiranga e (4) Itamoari. Data were collected using a semi-structured interview with closed and open-ended questions focusing on the importance of the forest in providing ecosystem services, the relationship of these services to human well-being and the main threats to these services. The results showed that the most important ecosystem services identified by the communities are those related to the provisioning services category, such as food, wood and medicinal plants, and those related to regulating and maintenance services. Deforestation and mining were identified as the main threats to ecosystem services and community well-being.

Keywords: forest ecosystems; traditional communities; Amazon.

4.1 Introdução

As florestas tropicais desempenham um papel vital e bem conhecido, devido aos serviços ecossistêmicos que prestam. Estes serviços incluem o fornecimento de produtos madeireiros (Duncker *et al.*, 2012) e não madeireiros (Pattanayak; Sills, 2001), armazenamento de carbono (Clark, 2004), mitigação e adaptação às alterações climáticas (Locatelli *et al.*, 2011), proteção da água (BIAO *et al.*, 2010) e do solo, produção agrícola e segurança alimentar (Friant *et al.*, 2019). Localmente, apoiam diretamente os meios de subsistência rurais, fornecendo sustento e serviços comerciais, ao mesmo tempo que possuem um significado cultural e espiritual (Ahammad; Stacey; Sunderland, 2019; Chettri *et al.*, 2021).

As funções e serviços dos ecossistemas dependem do seu estado, e também da sua utilidade e do nível de pressão que as sociedades exercem sobre eles em um dado contexto socioambiental (Reyers *et al.*, 2013). É claro que as sociedades humanas estão modificando os ecossistemas e diante da degradação ambiental em nível mundial, a comunidade científica tem reforçado o debate sobre a relação entre a sociedade e o seu ambiente. Neste debate, a noção de serviços ecossistêmicos está ocupando um lugar cada vez mais importante (Ipbes, 2019).

O estudo das percepções é importante como suporte para a análise da relação entre os seres humanos e o meio ambiente (Ittelson, 1978). Pode também ser uma forma de comunicar o comportamento, as preocupações, as preferências e o valor social que as pessoas atribuem aos ecossistemas, seus serviços e à biodiversidade (Bennett, 2016; Bidegain *et al.*, 2019; Ciftcioglu, 2017; Martín-Lopes *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2017). Neste sentido, a compreensão da percepção ambiental de diferentes grupos de atores e comunidades pode ser um instrumento útil para guiar os esforços no gerenciamento e conservação de ecossistemas, no entanto, diversos fatores como aspectos socioeconômicos, culturais, etnicidade e características da paisagem, podem influenciar no modo em que as pessoas percebem e valorizam os serviços ecossistêmicos (Abram *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2016).

A inclusão de uma abordagem sociocultural dos serviços ecossistêmicos é essencial para desenhar projetos de conservação eficazes, o que pode ajudar a identificar diferenças na percepção entre grupos distintos, e até mesmo dentro deles (Cebrián-Piqueras; Karrasch; Kleyer, 2017). Isso porque, o modo como os recursos naturais são utilizados e valorizados estão fortemente ligados com a cultura humana. Ou seja, o contexto social, as características pessoais e as interações entre

diferentes atores e grupos afetam a percepção sobre serviços ecossistêmicos (Scholte *et al.*, 2015). A etnicidade de um grupo também pode afetar o modo como os serviços ecossistêmicos são valorizados. Cuni-Sanchez *et al.* (2019), ao avaliar comunidades locais, observaram que os modos de vida e a etnicidade desses grupos influenciam no modo em que identificam e utilizam os serviços ecossistêmicos, reafirmando assim a necessidade de se considerar a heterogeneidade e o contexto sociocultural em projetos de conservação e desenvolvimento.

Na região amazônica, concentram-se diversos povos e comunidades tradicionais em áreas protegidas, as quais têm um papel importante na conservação dos ecossistemas e da biodiversidade (Cabral *et al.*, 2018), evitando a conversão da vegetação nativa e promovendo a regeneração florestal (Alves-Pinto *et al.*, 2022). No leste da Amazônia, principalmente na região do arco do desmatamento, essas áreas protegidas concentram boa parte dos últimos fragmentos de floresta amazônica. Apesar do seu status de proteção, nos últimos anos, houve um aumento expressivo da fragmentação e degradação dessas áreas (Barros; Barbosa, 2015; Celentano *et al.*, 2018; Moura *et al.*, 2011; Pereira; Vieira, 2019; Paiva *et al.*, 2019).

Há poucos estudos na Amazônia sobre serviços ecossistêmicos. Na bacia hidrográfica do rio Gurupi, divisa entre os estados do Pará e Maranhão, mais da metade das florestas foram convertidas para uso agropecuário (Pereira; Vieira, 2019) e as áreas protegidas, tais como terras indígenas, unidades de conservação e territórios quilombolas, tornam-se importantes contributos para a conservação da biodiversidade (Alves-Pinto *et al.*, 2022). Embora as comunidades quilombolas representem uma porção pequena em relação a extensão da bacia, abrangem áreas naturais de valor histórico-cultural e ambiental significativo. Essas comunidades quilombolas, são territórios formados por descendentes de escravos africanos no Brasil, com sistemas culturais, políticos e de subsistência próprios (Lopes *et al.*, 2015), que praticam agricultura de roça e queima e extrativismo (Adams *et al.*, 2013). Se desconhece, no entanto, como o aumento da degradação da bacia tem impactado no modo de vida das comunidades e como os benefícios ambientais das florestas são valorados pelas mesmas. Consideramos que o conhecimento sobre as percepções relativas aos serviços ecossistêmicos pode ser muito relevante para a utilização de benefícios de áreas de alto valor de conservação em territórios quilombolas. Além disso, também pode fornecer uma base para o desenvolvimento de estratégias de gestão e conservação de florestas.

Neste estudo, objetiva-se compreender a relação que os quilombolas têm com a floresta nativa da região do Gurupi por meio de uma avaliação da percepção sobre serviços ecossistêmicos prestados pela floresta. Três questões de investigação orientaram este estudo: 1) Como é que as comunidades quilombolas identificam e percebem a importância dos serviços ecossistêmicos? (2) Que fatores socioeconômicos das comunidades explicam as variações na identificação dos serviços ecossistêmicos? 3) Quais as principais ameaças aos territórios? Discutimos as implicações dos resultados encontrados para a gestão e conservação das florestas e políticas públicas de serviços ambientais.

4.2 Metodologia

4.2.1 Breve Histórico sobre as Comunidades Quilombolas

A partir da Constituição de 1988, os termos quilombo e remanescentes de quilombo, passam a ser usados para atribuir direitos territoriais a uma população até então invisível (Superti; Silva, 2015). Segundo o Ibge (2019), no Brasil existem 5972 localidades quilombolas sendo que desse total apenas 404 são territórios reconhecidos oficialmente. Os estados que concentram o maior número de localidades quilombolas são Bahia, Minas Gerais, Maranhão e Pará. No Pará, a luta pelo reconhecimento dos quilombos, ganhou força pela atuação dos movimentos sociais negros, especialmente por meio da Coordenação Estadual das Associações das Comunidades Remanescentes de Quilombo do Pará – MALUNGU e segundo dados do Censo Demográfico de 2022 (Ibge, 2022), há 87 territórios quilombolas oficialmente delimitados.

Na região fronteira entre o Pará e Maranhão, na bacia do rio Gurupi, a formação das comunidades quilombolas data do período colonial (Gomes, 2015). Nesta região, concentravam-se inúmeras fazendas e engenhos, que utilizavam, como era comum à época, mão de obra escrava, composta principalmente por negros fugidos da escravidão (Gomes, 2005). Esses quilombos foram formados através da resistência desses escravos contra a condição social que lhes era imposta, os quais fugiam constantemente e se escondiam na mata, em áreas remotas e isoladas às margens do rio Gurupi. Nesta região, quilombolas, grupos indígenas e mais tarde colonos e camponeses fizeram ali suas próprias fronteiras (Gomes, 2011), marcadas por experiências de lutas, alianças e conflitos.

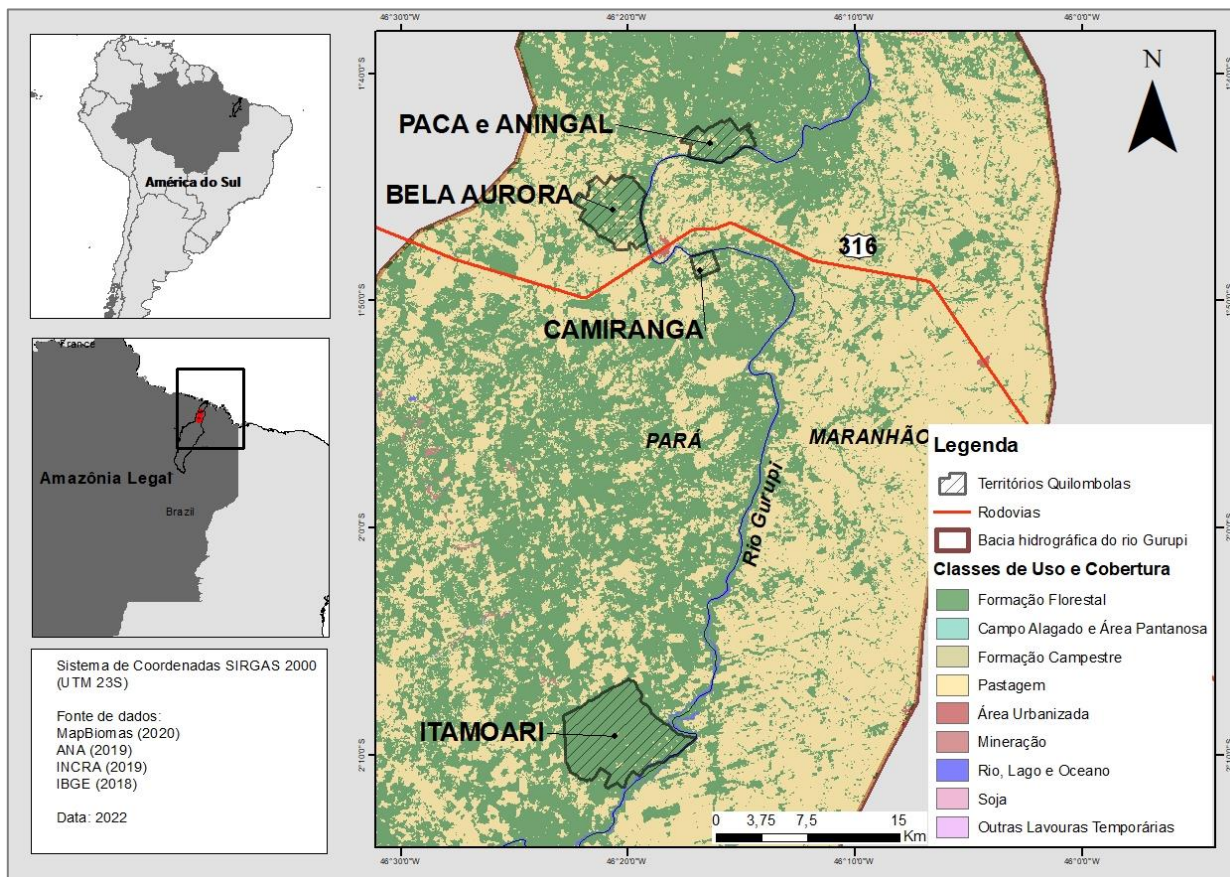
Relatos históricos (Gomes, 2005, 2011) mostram que ao longo do século XIX numerosas tropas militares adentraram as florestas do Gurupi e encontraram comunidades bem estruturadas, algumas com mais de 600 habitantes, com uma rede de comércio, produção e comercialização de farinha e extração de ouro. Nesses locais construíram relações complexas com a natureza e uma riqueza histórico-cultural de ancestralidade africana que tem sido transmitida ao longo de gerações.

Essas comunidades resistem até hoje e lutam para manter os seus modos de vida, garantir melhores condições de vida e proteção de seus territórios. No âmbito das Políticas Públicas Ambientais recentes, foram instituídas as Portarias 1526/2020 e 791/2021 (Pará, 2021), para identificar e propor procedimentos e critérios de análise para a regularização de Cadastro Ambiental Rural (CAR) em territórios tradicionais e coletivos, incluindo o componente quilombola, na agenda fundiária do Estado do Pará e para a construção de uma Agenda Socioambiental Climática que objetiva o planejamento de ações com participação social de Quilombolas, Povos Indígenas e Comunidades Tradicionais.

4.2.2 Área de Estudo

Este estudo foi conduzido em quatro territórios de descendentes quilombolas, localizados ao longo do rio Gurupi, no estado do Pará: (1) Paca e Aningal, (2) Bela Aurora, (3) Camiranga e (4) Itamoari (Figura 4.1). Essas comunidades já possuem o título e demarcação de seus territórios, os quais abrangem uma área total de 9392,73 hectares e incluem um total de 126 famílias (IncradFQ, 2021). As comunidades de Camiranga, Bela Aurora e Itamoari ficam no município de Cachoeira do Piriá e Paca e Aningal no município de Viseu, estado do Pará.

Figura 4.1- Localização das comunidades quilombolas na área de estudo, bacia hidrográfica do rio Gurupi, Amazônia Legal.



Fonte: Da autora.

Em geral, os municípios pertencentes à bacia do rio Gurupi possuem baixos índices de desenvolvimento humano, com resultados melhores para os municípios de Açailândia - MA e Paragominas - PA (Atlas Brasil, 2013). Ambos são os municípios com maior porte populacional e estão entre os que possuem os maiores PIB *per capita* (Ibge, 2010). Os municípios de Cachoeira do Piriá e Viseu possuem uma população estimada de 34 609 e 61 751 habitantes (Ibge, 2020), respectivamente, sendo que a maior parte vive no meio rural (Ibge, 2010). De acordo com os dados do Ibge (2010) e Atlas Brasil (2013), ambos os municípios possuem baixos índices de saneamento básico e infraestrutura urbana, assim como índices precários de educação e de vulneráveis à pobreza. Infelizmente, essa situação não se limita a esses municípios, pois dados mais recentes mostram que as áreas quilombolas estão mais concentradas em municípios com baixos índices de desenvolvimento humano no país (DPU; Pnud, 2022).

4.2.3 Coleta de dados

Antes de iniciar a pesquisa em campo, este projeto foi submetido ao Comitê de Ética em Pesquisa - CEP para a avaliação de aspectos éticos, já que a pesquisa envolve seres humanos. Após parecer favorável do CEP², foram feitas visitas de campo para apresentar o projeto às lideranças dos territórios quilombolas da bacia do rio Gurupi: Camiranga, Bela Aurora, Paca e Aningal e Itamoari (FIGURA 4.2). Nas reuniões com as lideranças de cada comunidade foi possível obter informações mais atualizadas sobre o número de famílias residentes. Foi levantado que em Camiranga residem cerca 198 famílias, em Itamoari 62 famílias, em Bela Aurora 56 famílias e em Paca e Aningal residem 25 famílias, números bem diferentes daqueles apresentados pelo Incria-DFQ (2015).

Figura 4.2 - Territórios quilombolas da bacia do rio Gurupi, leste da Amazônia.



Fonte: Da autora. Legenda: A- Bela Aurora, B- Camiranga, C-Itamoari, D- Paca e Aningal

² Certificado de Apresentação para Apreciação Ética - CAAE : 46021121.9.0000.0018

Com base no número de famílias residentes foi calculado o tamanho amostral, para garantir representatividade e precisão nos resultados da pesquisa. O tamanho da amostra em cada comunidade foi calculado considerando 30% dos domicílios por comunidade. Esse valor foi delimitado considerando a disponibilidade de recursos financeiros e humanos, buscando assim um equilíbrio entre o tamanho da amostra, precisão dos resultados e recursos disponíveis.

Assim, o tamanho da amostra em cada território foi: em Itamoari 23, em Bela Aurora 18 e em Paca e Aningal 9, que correspondem ao número de pessoas a serem entrevistadas. Em relação a Camiranga, devido ao alto número de residentes irregulares, sem nenhuma relação ou descendência quilombola próxima com a comunidade. Com base no que foi informado pela liderança da comunidade, esse número se aproxima de 120 famílias, consideradas 41 pessoas o tamanho da amostra para essa comunidade.

A escolha dos domicílios foi feita por amostragem aleatória simples, através de sorteio, de forma a garantir que todos tivessem a mesma probabilidade de pertencer à amostra, evitando assim algum tipo de enviesamento.

As entrevistas foram realizadas nos meses de novembro e dezembro de 2021. Essas entrevistas foram conduzidas aos chefes de família das quatro comunidades do estudo. Antes da aplicação dos questionários foi solicitada a assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – TCLE, sendo os entrevistados informados, previamente, sobre o objetivo da pesquisa, sobre a participação ser voluntária e sobre a inexistência de resposta certa ou errada, assegurando também o anonimato dos entrevistados e explicando sobre os riscos associados.

As entrevistas semiestruturadas foram conduzidas utilizando um questionário, com questões abertas e fechadas. O questionário é composto por três partes (APÊNDICE C): a primeira aborda questões gerais sobre aspectos socioeconômicos, tais como gênero, escolaridade, ocupação principal, renda, participação social, uso predominante da terra, atividades de lazer e religião. A segunda parte aborda os principais benefícios (serviços/itens) obtidos da floresta, que são percebidos pelas comunidades quilombolas e a terceira parte trata dos principais problemas que afetam a comunidade e os serviços ecossistêmicos.

4.2.4 Análise dos dados

Os dados obtidos a partir dos questionários foram organizados e agrupados considerando cada território individualmente e em conjunto. Os serviços ecossistêmicos citados na segunda parte do questionário foram agrupados tendo como base o conceito e a classificação de serviços ecossistêmicos *do Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). O MEA classifica os serviços ecossistêmicos em quatro categorias: provisão, cultural, regulação e suporte.

Os dados foram analisados primeiramente por meio do uso de estatística descritiva. Dessa forma foi possível avaliar as características socioeconômicas, os principais serviços ecossistêmicos e ameaças percebidas.

Posteriormente, a manipulação e análise dos dados foi feita em ambiente R, versão 4.1.2 (R Core Team, 2021). Para manipular os dados, utilizamos os pacotes dplyr (Wickham *et al.* 2022), tidyr (Wickham; Girlich, 2022) e purrr (Henry; Wickham, 2020). A análise dos dados foi feita usando o pacote stats (R Core Team 2021). Gráficos foram gerados por meio dos pacotes ggplot2 (Wickham, 2016) e cowplot (Wilke, 2020).

Consideramos como o reconhecimento dos serviços de provisão da floresta a contagem dos diversos usos da floresta pelas comunidades detalhados pelos participantes, segundo as categorias codificadas. As variáveis de renda, ocupação, data de última visita à floresta, usos de madeira, usos da floresta, e espécies de árvores utilizadas passaram por transformações com o objetivo de gerar padronizações das categorias utilizadas em cada variável. Buscamos em cada variável padrões textuais e os substituímos pelas categorias.

Executamos regressões lineares simples e múltiplas para investigar a relação entre as variáveis dependentes de número de usos da floresta e a quantidade dos tipos de usos de lenha em relação às variáveis independentes idade e gênero do entrevistado, nível de escolaridade, e renda familiar.

Para investigar a possível colinearidade entre as variáveis utilizadas nas regressões, nós utilizamos a função cor do pacote stats (R Core Team, 2021). Os dados foram analisados tomando as comunidades separadamente ou juntos como Territórios Quilombolas Gurupi.

4.3 Resultados

4.3.1 Perfil Socioeconômico

Dos 91 participantes de 4 comunidades, 32 eram homens, 59 eram mulheres. A faixa etária dos entrevistados varia de 19 a 78 anos, e a idade média era de $44,2 \pm 14,4$ anos (TABELA 4.1). A maioria dos entrevistados possui nível fundamental incompleto (43%), 18% possui o ensino médio completo, seguido por 14% sem escolaridade. Embora todas as comunidades possuam escola, o acesso à educação ainda é limitado. Das quatro comunidades apenas Camiranga oferta o ensino fundamental II e o ensino médio. Para que as crianças e jovens das outras comunidades continuem os estudos é necessário se deslocar para comunidades próximas.

Tabela 4.1 - Perfil socioeconômicos das comunidades quilombolas da Bacia do rio Gurupi, Leste da Amazônia.

(continua)

		Paca / Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
		n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)
		9		18		41		23		91	
Gênero	Masculino	3	33	8	44	11	27	10	43	32	35
	Feminino	6	67	10	56	30	73	13	57	59	65
Idade	19 - 24	3	33	2	11	4	10	0	0	9	10
	25 - 29	0	0	1	6	4	10	0	0	5	5
	30 - 39	3	33	3	17	14	34	3	13	23	25
	40 - 49	0	0	5	28	7	17	10	43	22	24
	50 - 59	1	11	5	28	6	15	5	22	17	19
	60 - 64	0	0	1	6	3	7	2	9	6	7
	65 - 79	2	22	1	6	3	7	3	13	9	10
Escolaridade	Sem escolaridade	2	22	3	17	3	7	5	22	13	14
	Fundamental incompleto	5	56	5	28	18	44	11	48	39	43
	Fundamental completo	1	11	4	22	2	5	2	9	9	10
	Ensino médio incompleto	0	0	1	6	7	17	0	0	8	9
	Ensino médio completo	1	11	4	22	9	22	2	9	16	18
	Ensino superior incompleto	0	0	0	0	1	2	2	9	3	3
	Ensino superior completo	0	0	1	6	1	2	1	4	3	3

(conclusão)

		Paca / Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
		n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)
Ocupação*	Agricultura	9		18		41		23		91	
	Pesca	1	8	2	9	0	0	2	6	5	4
	Caça	0	0	0	0	0	0	1	3	1	1
	Dona de casa	3	23	4	17	14	29	8	24	29	25
	Professor	1	8	1	4	1	2	1	3	4	3
	Estudante	0	0	0	0	0	0	1	3	1	1
	Administração pública	1	8	2	9	2	4	1	3	6	5
	Aposentado	1	8	0	0	0	0	0	0	1	1
	Comerciante	1	8	0	0	1	2	0	0	2	2
	Agente Comunitário de Saúde	0	0	0	0	3	6	0	0	3	3
	Bens e serviços	0	0	1	4	1	2	1	3	3	3
Renda familiar mensal	< salário mínimo	3	33	8	44	23	56	12	52	46	51
	1 salário mínimo	2	22	7	39	7	17	7	30	23	25
	1-2 salários mínimos	3	33	1	6	9	22	2	9	15	16
	> 2 salários mínimos	1	11	2	11	2	5	2	9	7	8
Fonte de renda*	Aposentadoria e benefícios	4	36	3	13	9	15	6	19	22	17
	Bolsa família	4	36	8	35	28	45	9	28	49	38
	Trabalho	2	18	5	22	8	13	4	13	19	15
	Agricultura	0	0	6	26	11	18	8	25	25	20
	Pesca	0	0	1	4	0	0	2	6	3	2
	Comércio	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
	Bolsa de pesquisa	0	0	0	0	0	0	1	3	1	1
	Diárias (roça)	1	9	0	0	5	8	0	0	6	5
Produção de bens	0	0	0	0	0	0	2	6	2	2	

Fonte: Da autora.

* o n e % referem-se ao número de vezes em que o termo foi citado.

Nas quatro comunidades, a maior parte dos entrevistados citou ocupações relacionadas ao trabalho na agricultura, seguido pelo trabalho de dona de casa. Como a maior parte dos entrevistados são mulheres, muitas delas têm uma ocupação dupla e se declaram como agricultoras e donas de casa. O trabalho no campo se resume principalmente ao plantio de roçado, usado tanto

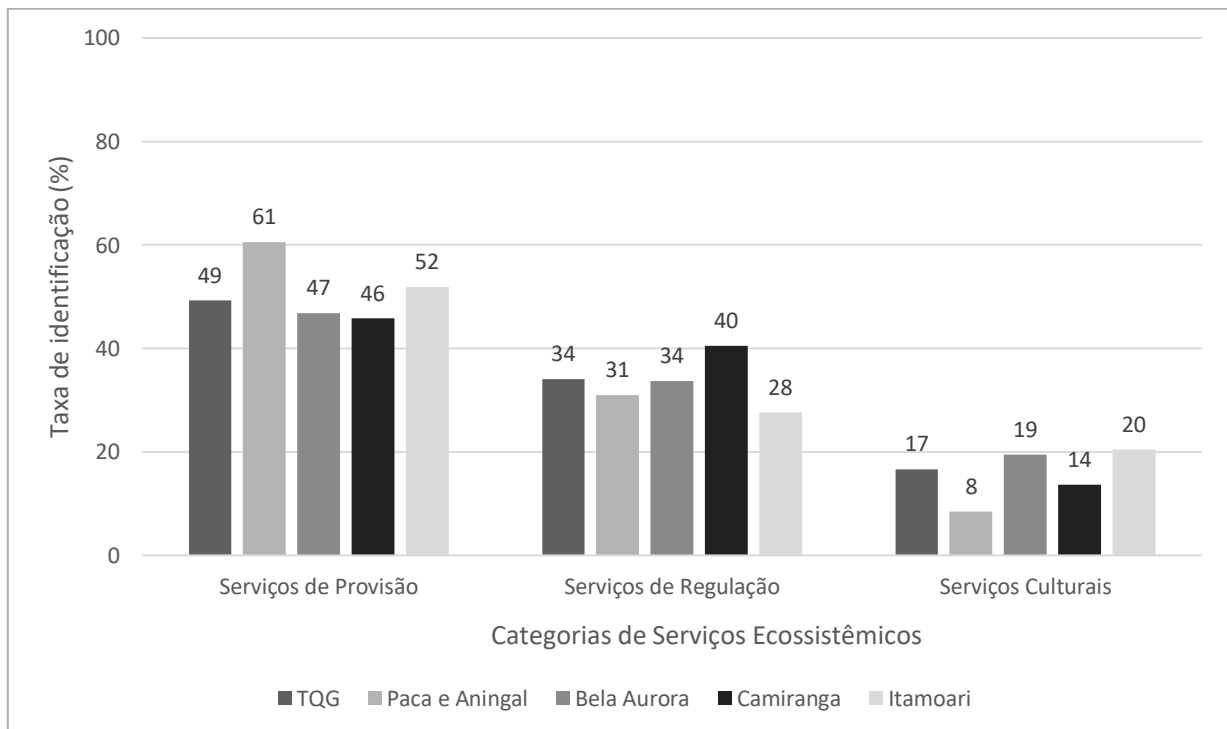
para a subsistência quanto para a produção de farinha e outros produtos agrícolas, que são vendidos dentro e fora da comunidade.

Devido boa parte dos entrevistados trabalharem na lavoura, 51% deles têm uma renda menor que um salário mínimo (TABELA 4.1), proveniente, principalmente, da venda de produtos agrícolas e do programa de transferência de renda ‘Bolsa Família’.

4.3.2 Percepção dos serviços ecossistêmicos prestados pela floresta

Com base nas perguntas abertas e direcionadas da segunda parte do questionário (percepção dos serviços ecossistêmicos), compilamos uma lista de 23 serviços ecossistêmicos citados pelos entrevistados. Os serviços ecossistêmicos citados pelos residentes das comunidades quilombolas correspondem, em sua maioria, aos serviços de provisão (49%) e de regulação (34%) (FIGURA 4.3). Essa característica se repete quando observamos os dados por comunidade, sendo que os serviços ecossistêmicos mais citados são de provisão, seguido pelos serviços de regulação e por último os serviços culturais, conforme são apresentados na figura 4.3.

Figura 4.3 - Serviços ecossistêmicos identificados pelas comunidades (%) agrupados por categorias.

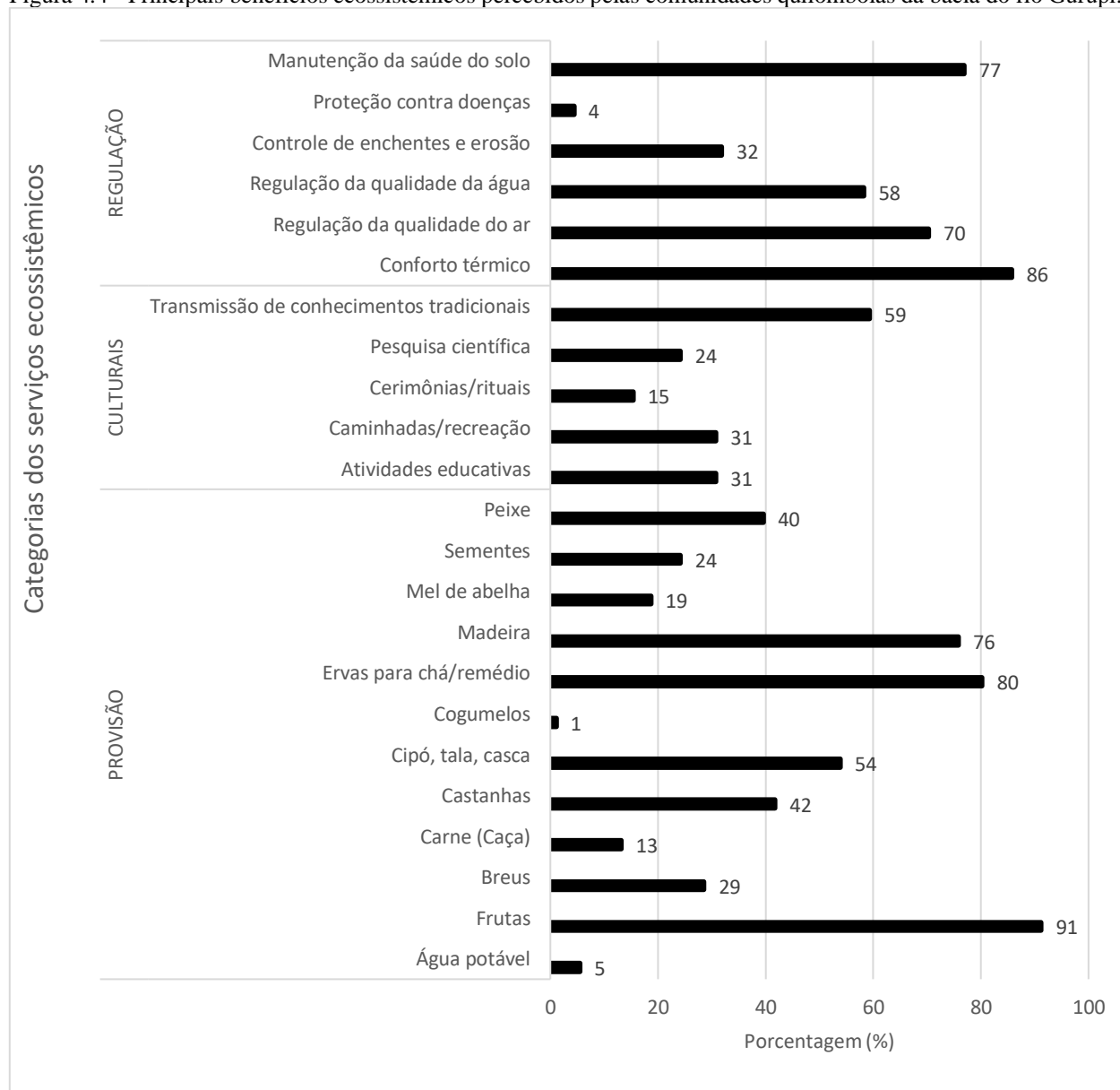


Fonte: Da autora.

Legenda: TQG – Territórios Quilombolas do Gurupi.

Dentre os serviços de provisão mais citados nos TQG estão as frutas (91%), plantas medicinais (80%), madeira (lenha e madeira) (76%) (FIGURA 4.4). Açaf (Euterpe oleracea), bacaba (Oenocarpus bacaba), cupuaçu (Theobroma grandiflorum), bacuri (Platonia insignis) e pequi (Caryocar brasiliense) estão entre as frutas mais citadas pelos entrevistados.

Figura 4.4 - Principais benefícios ecossistêmicos percebidos pelas comunidades quilombolas da bacia do rio Gurupi.



Fonte: Da autora.

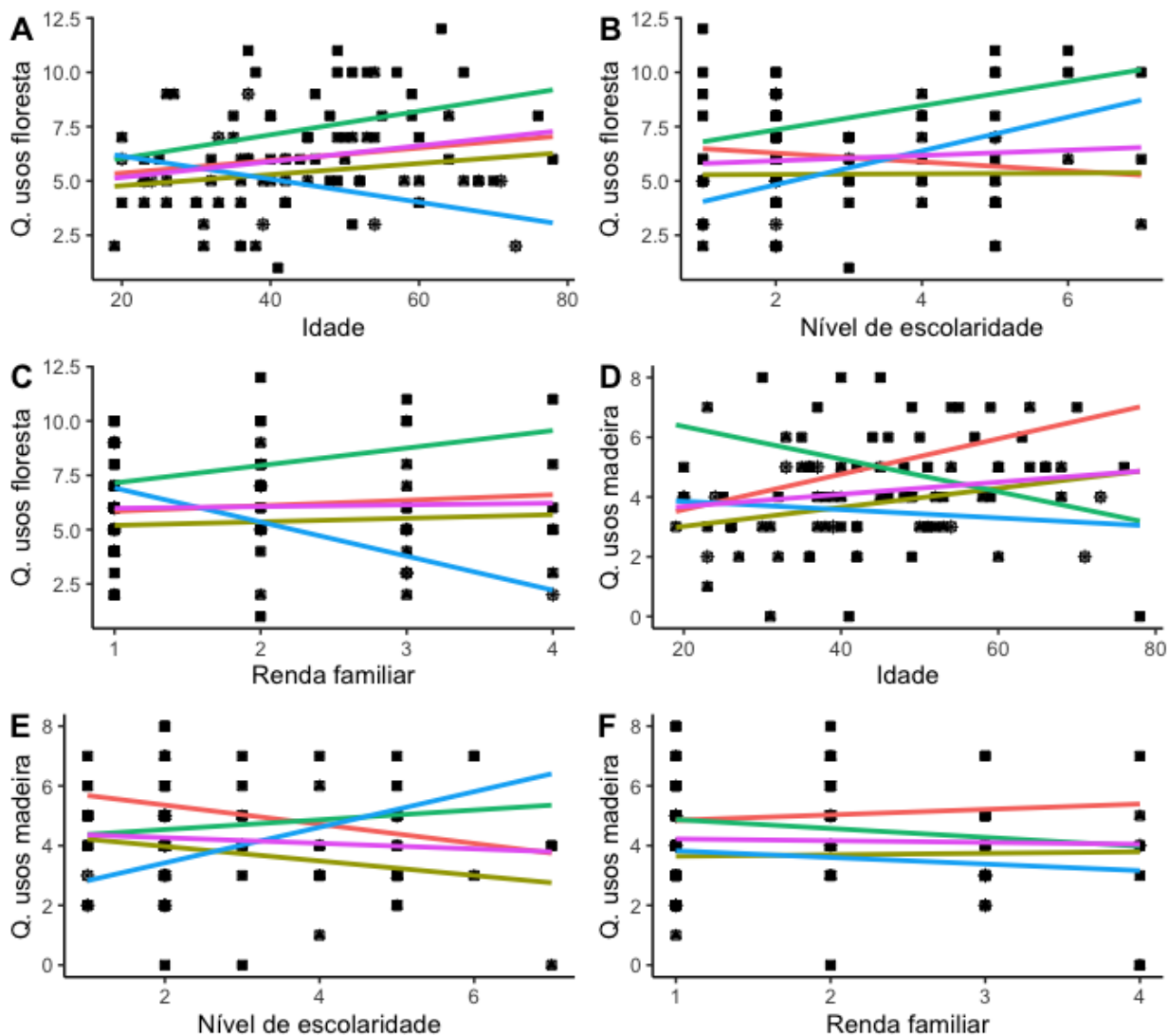
Os serviços de regulação mais citados foram conforto térmico (86%), manutenção da qualidade do solo (77%) e regulação da qualidade do ar (70%). A maioria dos entrevistados percebem a diferença no conforto térmico e na qualidade do ar dentro e fora das comunidades. Já o serviço cultural mais citado pelos entrevistados foi ‘transmissão de conhecimentos tradicionais’ (59%), que geralmente acontece de pais para filhos ou em atividades escolares quando um morador mais antigo é convidado para transmitir saberes e experiências sobre biodiversidade da floresta. Outros serviços culturais como atividades educativas e caminhadas/recreação também foram bem citados, isso porque algumas comunidades recebem alguns cursos e projetos educativos e também utilizam a floresta, rios e igarapés como principal fonte de lazer.

4.3.3 Principais determinantes da percepção de serviços ecossistêmicos

Embora poucas variações tenham sido observadas entre as comunidades, analisamos algumas variáveis sociodemográficas para verificar quais fatores influenciam o modo como os entrevistados percebem os serviços ecossistêmicos. As variáveis utilizadas nos modelos de regressão linear, no entanto, não apresentaram colinearidade (Figura 4.5). Ou seja, os fatores sociodemográficos dos entrevistados não foram determinantes.

Houve uma relação significativa ($p = 0.0348$) a variável idade e o número de usos da floresta apenas para os Territórios Quilombolas do Gurupi como um todo (ANEXO A). Renda familiar e número de usos da floresta apresentaram relação significativa ($p = 0.012$) apenas na comunidade Paca e Aningal. Nas regressões lineares múltiplas, verificamos uma relação significativa ($p = 0.0131$) entre a renda familiar e o número de usos da floresta na comunidade Paca e Aningal. Na TQ Gurupi, verificamos uma relação significativa entre idade e número de usos da floresta ($p = 0.00333$), nível de escolaridade e número de usos da floresta ($p = 0.03348$).

Figura 4.5 - Relações univariadas entre variáveis independentes idade, nível de escolaridade, e renda familiar com as dependentes quantidade de usos da floresta e quantidade de usos de madeira para cada comunidade e para os Territórios Quilombola Gurupi como um todo.



Fonte: Da autora.

Legenda: A: Quantidade de usos floresta em função da idade; B: Quantidade de usos floresta em função do nível de escolaridade; C: Quantidade de usos floresta em função da renda familiar; D: Quantidade de usos de madeira em função da idade; E: Quantidade de usos de madeira em função do nível de escolaridade; F: Quantidade de usos de madeira em função da renda familiar. Legendas - Linha vermelha e ponto em forma de quadrado: comunidade Bela Aurora; linha mostarda e ponto em forma de triângulo: comunidade Camiranga; linha verde e ponto em forma de quadrado: comunidade Itamoari; linha azul e ponto em forma de cruz: comunidade Paca e Aningal; linha lilás e ponto em forma de quadrado e cruz de seis pontas: Territórios Quilombolas Gurupi.

4.3.4 Ameaças aos serviços ecossistêmicos

Na terceira parte do questionário, foram feitas perguntas abertas aos entrevistados sobre sua percepção dos problemas relacionados à vida dentro do território quilombola e em relação aos serviços ecossistêmicos. Cerca da metade dos entrevistados (52%), notam algum ou vários tipos de problemas relacionados com a vida em suas respectivas comunidades (TABELA 4.2). Em contrapartida, quando se trata dos serviços ecossistêmicos esse número aumenta, 71% deles conseguem relatar problemas que ameace o fornecimento desses serviços (TABELA 4.3).

Tabela 4.2 - Principais problemas percebidos dentro do território quilombola da região do Gurupi.

	Paca e Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
	9		18		41		23		91	
	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)
sim	1	11	9	50	26	63	11	48	47	52
não	8	89	9	50	15	37	12	52	45	48
Acesso à saúde	0	0	0	0	4	10	0	0	4	6
Ameaça à tranquilidade/harmonia	0	0	2	20	2	5	0	0	4	6
Caçadores ilegais	0	0	0	0	0	0	2	13	2	3
Conflito por terra	0	0	0	0	10	26	0	0	10	15
Desmatamento	0	0	2	20	11	28	0	0	13	20
Nota algum problema relacionado com a vida no território quilombola? (n° de citações)										
Emprego	0	0	0	0	3	8	0	0	3	5
Estradas ruins	1	100	0	0	3	8	0	0	4	6
Falta de conscientização	0	0	1	10	0	0	0	0	1	2
Falta de energia elétrica	0	0	0	0	0	0	4	25	4	6
Falta de lazer	0	0	0	0	2	5	0	0	2	3
Falta de união/organização	0	0	3	30	1	3	0	0	4	6
Garimpo	0	0	0	0	0	0	7	44	7	11
Problemas de saúde	0	0	0	0	0	0	1	6	1	2
Qualidade da água	0	0	0	0	0	0	2	13	2	3
Qualidade da educação	0	0	0	0	1	3	0	0	1	2
Queimadas	0	0	2	20	1	3	0	0	3	5
Saneamento básico	0	0	0	0	1	3	0	0	1	2
TOTAL	1	100	10	100	39	100	16	100	66	100

Fonte: Da autora.

Os problemas relacionados com a vida no território que tiveram o maior número de citações foram o desmatamento, conflito por terra e garimpo (TABELA 4.2). O desmatamento e a presença de garimpos também foram os mais citados como problemas que ameaçam a disponibilidade de serviços ecossistêmicos, além da poluição de rios e igarapés (TABELA 4.3).

Tabela 4.3 - Principais ameaças aos SE percebidos dentro do território quilombola da região do Gurupi.

		Paca e Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
		9		18		41		23		91	
		<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)
Nota algum problema que ameace os benefícios que a floresta fornece?	sim	2	22	11	61	32	78	20	87	65	71
	não	6	67	7	39	7	17	3	13	23	25
	Não soube responder	1	11	0	0	2	5	0	0	3	3
Problemas que ameacem os benefícios (nº de citações)	Garimpo	0	0	2	8	0	0	18	47	20	16
	Desmatamento	0	0	7	29	27	43	3	8	37	29
	Queimadas	0	0	4	17	7	11	0	0	11	9
	Poluição de rios/igarapés	1	33	2	8	0	0	11	29	14	11
	Caçadores ilegais	0	0	0	0	1	2	1	3	2	2
	Assoreamento de rios e igarapés	0	0	3	13	2	3	1	3	6	5
	Pesca ilegal	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
	Aumento da temperatura/calor	1	33	1	4	0	0	0	0	2	2
	Redução de abelhas	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
	Conflito por terra	0	0	0	0	7	6	0	0	7	3
	Pesca excessiva	0	0	1	4	0	0	0	0	1	1
	Empobrecimento do solo	0	0	1	4	0	0	0	0	1	1
	Coleta/extração excessiva	0	0	1	4	0	0	0	0	1	1
TOTAL		2	100	22	100	46	100	34	100	104	100

Fonte: Da autora.

O desmatamento foi o problema mais citado na comunidade de Camiranga, que também está relacionado a outro problema citado pelos entrevistados, o conflito por terras. Os moradores relatam incômodo com a entrada de pessoas na comunidade que não tem nenhuma descendência quilombola ou que se identificam como tal, e que acabam desrespeitando e devastando áreas em comum (patrimônio) utilizadas por todos, principalmente, para a coleta de açaí e bacaba.

A diminuição da área de floresta também não passa despercebida pelos residentes das comunidades quilombolas do Gurupi (TABELA 4.4). Em Camiranga, 85% dos entrevistados notam redução da área de floresta nos últimos anos devido ao desmatamento, como relatado anteriormente. Em contrapartida, em Itamoari mais de 90% dos moradores não notam redução da área de floresta, e conseqüentemente nem na abundância de serviços ecossistêmicos como caça e madeira. Já as outras três comunidades relatam dificuldades em encontrar, principalmente, caça e madeira nas proximidades.

Tabela 4.4 - Percepção sobre redução da floresta e de espécies florestais e animais nos territórios quilombolas da região do Gurupi.

		Paca e Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
		9		18		41		23		91	
		<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)	<i>n</i>	(%)
Nota redução da área de floresta nos últimos anos?	sim	4	44	7	39	35	85	2	9	48	53
	não	4	44	10	56	6	15	21	91	41	45
	Não soube responder	1	11	1	6	0	0	0	0	2	2
Tem ido mais longe para pegar	Caça	4	80	7	100	8	50	1	0	19	67
	Madeira	1	20	0	0	7	44	0	0	8	27
	Peixes	0	0	0	0	0	0	1	100	1	3
	Açaí	0	0	0	0	1	6	0	0	1	3
TOTAL		5	100	7	100	16	100	1	100	30	100
Nota alguma espécie de árvore e/ou animal que já não vê com tanta frequência como nos últimos anos?	sim	7	78	16	89	37	90	22	96	82	90
	não	0	0	0	0	2	5	0	0	2	2
	Não sabe informar	2	22	2	11	2	5	1	4	7	8
	Espécies animais terrestres	19	66	66	73	83	51	41	64	209	61
	Espécies animais aquáticas	8	28	16	18	49	30	17	27	90	26
	Espécies vegetais	2	7	8	9	30	19	6	9	46	13
TOTAL		29	100	90	100	162	100	64	100	345	100

Fonte: Da autora.

Dentre os entrevistados cerca de 90% notam o desaparecimento ou diminuição de algumas espécies animais e vegetais (TABELA 4.4). O grupo de espécies mais citadas foram as espécies animais terrestres, principalmente aquelas utilizadas como caça. Anta (*Tapirus terrestres*), catitu

(Pecari tajacu), cutia (*Dasyprocta leporina*), jabuti (*Chelonoidis carbonária*), paca (*Cuniculus paca*), queixada (*Tayassu pecari*), tatu (*Dasyrodidae*) e veado (*Mazama*) foram as espécies mais citadas.

Todas as comunidades possuem uma forte relação com o rio Gurupi. O rio é parte integrante da vida dos habitantes dessas comunidades, seja como via de transporte entre municípios e localidades vizinhas, ou como fonte de alimento e lazer. Nesse contexto, foram levantados dados sobre a percepção dos entrevistados em relação aos rios e córregos da comunidade. Para 75% deles houve mudanças no rio e/ou igarapés ao longo dos últimos anos, contra 22% que não notaram nenhuma diferença e 3% que não souberam responder (TABELA 4.5).

Tabela 4.5 - Percepção sobre mudanças nos rios e igarapés nos territórios quilombolas da região do Gurupi.

	Paca e Aningal		Bela Aurora		Camiranga		Itamoari		Total	
	9		18		41		23		91	
	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)
sim	5	56	14	78	26	63	23	100	68	75
não	3	33	4	22	13	32	0	0	20	22
Não soube responder	1	11	0	0	2	5	0	0	3	3
Aparecimento de espécies de peixes	1	8	7	18	5	9	3	5	16	10
Assoreamento de rios e igarapés	0	0	12	31	17	30	4	7	33	20
Diminuição da qualidade do rio Gurupi	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
Diminuição da qualidade dos igarapés	0	0	0	0	2	4	0	0	2	1
Mudança de percurso dos igarapés	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
Poluição de igarapés	0	0	0	0	2	4	17	30	19	12
Poluição do rio Gurupi	3	25	3	8	1	2	8	14	15	9
Redução na quantidade/diversidade de peixes no rio Gurupi	4	33	4	10	8	14	3	5	19	12
Redução na quantidade/diversidade de peixes nos igarapés	4	33	8	21	14	25	7	13	33	20
TOTAL	12	100	34	100	51	100	42	100	139	100

Fonte: Da autora.

4.4 Discussão

De forma geral, os resultados sugerem, com base nas respostas dos entrevistados, que as comunidades têm uma boa percepção sobre os serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas dos territórios quilombolas do rio Gurupi. Destaca-se nas respostas a importância que os serviços de provisão têm em suas vidas. Este fato pode ser um indicador da dependência destas comunidades desses serviços para a sua subsistência. Os serviços ecossistêmicos de provisão também foram os mais frequentemente percebidos em outros estudos em comunidades de florestas tropicais, como em Lhoest *et al.* (2019) e Muhamad *et al.* (2014). Estudos anteriores sobre as populações quilombolas (Barros *et al.*, 2012; Borges *et al.*, 2021; Arruda *et al.*, 2018; Ditt *et al.*, 2013) documentaram a importância do conhecimento ecológico local e a forma como as percepções do ambiente imediato pela população local influenciam a sua decisão de conservar os recursos naturais.

Algumas plantas mais usadas na alimentação nas comunidades quilombolas do Gurupi ainda são encontradas em seu estado silvestre nas florestas, como no caso dos açazeiros (*Euterpe oleracea*) e bacabeiras (*Oenocarpus bacaba*), palmeiras tipicamente tropicais que fazem parte da vegetação da floresta amazônica. Essas espécies são consideradas hiperdominantes na floresta (Steege *et al.*, 2013) e são alimentos essenciais na segurança alimentar de comunidades amazônicas, além de serem uma importante fonte de renda, especialmente o açaí (Alves; Ramos, 2018).

As plantas medicinais também possuem um papel importante na manutenção da saúde e qualidade de vida de comunidades tradicionais (Beltreschi; Lima; Cruz, 2019; Oliveira *et al.*, 2015), as quais possuem uma riqueza de conhecimento sobre ervas, chás, óleos e cascas de árvore/frutos, que são encontrados na floresta ou cultivadas em seus quintais. Algumas comunidades, como Itamoari e Camiranga contam com instalações de Unidade Básica de Saúde, mas os serviços oferecidos são precários e limitados. A utilização de plantas medicinais para o alívio e cura de doenças ainda é frequente em todas as comunidades estudadas. Dentre as plantas medicinais mais citadas estão o barbatimão (*Stryphnodendron adstringens* Mart.), verônica (*Dalbergia monetaria*), unha-de-gato (*Uncaria tomentosa*) e casca de andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.). Esses conhecimentos sobre o manejo e uso de plantas medicinais vêm sendo repassados

entre gerações como forma de um saber ambiental (Borges *et al.*, 2021) e nota-se que eles preservam os seus costumes como uma riqueza de seu povo.

A madeira foi um dos serviços mais citados pelos entrevistados, sendo que as mais utilizadas como lenha são a camariuba (nome popular), ingazeira (*Inga* sp), maraximbé (*Emmotum fagifolium*), murici (*Byrsonima* sp) e uruaiua (nome popular). Embora o gás de cozinha já esteja presente em muitas das residências nas comunidades, devido o preço muito alto, estas ainda dependem fortemente de lenha e carvão para cozinhar e processar outros produtos, como a farinha. Na verdade, as florestas comunitárias/ancestrais têm sido geridas há séculos ou mesmo milénios (Levis *et al.*, 2018) com base no conhecimento ecológico tradicional e representam o principal ativo destes territórios tradicionais (Brandão; Barata; Nobre, 2022; Evangelista-Vale *et al.*, 2021). Tais florestas, como as da região do Gurupi, funcionam fornecendo nutrientes para a agricultura, espécies cinegéticas, produtos florestais madeireiros e não-madeireiros que são essenciais em termos de subsistência (segurança alimentar) e itens comerciais (como frutas, castanhas, medicamentos, mel, fibras vegetais, resina/látex e madeira).

Serviços de regulação também foram reconhecidos pelas comunidades quilombolas. A manutenção da qualidade do solo é percebida principalmente porque a maioria das pessoas possui áreas de cultivo e percebem a importância da floresta na manutenção da qualidade/fertilidade do solo de seus cultivos agrícolas. A agricultura de corte e queima é o que prevalece entre os quilombolas (Borges *et al.*, 2021), e nesse sistema de cultivo se alterna períodos de cultivo e de pousio, seguido de período em que há queima da biomassa, resultando em uma camada de cinzas no solo rica em nutrientes que serve como fertilizante para o próximo período de cultivo (Kato *et al.*, 2014). Porém, a intensificação dessa prática tem levado à diminuição do período de pousio, diminuindo assim a produtividade agrícola (Loch *et al.*, 2021), uma vez que as constantes queimadas removem nutrientes minerais do solo contribuindo para a redução da fertilidade (Silva Neto *et al.*, 2019).

Da mesma forma, as comunidades percebem as ameaças e os impactos sobre a floresta e seus serviços, e também sobre os igarapés e rios. Embora haja uma variação de percepção entre os indivíduos e comunidades, particularmente no que se refere aos avanços sobre as florestas para fins de exploração madeireira e pela ação predatória da pesca e garimpo dificultam o cenário quilombola de Gurupi. Historicamente, territórios ocupados por comunidades tradicionais são

constantemente ameaçados, seja por interesses de grandes empreendimentos, caçadores/pescadores ilegais, fazendas no entorno, conflitos por terras, entre outros (Silva, 2014), que ameaçam a harmonia dentro das comunidades e também a disponibilidade e diversidade de serviços ecossistêmicos.

Embora as áreas quilombolas representem uma proporção pequena em relação ao território amazônico brasileiro, essas áreas se mostram efetivas em conter a conversão da vegetação nativa e em promover a regeneração florestal, em alguns casos podendo ser equivalentes ou até mesmo mais efetivas que alguns tipos de unidades de conservação (Alves-Pinto *et al.*, 2022). A imensa rede de áreas protegidas, que incluem unidades de conservação, territórios indígenas e territórios quilombolas, são fundamentais para garantir a integridade florestal e o desenvolvimento sustentável da região amazônica (Silva *et al.*, 2022). Essas áreas protegidas estão associadas a diversos benefícios socioecológicos, tais como a prevenção do desmatamento, preservação da biodiversidade e a promessa de uma economia sustentável baseada na floresta (Porter-Bolland *et al.*, 2011).

Os dados do MapBiomias (COLEÇÃO 6) mostram que Itamoari tem o menor índice de perda florestal, no entanto, o aumento de atividades garimpeiras em torno da comunidade pode gerar uma pressão na biodiversidade e em valiosos serviços ecossistêmicos. Camiranga, por sua vez, é a comunidade que apresenta menor proporção de área de cobertura florestal (54,18%), quando comparada às demais comunidades quilombolas da bacia do rio Gurupi: Bela Aurora (72,03%), Itamoari (97,66%) e Paca e Aningal (85,43%) (Mapbiomas, 2020). Outro fator que também pode estar relacionado à baixa cobertura florestal da comunidade é que Camiranga possui a menor extensão territorial e o maior número de famílias em seu território, sendo que cada família tem direito a uma extensão de terra para o plantio de roça familiar, e com o crescimento do número de famílias, a pressão sobre a floresta aumenta. Desde a titulação em 2002, o número de famílias na comunidade de Camiranga cresceu em torno de 500%.

Muitas ameaças para além do desmatamento pairam sobre as comunidades tradicionais na Amazônia. Em Itamoari, o garimpo foi o problema mais citado, pois devido à presença de atividades garimpeiras próximas ao território da comunidade, essa atividade vem afetando diretamente a mesma por causa da contaminação de igarapés que passam por dentro do território, inviabilizando a pesca e o uso da água. As mudanças percebidas nos rios e igarapés estão

relacionadas, principalmente, com o assoreamento, a poluição da água, a redução na abundância e disponibilidade de peixes e o surgimento de espécies invasoras. Problemas como esses nessa região, geralmente, estão associados a atividades garimpeiras e ao desmatamento (Celentano *et al.*, 2018). Garimpos ilegais têm se expandido nos últimos anos sem nenhum controle pelo município de Cachoeira do Piriá, deixando uma mancha de destruição na paisagem, já que para extrair o ouro, garimpeiros ilegais retiram a vegetação para escavar poços e galerias subterrâneas. Além disso, o mercúrio e o arsênio das áreas contaminadas pela mineração representam um risco ao meio ambiente e à saúde da população local (Texeira *et al.*, 2021; Souza Neto *et al.*, 2020). Essa realidade, no entanto, não se restringe ao município. Entre 2017 e 2020, o desmatamento por garimpo ilegal teve um aumento abrupto de mais de 90% na região amazônica brasileira (Siqueira-Gay; Sánchez, 2021), e pode aumentar ainda mais nos próximos anos.

Os moradores relatam que o rio Gurupi tem perdido profundidade e qualidade em relação a anos anteriores, sendo mais difícil encontrar espécies de peixe que antes faziam parte da biodiversidade local, como o surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*), o piauí (*Leporinus freiderici*), o pacu (*Mylossoma* spp) e o tucunaré (*Cichla ocellaris*). Problemas como o assoreamento e poluição associados, principalmente, a atividades predatórias de desmatamento e extração de ouro acabam comprometendo a vazão, a qualidade da água e a disponibilidade de peixes. De fato, o desmatamento em áreas com um longo histórico de supressão da vegetação pode afetar a diversidade de peixes, que são mais sensíveis à perda de habitat e acabam sendo substituídas por espécies mais tolerantes (Brejão *et al.*, 2021). Ainda, boa parte dos entrevistados relataram o surgimento de novas espécies, como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e curimatã (*Prochilodus lineatus*), e associam esse fato à presença de açudes próximos, que devido a enchentes anteriores acabaram fugindo para o rio. De fato, a criação de peixes para comercialização tem aumentado nos estados amazônicos nas últimas décadas (Pereira, 2020) e a falta de fiscalização tem sido atribuída como uma das principais razões para o crescimento dos problemas ambientais nos rios brasileiros. O aumento de espécies não nativas nos rios amazônicos nas últimas décadas, muitas delas usadas na aquicultura, representam uma ameaça à biodiversidade local (Doria *et al.*, 2021).

Vale ressaltar que as rápidas mudanças e a degradação dos ecossistemas irão influenciar diretamente diversas dimensões do bem-estar humano, uma vez que os serviços ecossistêmicos

contribuem para diferentes componentes-chave do bem-estar humano, tais como segurança, saúde, materiais básicos necessários para uma vida de qualidade, boas relações sociais e liberdade de escolha e ação (MEA, 2005). Isso reforça a importância em incluir as opiniões e percepções de comunidades sobre serviços ecossistêmicos na tomada de decisão sobre o planejamento e gerenciamento dos ecossistemas, especialmente daquelas que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e/ou que mais se beneficiam com os serviços ecossistêmicos.

4.5 Conclusões

Este estudo mostrou que as comunidades quilombolas do rio Gurupi possuem uma forte relação com a floresta e o rio Gurupi, as quais dependem de produtos extraídos para a sua subsistência e renda. Dentre os principais serviços ecossistêmicos prestados pela floresta e percebidos pelas comunidades estão aqueles relacionados a provisão de alimentos, produtos madeireiros e plantas medicinais. Esses serviços são essenciais para a manutenção da qualidade de vida dos residentes.

Embora os territórios quilombolas da região do Gurupi sejam consideradas áreas protegidas, com garantia do direito à terra aos quilombolas pela Constituição Federal de 1988, estes sofrem pressão pelo desmatamento, queimadas e mineração, dentro e no entorno de seus territórios, além de terem problemas de acesso a direitos básicos como saúde e educação. Esses problemas podem afetar a capacidade dessas áreas de conservar biodiversidade e de prover serviços ecossistêmicos de alto valor.

Garantir as formas de sobrevivência baseadas em atividades sustentáveis e o acesso contínuo aos serviços prestados pela floresta, são fundamentais para o desenvolvimento dessas comunidades, a partir de projetos que visem a inclusão produtiva e a melhoria da qualidade de vida dessas populações e uma vez que a manutenção sustentável dos serviços de provisão depende do bom funcionamento dos ecossistemas, a gestão ambiental dessas áreas coletivas, livres de garimpo e com boa fiscalização e controle do desmatamento é fundamental.

CAPÍTULO 5 CONCLUSÃO GERAL

Esta tese teve como objetivo principal avaliar os impactos das mudanças de uso e cobertura da Terra nos serviços ecossistêmicos sob diferentes perspectivas: econômica, ecológica e social/cultural. Essa análise tem como área de estudo a bacia hidrográfica do rio Gurupi, uma importante bacia interestadual pertencente aos estados do Maranhão e Pará, localizada no leste da Amazônia, em uma das regiões mais degradadas da região.

Quando se trata de serviços ecossistêmicos, é comum a abordagem da natureza sob uma perspectiva antropocêntrica, ou seja, uma visão utilitarista desses serviços em benefício do bem-estar humano. Essa perspectiva é contrária à abordagem biocêntrica, segundo a qual a natureza tem sua importância baseada em sua própria existência. Portanto, embora esses serviços proporcionem benefícios para o bem-estar humano e para o sistema econômico, eles também são essenciais para sobrevivência das pessoas e para o equilíbrio ambiental. Devido à importância desses benefícios, a eles é atribuído um valor que pode ser expresso em diferentes critérios, sejam eles monetários ou não monetários (estético, moral e etc).

Nesse sentido, uma das contribuições desta tese foi trazer informações importantes sobre os efeitos das mudanças de uso e cobertura no valor econômico dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Gurupi (Capítulo 2). Em 36 anos analisados, cerca de US\$ 1961 milhões de dólares foram perdidos devido à redução da área de floresta. Embora as áreas agrícolas tenham sido os ecossistemas mais bem avaliados depois das áreas florestais, na região essas áreas são utilizadas em sua maioria para o plantio de soja, destinados principalmente à exportação ou para a criação de gado. Áreas agrícolas destinadas a outras culturas diminuíram nesse período avaliado, o que pode representar um risco à segurança alimentar da população. Os resultados dessa avaliação têm algumas limitações, principalmente em relação a quantidade de valores observados no banco de dados do *Ecosystem Service Valuation Database*. Os ecossistemas florestais cobrem a maior parte da região e contêm uma diversidade maior de serviços ecossistêmicos associados. Entretanto, para muitos serviços ecossistêmicos não há nenhuma observação. Além disso, para alguns ecossistemas, como as pastagens, não foi encontrado nenhum valor. Vale ressaltar que essa avaliação é baseada em um resumo das evidências para um contexto particular. Logo, o valor econômico total irá variar dependendo dos critérios adotados para a seleção dos dados.

Apesar das limitações, a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos é importante pois consegue comunicar a diferentes públicos sobre a importância da conservação dos ecossistemas e o quanto se perde ou deixa de ganhar pela inação. Destaca-se aqui que a avaliação econômica não tem como objetivo realizar uma precificação ou comoditização dos recursos naturais, mas sim atribuir um valor a eles expresso em critérios monetários.

Embora as áreas florestais tenham sido avaliadas com o maior valor em serviços ecossistêmicos, a condição dessas áreas irá afetar a provisão dos mesmos, pois distúrbios como o fogo, o desmatamento, a extração de madeira e o efeito de borda têm sido relatados como uma das principais causas de degradação e fragmentação florestal na Amazônia brasileira. O aumento da degradação e fragmentação irá impactar na função ecológica dos ecossistemas, podendo afetar a produção de biomassa, levar à diminuição da biodiversidade e consequentemente afetar o fornecimento de diversos serviços ecossistêmicos. Com base nisso, no capítulo 3, a análise sobre o processo de fragmentação de habitats na bacia do Gurupi mostrou que no período analisado, de 1985 a 2020, os fragmentos florestais perderam área, estão mais isolados, e com aumento de borda, um indicativo do aumento da fragmentação florestal. Já as áreas destinadas a atividades agropecuárias estão maiores e mais consolidadas.

O aumento da fragmentação de habitats acaba gerando um impacto negativo nos fragmentos remanescentes. Fragmentos menores abrigam uma quantidade menor de espécies, além de serem mais suscetíveis ao efeito de borda e outras ameaças como, por exemplo, o fogo. Essas alterações irão afetar o funcionamento dos ecossistemas e consequentemente o fornecimento de diversos serviços. Nesse sentido, foram avaliados no mesmo período, entre 1985 e 2020, os serviços ecossistêmicos estoque de carbono e qualidade de habitat, através dos modelos da plataforma InVEST. Os resultados mostraram que o estoque de carbono e a qualidade dos habitats reduziu bastante na região, com os maiores valores concentrados nas áreas protegidas da bacia, as quais compõe uma grande área contígua na paisagem. A avaliação espacial desses serviços ecossistêmicos é muito importante, pois revela as áreas onde a degradação é mais acentuada, o que pode ser usado para indicar as áreas prioritárias para ações em relação à restauração de ecossistemas ou proteção da biodiversidade, uma vez que áreas com melhor qualidade de habitat irão abrigar uma maior diversidade de espécies.

Outro ponto abordado na tese é que a valoração em termos monetários dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio Gurupi pode não captar o valor em termos culturais atribuído pelas populações locais. Talvez um ecossistema possa não ser bem avaliado em termos monetários, mas seja altamente valioso em termos culturais para uma determinada população. Dessa forma, se esse valor não for considerado em tomada de decisões poderá aprofundar ainda mais a desigualdade e a injustiça ambiental. Com base nessa premissa, o capítulo 4 traz informações sobre a perspectiva cultural/social de comunidades quilombolas, localizadas na bacia do rio Gurupi, sobre os serviços ecossistêmicos e suas principais ameaças.

Os serviços ecossistêmicos mais percebidos pelas comunidades são os serviços de provisão, principalmente alimentos e materiais. Embora os territórios quilombolas sejam áreas protegidas, diversas pressões externas têm representado um risco à provisão de inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar dessas comunidades. Dentre as principais ameaças aos serviços ecossistêmicos percebidas estão o desmatamento, o garimpo, as queimadas e o conflito por terras. O aumento do desmatamento e das queimadas ameaça a biodiversidade local, com perda ou diminuição de áreas de árvores frutíferas nativas que são valiosas para as comunidades, colocando em risco a segurança alimentar das populações. As atividades garimpeiras no entorno dos territórios ou nas proximidades têm causado a contaminação dos corpos hídricos e a mortandade de peixes, um risco à saúde dos moradores das comunidades. Outro fator relatado como uma das principais ameaças foi a invasão de terras por pessoas externas à comunidade, o que acaba elevando os conflitos internos e intensificando os problemas ambientais, uma vez que os mesmos não respeitam as normas ou costumes estabelecidos.

Os resultados apresentados nesta tese salientam a importância de compreender como os padrões de perda e fragmentação da cobertura natural do território interferem na prestação de serviços ecossistêmicos em paisagens antrópicas e como é importante considerar os valores e percepções das comunidades locais para o planejamento de paisagens sustentáveis na Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ABRAM, N. K. *et al.* Spatially explicit perceptions of ecosystem services and land cover change in forested regions of Borneo. **Ecosystem Services**, v. 7, p. 116–127, 2014.
- ADAMS, C. *et al.* Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 41, n. 1, p. 119–137, 2013.
- AHAMMAD, R.; STACEY, N.; SUNDERLAND, T. C. H. Use and perceived importance of forest ecosystem services in rural livelihoods of Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. **Ecosystem Services**, v. 35, p. 87–98, Fev. 2019.
- ALENCAR, A. A. C.; SOLÓRZANO, L. A.; NEPSTAD, D. C. Modeling forest understory fires in an Eastern Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 139–149, Ago. 2004.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; FERRAZ, S. F. B. Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104321, Jan. 2020.
- ALMEIDA, A.S.; VIEIRA, I. C. G. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários**, v.36, n.3, p. 95-111, 2010.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I.C.G. Transformações antrópicas da paisagem agrícola com palma de óleo no Pará. **Novos Cadernos NAEA**, v. 22, n. 2, p. 9-26, 2019.
- ALMEIDA, C. A.; VIEIRA, I. C. G. Expansão territorial da monocultura do eucalipto na Amazônia oriental. **Novos Cadernos NAEA**, v. 25, n. 3, p. 127–145, 2022.
- ALVES, G., RAMOS, R.P. (2019). Açaí Berry: Brazil's Super Fruit. *In*: PULLANIKKATIL, D., Shackleton, C. (eds). **Poverty Reduction Through Non-Timber Forest Products**. Cham: Springer, 2019. (Sustainable Development Goals Series). https://doi.org/10.1007/978-3-319-75580-9_4.
- ALVES-PINTO, H. N. *et al.* Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 152, n. April, p. 378–388, April. 2018.
- ALVES-PINTO, H. N. *et al.* The role of different governance regimes in reducing native vegetation conversion and promoting regrowth in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 267, p. 109473, 2022.
- ALLEN, T.F.H., HOEKSTRA, T.W. **Toward a Unified Ecology**. New York: Columbia Univ. Press, 1992.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital Natural, Serviços Ecossistêmicos e Sistema Econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. Texto para Discussão. **IE/UNICAMP**, n. 159, p. 1–24, 2009.

ANDRADE, D. F. C. *et al.* Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of pre-fire disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 118258, Set. 2020.

ANDRADE, *et al.* Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. **Desenvolvimento e meio ambiente**, n. 25, p. 53-71, 2012.

ANJOS *et al.* Forest remnants in private lands are critical to the persistence of endangered birds in an Amazonian hotspot. **Journal for Nature Conservation**, v. 61, e125984, 2021.

ARRUDA, J. C. DE *et al.* Conhecimento ecológico tradicional da ictiofauna pelos quilombolas no Alto Guaporé, Mato Grosso, Amazônia meridional, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 13, n. 2, p. 315–329, ago. 2018.

ATLAS BRASIL. **Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013**. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/ranking>. Acesso em: 14 de ago. 2022.

BAI, Y. *et al.* Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. **Ecological Complexity**, v. 8, n. 2, p. 177–183, 2011.

BARLOW, J *et al.* Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p.144–147, Jul. 2016.

BARLOW, J. *et al.* Chapter 27: Conservation measures to counter the main threats to Amazonian biodiversity. **Amazon Assessment Report 2021**, 2021.

BARROS, J. A percepção ambiental dos quilombolas Kalunga do Engenho e do Vão de Almas acerca do clima e do uso da água. **Ateliê Geográfico**, v.6, n.4, p.216-236, dez. 2012.

BARROS, R. A.; BARBOSA, R. S. Unidades de conservação: Um estudo sobre os impactos ambientais resultantes da extração de madeira na Reserva Biológica do Gurupi-MA. **InterEspaço**, v. 1, n.2, p. 270-292, jul./dez. 2015.

BELTRESCHI, L.; LIMA, R.B.de; CRUZ, D.D.da. Traditional botanical knowledge of medicinal plants in a “quilombola” community in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Environ Dev Sustain.**, v. 21, 1185–1203, 2019.

BENAYAS, J. M. R. *et al.* Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.

BENNETT, N. J. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. **Conservation Biology**, v. 30, n.3, p. 582-592, 2016.

BERENGUER, E. *et al.* A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 28 Maio 2014.

BETTS, M. G. *et al.* Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, jul. 2017.

BHANDARI, P. *et al.* Assessments of ecosystem service indicators and stakeholder's willingness to pay for selected ecosystem services in the Chure region of Nepal. **Applied Geography**, v. 69, p. 25–34, 2016.

BIAO, Z. *et al.* Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value. **Ecological Economics**, v. 69, n.7, p. 1416-1426, 2010.

BIDEGAIN *et al.* Social preferences for ecosystem services in a biodiversity hotspot in South America. **Plos One**, v.14, n.4, e0215715, 2019.

BONINI, I. *et al.* Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. **Forest Ecology and Management**, v. 414, p. 64–73, Abr. 2018.

BORGES *et al.* The Value of Crop Production and Pollination Services in the Eastern Amazon. **Neotropical Entomology**, v.49, p. 545–556, 2020.

BORGES, L. da S.; SILVA, J. B. do C.; RODRIGUES, D. do S. Educação Ambiental e cultura quilombola: entre ausências de políticas públicas e práticas de resistência. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, v. 16, n. 1, p. 430–449, 7 Fev. 2021.

BOWEN, M. L. Who owns paradise? Afro-Brazilians and ethnic tourism in Brazil's quilombos. **African and Black Diaspora**, v. 10, n. 2, p. 179–202, 2017.

BRANDÃO, D. O.; BARATA, L. E. S.; NOBRE, C. A. The Effects of Environmental Changes on Plant Species and Forest Dependent Communities in the Amazon Region. **Forests**, v. 13, n. 3, p. 466, 16 Mar. 2022.

BRANDO, P. M. *et al.* Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 29 Abr. 2014.

BRANDO, P. M. *et al.* Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630–641, 23 Set. 2011.

BRANDON, K. **Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science**. CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development. 2014. 84p.

BRASIL. Constituição, 1988. **Constituição: República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal, 1988.

BRASIL. Fundação Cultural Palmares – FCP. **Comunidades certificadas**. Disponível em: <https://www.palmares.gov.br/wp-content/uploads/2015/07/quadro-geral-por-estados-e-regioes-15-06-2021.pdf>. Acesso em 16 de mar. 2023.

BRASIL. LEI Nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília, DF: Presidência da República, 2021.

BRAZ, C. L.; PEREIRA, J. L. G.; FERREIRA, L. V.; THALÊS, M. C. A situação das áreas de endemismo da Amazônia com relação ao desmatamento e às áreas protegidas. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 34, n. 3, p. 45-62, 2016.

BREJÃO *et al.* Taxonomic and functional turnover of Amazonian stream fish assemblages is determined by deforestation history and environmental variables at multiple scales. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n.3, e210042, 2021.

BREMER, L. L.; FARLEY, K. A.; LOPEZ-CARR, D. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. **Land Use Policy**, v. 36, p. 122–133, 2014.

BROADBENT *et al.* Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v.141, n.7, p.1745-1757, 2008.

BROCKERHOFF, E. G. *et al.* Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005–3035, 2017.

BRONDIZIO, E. S.; SETTELE, J.; DÍAZ, S.; NGO, H. T. (eds.). **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019. 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.

BULTE, E. H. *et al.* Payments for ecosystem services and poverty reduction: Concepts, issues, and empirical perspectives. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 245–254, 2008.

BURDON, D. *et al.* Expanding the role of participatory mapping to assess ecosystem service provision in local coastal environments. **Ecosystem Services**, v. 39, n. February, p. 101009, 2019.

BURKHARD, B. *et al.* Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in southeast Asia—An explorative study. **Ecosystem Services**, v.14, p.76–87, 2015.

BURKHARD, B. *et al.* Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. **Landscape Online**, v. 15, n. 1, p. 1–22, 2009.

BURKHARD, B.; PETROSILLO, I.; COSTANZA, R. Ecosystem services - Bridging ecology, economy and social sciences. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 257–259, 2010.

BUSTAMANTE, *et al.* Capítulo 3: Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. *In*: JOLY, C.A.; SCARANO, F.R.; SEIXAS, C.S.; METZGER, J.P.; OMETTO, J.P.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PADGURSCHI, M.C.G.; PIRES, A.P.F.; CASTRO, P.F.D.; GADDA, T.; TOLEDO, P. (eds.). **1º diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. Cap. 3, p. 93-213.

- CABRAL, A. I. R. *et al.* Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, n. October, p. 101–115, 2018.
- CEBRIÁN-PIQUERAS, M. A.; KARRASCH, L.; KLEYER, M. Coupling stakeholder assessments of ecosystem services with biophysical ecosystem properties reveals importance of social contexts. **Ecosystem Services**, v. 23, n. June 2016, p. 108–115, June, 2017.
- CELENTANO, D. *et al.* Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos avançados**, v. 32, n. 92, p.315-p.339, 2018.
- CELENTANO, D. *et al.* Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. **Land Use Policy**, v.68, p.692–698, 2017.
- CERNEV, T.; FENNER, R. The importance of achieving foundational Sustainable Development Goals in reducing global risk. **Futures**, v. 115, p. 1–12, 2020.
- CIFTCIOGLU, G. C. Assessment of the relationship between ecosystem services and human wellbeing in the social-ecological landscapes of Lefke Region in North Cyprus. **Landscape Ecology**, v.32, p.897–913, 2017.
- CLARK, D. A. Sources or sinks? The response of tropical forests to current and future climate and atmospheric composition. *Philosophical transactions - Royal Society of London*. **Biological Sciences**, v. 359, p.477–91, 2004.
- CLEMENT, C. R. *et al.* Domesticated Nature: The Culturally Constructed Niche of Humanity. In: Baldauf, C. (eds) **Participatory Biodiversity Conservation**, p. 35–51, 2020.
- CLEMENT, C. R. *et al.* The domestication of Amazonia before European conquest. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1812, p. 20150813, 7 ago. 2015.
- COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 03, p. 311–325, 26 mar. 2002.
- COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, 2014.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.
- CUNI-SANCHEZ, A. *et al.* The importance of livelihood strategy and ethnicity in forest ecosystem services’ perceptions by local communities in north-western Cameroon. **Ecosystem Services**, v. 40, p. 1–13, 2019.
- CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. Landscape Metrics, Scales of Resolution. Managing Forest Ecosystems. In: Von GADOW, Klaus; PUKKALA, Timo. **Designing green landscapes**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2008. p.33–51.

CHEETRI, N. *et al.* Contribution of ecosystem services to rural livelihoods in a changing landscape: A case study from the Eastern Himalaya. **Land Use Policy**, v. 109, p. 105643, out. 2021.

DAMIAN *et al.* Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change** v. 21, n. 3, 1 set. 2021.

DAW, T. *et al.* Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 4, p. 370–379, 2011.

DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO E.S.; NGO, H. T.; GUÈZE, M.; AGARD, J.; ARNETH, A.; BALVANERA, P.; BRAUMAN, K. A.; BUTCHART, S. H. M.; CHAN, K. M. A.; GARIBALDI, L. A.; ICHII, K.; LIU, J.; SUBRAMANIAN, S. M.; MIDGLEY, G. F.; MILOSLAVICH, P.; MOLNÁR, Z.; OBURA, D.; PFAFF, A.; POLASKY, S.; PURVIS, A.; RAZZAQUE, J.; REYERS, B.; ROY CHOWDHURY, R.; SHIN, Y. J.; VISSEREN-HAMAKERS, I. J.; WILLIS, K. J.; ZAYAS, C. N. (eds.). **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019. 56 p.

DITT, E. *et al.* Conservação da biodiversidade por meio da atividade extrativista em comunidades quilombolas. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)**, n. 27, p. 1–15, 31 mar. 2013.

DORIA *et al.* The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v.9, n. 10, June 2021.

DEFENSORIA PÚBLICA DA UNIÃO - DPU; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO - PNUD. **Agenda quilombola**: coletânea de normas. 2nd ed. Brasília, DF: DPU; PNUD: 2022. p. 16-20.

DUFFY, J. E. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 8, p. 437–444, out. 2009.

DUNCKER, P. S., *et al.* How Forest Management Affects Ecosystem Services, Including Timber Production and Economic Return: Synergies and Trade-Offs. **Ecology and Society**, vol. 17, n. 4, 2012.

EGOH, B. *et al.* Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. **Biological Conservation**, v. 142, n. 3, p. 553–562, 2009.

EKROOS, J. *et al.* Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? **Biological Conservation**, v. 172, p. 65–71, Abr. 2014.

- EVANGELISTA-VALE *et al.* Climate change may affect the future of extractivism in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 257, e109093, 2021.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2 Nov. 2017.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, Nov. 2003.
- FAHRIG, L. *et al.* Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.
- FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, n. 1, p. 101–114, 2008.
- FOLEY, J. A. *et al.* Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.5, n.1, p. 25-32, 2007.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. FAO. 2015. **Forests and poverty reduction**. Acesso em: <<http://www.fao.org/forestry/livelihoods/en/>>. Acesso em: 28 de jul. 2020.
- FOUNDATION FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (2021). **Ecosystem Services Valuation Database 1.0**. Disponível em: <<https://esvd.net>>. Acesso: 05 de mai. 2022.
- FREITAS, G. M. C. de. **As expropriações e os quilombos no Brasil: entraves entre o reconhecimento e a titulação**. 2019. 90f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.
- FRIANT, S. *et al.* Life on the Rainforest Edge: Food Security in the Agricultural-Forest Frontier of Cross River State, Nigeria. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, p. 1–14, Dec. 2019.
- GARRETT, R. D. *et al.* Forests and Sustainable Development in the Brazilian Amazon: History, Trends, and Future Prospects. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 46, n. 1, 29 Abr. 2021.
- GOLDSTEIN, J. H. *et al.* Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 19, p. 7565–7570, 2012.
- GOMES, F. Africanos E Crioulos No Campesinato Negro Do Maranhão Oitocentista. **Outros Tempos: Pesquisa em Foco - História**, v. 8, n. 11, p. 63–88, 2011.
- GOMES, F. dos S. **A Hidra e os Pântanos: mocambos, quilombos e comunidades de fugitivos no Brasil** (séculos XVII-XVIII). São Paulo: Ed. UNESP/Ed. Polis. 2005.
- GOMES, F. dos S. **Mocambos e quilombos: uma história do campesinato negro no Brasil**. [São Paulo]: Claro Enigma, p. 240, 2015. (Coleção Agenda Brasileira).

GRIGGS, D. *et al.* Sustainable development goals for people and planet. **Nature**, v. 495, n. 7441, p. 305–307, Mar. 2013.

GROOT, R.; BRANDER, L.; SOLOMONIDES, S. Update of global ecosystem service valuation database (ESVD). **FSD report No 2020-06** Wageningen, The Netherlands: [s.n], 2020. 58 p.

GROOT, R.S.de; WILSON, M. A.; BOUMANS, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v.41, n.3, p.393-408, 2002.

HASAN, S. S. *et al.* Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, p. 100527, Jun. 2020.

HEILMAYR, R. *et al.* Brazil's Amazon Soy Moratorium reduced deforestation. **Nature Food**, v. 1, n. 12, p. 801–810, Dez. 2020.

HENRY, Lionel; WICKHAM, Hadley. 2020. purrr: Functional Programming Tools. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=purrr>. Acesso em: 15 de abr. 2022.

HOOVER, D. U. *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, Fev. 2005.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA - INCRA. **Regularização de Território Quilombola: Perguntas & Respostas**. Distrito Federal: INCRA. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/sites/default/files/incra-perguntasrespostas-a4.pdf>>. Acesso em: 10 de ago. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA - INCRA/DFQ. **Títulos expedidos às comunidades quilombolas**. 2021. Disponível em: https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/governanca-undiaria/titulos_quilombolas_nov_2021.pdf. Acesso em 10 de mar. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2022: Quilombolas: Primeiros resultados do universo**- segunda apuração Rio de Janeiro, IBGE. 2023. 135p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Base de Informações sobre os Povos Indígenas e Quilombolas | Indígenas e Quilombolas 2019**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/tipologias-do-territorio/27480-base-de-informacoes-sobre-os-povos-indigenas-e-quilombolas.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em 13 abr. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **IBGE Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>. Acesso em 2 de setembro, 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS- INPE. COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. 2023. Programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas.

Desmatamento – Amazônia Legal. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 10 abr. 2023.

ITTELSON, W. H. Environmental Perception and Urban Experience. **Environment and Behavior**, v. 10, n. 2, p. 193–213, 1978.

JOLY, C. A. *et al.* Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, e20190865, 2019a.

JOLY, C.A., SCARANO, F.R., SEIXAS, C.S., METZGER, J.P., OMETTO, J.P., BUSTAMANTE, M.M.C., PADGURSCHI, M.C.G., PIRES, A.P.F., CASTRO, P.F.D., GADDA, T., TOLEDO, P. **BPBES_Diagnostico Brasileiro de Biodiversidade e SE.** [S.l.]: **Globo**, p. 351, 2019b.

KACZAN, D.; SWALLOW, B. M.; ADAMOWICZ, W. L. V. Designing payments for ecosystem services (PES) program to reduce deforestation in Tanzania: An assessment of payment approaches. **Ecological Economics**, v. 95, p. 20–30, 2013.

KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S.; FIGUEIREDO, R. O.; CARVALHO, C. J. R.; SÁ, T. D. A.; SHIMIZU, M. K. Agricultura sem queima: uma proposta de recuperação de áreas degradadas com sistemas agroflorestais sequenciais. *In*: LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; ARAÚJO, A. S. F. (Ed.). **Agricultura Conservacionista no Brasil**. Brasília: Embrapa, 2014. p. 189-216.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, p. 20180208, Set. 2018.

KEMKES, R. J.; FARLEY, J.; KOLIBA, C. J. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2069–2074, 2010.

LAURANCE, W. F. *et al.* The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v.144, n.1, p. 56-67, 2011.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation." **Conservation Biology**, v.16, p.605–618, 2002.

LEITE-FILHO, A. T. *et al.* Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, e2591, 10 Maio 2021.

LEVIS, C. *et al.* How People Domesticated Amazonian Forests. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, e171, Jan. 2018.

LEVIS, C. *et al.* Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925–931, 2 Mar. 2017.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v.349, n.6250, p.827-832, 2015.

- LHOEST, S. *et al.* Perceptions of ecosystem services provided by tropical forests to local populations in Cameroon. **Ecosystem Services**, v. 38, e 100956, Jan. 2019.
- LI, C.; ZHAO, J.; HOU, W. Nonlinear Effects of Landscape Patterns on Ecosystem Services at Multiple Scales Based on Gradient Boosting Decision Tree Models. **Remote Sensing**, v. 15, n. 7, p. 1919, Jan. 2023.
- LI, D. *et al.* Landscape and Urban Planning Exploring the influences of different processes of habitat fragmentation on ecosystem services. **Landscape and Urban Planning**, v. 227, n. September 2021, e104544, Sep. 2022.
- LIMA, L.S. *et al.* Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v.29, p.261–274, 2014.
- LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, S. A. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1099–1110, 2013.
- LOCATELLI, B.; EVANS, V.; WARDELL, A.; ANDRADE, A.; VIGNOLA, R. Forests and Climate Change in Latin America: Linking Adaptation and Mitigation. **Forests**, v.2, n.1, p. 431-450, 2011.
- LOCH, V. D. C. *et al.* Towards agroecological transition in degraded soils of the eastern Amazon. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 30, n. 2, p. 90–105, 21 dez. 2020.
- LOPES, C. J. O.; MEDEIROS, G. R. N.; SOARES, L. S. Quilombos contemporâneos na Amazônia: debates e contribuições geográficas. *In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPEGE*, 11., 2015. Presidente Prudente. **Anais[...]**. Presidente Prudente: UFGD Editora, 2015, p. 1276-1287.
- LUCK, G. W.; CHAN, K. M. A.; FAY, J. P. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. **Conservation Letters**, v. 2, p. 179–188, 2009.
- MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19–26, 2012.
- MALHI, Y. The Concept of the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, n. 1, p. 77–104, 17 Out. 2017.
- MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 65–75, Dez. 2012.
- MAPBIOMAS – **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. 2021. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em 25 de abr. 2022.
- MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas** – Coleção 1 do MapBiomas Fogo. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>. Acesso em 15 de jan. 2023.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomias – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>. Acesso em 06 de out. 2022.

MARTÍN-LÓPEZ, B. *et al.* Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. **PLoS ONE**, v. 7, n. 6, e38970, 2012.

MARTIN-ORTEGA, J.; MESA-JURADO, M. A.; PINEDA-VAZQUEZ, M.; NOVO, P. Nature commodification: ‘a necessary evil’? An analysis of the views of environmental professionals on ecosystem services-based approaches. **Ecosystem Services**, v.37, e 100926, 2019.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS help**. University of Massachusetts, Amherst, MA, USA, 2015.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. [s.l.] U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MELLO, K. DE *et al.* Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293–1301, Dec. 2018.

MELLO, N. G. R. DE; ARTAXO, P. Evolução do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 66, p. 108 - 129, 2017.

MILDER, J. C.; SCHERR, S. J.; BRACER, C. Trends and future potential of payment for ecosystem services to alleviate rural poverty in developing countries. **Ecology and Society**, v. 15, n. 2, p. 1–19, 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC.: Island Press, 2005.

MIRANDA, S. C. *et al.* Regional Variations in Biomass Distribution in Brazilian Savanna Woodland. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 125–138, 2014.

MITCHELL *et al.* Reframing landscape fragmentation’s effects on ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, Abr. 2015.

MONDAL, S.; PALIT, D. Challenges in natural resource management for ecological sustainability. **Natural Resources Conservation and Advances for Sustainability**, p. 29–59, 2022

MONTERO-DE-OLIVEIRA, F.; BLUNDO-CANTO, G.; EZZINE-DE-BLAS, D. Under what conditions do payments for environmental services enable forest conservation in the Amazon? A realist synthesis. **Ecological Economics**, v. 205, e 107697, 2023.

MOORE, A. C. *et al.* Mangrove cultural services and values: Current status and knowledge gaps. **People and Nature**, v.4, n.5, p.1083-1097 Jul. 2022.

MOURA, C.W.; FUKUDA, J.C.; LISBOA, E.A.; GOMES, B.N.; OLIVEIRA, S.L.; SANTOS, M.A.; CARVALHO, A.S. & MARTINS, M.B. A Reserva Biológica do Gurupi como instrumento de conservação da natureza na Amazônia Oriental. *In*: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. (org.) **Amazônia maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p.24-31.

MUHAMAD *et al.* Living close to forests enhances people's perception of ecosystem services in a forest–agricultural landscape of West Java, Indonesia. **Ecosystem Services**, v. 8, p. 197-206, 2014.

NAIME *et al.* Enforcement and inequality in collective PES to reduce tropical deforestation: Effectiveness, efficiency and equity implications. **Global Environmental Change**, v.74, 102520, 2022.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST 3.13.0.post5+ug.gce76c6e User's Guide**. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, and Stockholm Resilience Centre, 2022.

NIELSEN-PINCUS, M. *et al.* The Influence of Place on the Willingness to Pay for Ecosystem Services. **Society and Natural Resources**, v. 30, n. 12, p. 1423–1441, 2017.

NOGUEIRA, E. M. **Densidade de madeira e alometria de árvores em florestas do arco do desmatamento: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia Brasileira**. 2008. 150 f. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2008.

OLIVEIRA *et al.* Ethnopharmacological evaluation of medicinal plants used against malaria by quilombola communities from Oriximiná, Brazil. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 173, p. 424-434, 2015.

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.

PAGDEE, A.; KAWASAKI, J. The importance of community perceptions and capacity building in payment for ecosystems services: A case study at Phu Kao, Thailand. **Ecosystem Services**, v. 47, e 101224, 2021.

PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. **World Development**, v. 33, n. 2 SPEC., p. 237–253, 2005.

PAGIOLA, S.; GLENN, H.C.; TAFFARELLO, D. **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, 2013.

PAGIOLA, S.; HONEY-ROSÉS, J.; FREIRE-GONZÁLEZ, J. Assessing the Permanence of Land-Use Change Induced by Payments for Environmental Services: Evidence From Nicaragua. **Tropical Conservation Science**, v. 13, e1940082920922676, Jan. 2020.

PAIVA, P. F. P. R. *et al.* Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 19-38, Oct. 2019.

PALOMO, I. *et al.* Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: The Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, p.1-34, 2011.

PARÁ (Estado). Decreto n.º 761, de 7 de junho de 2021. Institui Grupo de Trabalho – GT para identificar e propor procedimentos e critérios de análise para a regularização das incidências de Cadastro Ambiental Rural – CAR em territórios tradicionais e coletivos, de componente social quilombola, com regularidade fundiária no Estado do Pará, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil – Estado do Pará**. Belém, PA, v. 130, n. 34605, p. 46, 2021.

PARÁ. **Decreto N° 1.570, de 29 de Junho de 2016**. Institui o Programa de Desenvolvimento Sustentável do Estado do Pará – Pará 2030 e dá outras providências. Pará, 2016. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/492.pdf>. Acesso em abr. de 2022.

PARÁ. **Decreto N° 941, de 3 de Agosto de 2020**. Institui o Plano Estadual Amazônia Agora (PEAA), cria o Comitê Científico do Plano e o Núcleo Permanente de Acompanhamento do Plano e dá outras providências. Pará, 2020a. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/192188.pdf>. Acesso em 15 de abr. de 2022.

PARÁ. **Lei N° 9.048, de 29 de Abril de 2020**. Institui a Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Pará (PEMC/PA), e dá outras providências. Pará, 2020b. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/4093.pdf>. Acesso em 14 de abr. de 2022.

PARÁ. **Portaria N° 2403, de 17 de Dezembro de 2021**. Altera a Portaria SEMAS nº 1.526, de 04 de dezembro de 2020, para destituir e nomear membros do Grupo de Trabalho denominado GT – CAR QUILOMBOLA, prorrogar prazo de vigência e modificar o art.7º. Pará, 2021. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/110884.pdf>. Acesso em 15 de abr. de 2022.

PATTANAYAK, S. K.; SILLS, E. O. Do Tropical Forests Provide Natural Insurance? The Microeconomics of Non-Timber Forest Product Collection in the Brazilian Amazon. **Land Economics**, v. 77, n. 4, p. 595-612, Nov. 2001..

PAUDYAL *et al.* Assessing social values of ecosystem services in the Phewa Lake Watershed, Nepal. **Forest Policy and Economics**, v.90, p. 67-81, 2018.

PENNA-FIRME, R.; BRONDIZIO, E. The Risks of Commodifying Poverty: rural communities, quilombola identity, and nature conservation in Brazil. **Revista Habitus - Revista do Instituto Goiano de Pré-História e Antropologia**, v. 5, n. 2, p. 355–373, 2007.

PEREIRA, E. J. A. L. *et al.* Policy in Brazil (2016 – 2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. **Environmental Science and Policy**, v. 100, p. 8–12, May. 2019.

PEREIRA, F. da S.; VIEIRA, I. C. G. Anthropic transformation in the Gurupi river basin, eastern Amazon. **Sustainability in Debate**, v. 10, n. 3, p. 212–235, 31 Dez. 2019.

PEREIRA, R. G. DE A. Produção da piscicultura de espécies nativas da Amazônia em Rondônia. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, p. 1–4, 5 Fev. 2020.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Extinction by numbers. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 843–845, Fev. 2000.

PORTER-BOLLAND, L. *et al.* Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 268, p. 6–17, mar. 2012.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)**: 2011 Update European Environment Agency. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2009/11/CICES_Update_Nov2011.pdf>. Acesso em 30 de jul. 2022.

PROJETO DE. MONITORAMENTO DA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA POR SATÉLITE – PRODES. 2021. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 01 de mar. 2023.

R CORE TEAM. 2021. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.

REYERS, B.; BIGGS, R.; CUMMING, G.S.; ELMQVIST, T.; HEJNOWICZ, A.P.; POLASKY, S. Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.11, p.268–73, 2013.

RIVA, F; FAHRIG, L. The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. **Conservation Letters**, v.15, n.3, e12881, 2022.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, 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, 2009.

ROBERTSON, M. Measurement and alienation: making a world of ecosystem services. **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 37, n.3, p. 386 – 401, 2011.

SAYER, J. *et al.* SDG 15: Life on Land – The Central Role of Forests in Sustainable Development. In: KATILA, Pia *et al.* (ed.). **Sustainable development goals: their impacts on forests and people**. Cambridge: Cambridge University Press, 2019. p. 482–509.

REID, A. J. *et al.* Post-2015 Sustainable Development Goals still neglecting their environmental roots in the Anthropocene. **Environmental Science and Policy**, v. 77, p. 179–184, Nov. 2017.

SCHOLTE, S. S. K.; VAN TEEFFELLEN, A. J. A.; VERBURG, P. H. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. **Ecological Economics**, v. 114, p. 67–78, 2015.

SHARMA, R. *et al.* Impact of land cover change on ecosystem services in a tropical forested landscape. **Resources**, v. 8, n. 1, p. 1–13, 2019.

SHERROUSE, B. C.; CLEMENT, J. M.; SEMMENS, D. J. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. **Applied Geography**, v. 31, n. 2, p.748-760, 2011.

SIEBER, I. M. *et al.* Mapping and assessing ecosystems and their services: a comparative approach to ecosystem service supply in Suriname and French Guiana. **Ecosystems and People**, v. 17, n. 1, p. 148–164, 2021.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* Forest Fragmentation and Fires in the Eastern Brazilian Amazon–Maranhão State, Brazil. **Fire**, v. 5, n. 3, p. 1–17, 2022.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* Land Use Policy Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. **Land Use Policy**, v. 97, 104806, April, 2020.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 2, p. 144–145, 2021.

SILVA NETO, E. C. DA *et al.* Temporal evaluation of soil chemical attributes after slash-and-burn agriculture in the Western Brazilian Amazon. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 41, n. 1, p. 42609, Mar. 2019.

SILVA, J. M. C. DA *et al.* Minimum costs to conserve 80% of the Brazilian Amazon. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 3, p. 216-222, Maio 2022.

SILVA, K. C. L.; TABARELLI, M.; VIEIRA, I. C. G. Oil palm plantations in an aging agricultural landscape in the eastern Amazon: Pushing Amazon forests farther from biodiversity-friendly landscapes. **Biological Conservation**, v. 283, p. 110095, Jul. 2023.

SILVA, V. R. R. Comunidades quilombolas, racismo ambiental e conflitos territoriais. *In*: PINTO, A. R. *et al.* **Quilombos do Brasil: segurança alimentar e nutricional em territórios titulados**. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome; Secretaria de Avaliação e Gestão da Informação, 2014. p.151-169. (Cadernos de Estudos Desenvolvimento Social em Debate, n. 20).

SIQUEIRA-GAY, J. *et al.* Pathways to positive scenarios for the Amazon forest in Pará state, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, Sup. 1, e20190905, Maio 2020.

SIQUEIRA-GAY, J., SÁNCHEZ, L.E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v.21, n. 28, p. 1-5, 2021.

SMITH, C.; BAKER, J. C. A.; SPRACKLEN, D. V. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. **Nature**, v. 615, p. 1–6, 1 Mar. 2023.

SMITH, H. F.; SULLIVAN, C. A. Ecosystem services within agricultural landscapes-Farmers' perceptions. **Ecological Economics**, v. 98, p. 72–80, 2014.

SOHEL, M. S. I.; AHMED MUKUL, S.; BURKHARD, B. Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 128–135, 2015.

SOUZA JUNIOR, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 1 Jan. 2020.

SOUZA NETO, H. F. DE *et al.* Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114969, Out. 2020.

STEEGE, H. *et al.* Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092–1243092, Out. 2013.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; McNEILL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A**, 369, p. 842–867, 2011.

STEVENSON, H. *et al.* The Practical Fit of Concepts: Ecosystem Services and the Value of Nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, 15 Abr. 2021.

STRAND, J. *et al.* Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657–664, 2018.

SUPERTI, E.; SILVA, G. V. Comunidades Quilombolas na Amazônia. **Confins** [Online], 23 | 2015. Disponível em: <<http://journals.openedition.org/confins/10021>>; DOI: <https://doi.org/10.4000/confins.10021>>. Acesso em 15 de abr. 2022.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v.40, n.6, p. 657-661, 2008.

TAMBOSI, L. R. *et al.* Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151–162, Ago. 2015.

TAUBERT, F. *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018.

TEIXEIRA, H. M. *et al.* Farmers show complex and contrasting perceptions on ecosystem services and their management. **Ecosystem Services**, v. 33, p. 44–58, June. 2018..

TEIXEIRA, R. A. *et al.* Artisanal gold mining in the eastern Amazon: Environmental and human health risks of mercury from different mining methods. **Chemosphere**, v. 284, p. 131220, Dez. 2021.

TERRADO, M. *et al.* Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 63–70, 2016.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY - TEEB 2010. **Mainstreaming the Economics of Nature**: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Disponível em: <https://www.teebweb.org/wpcontent/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>. Acesso em: 22 de mai. 2021.

THOMPSON, I. *et al.* Chapter 2 Forest biodiversity, carbon and other ecosystem services: relationships and impacts of deforestation and forest degradation. *In*: PARROTTA, John A.; WILDBURGER, Christoph; MANSOURIAN, Stephanie. **Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the Key to Achieving REDD+ Objectives**, n. October 2015, 2012. Chapter 2, p. 21–50.

THORKILDSEN, K. Social-ecological changes in a Quilombola community in the atlantic forest of southeastern Brazil. **Human Ecology**, v. 42, n. 6, p. 913–927, 2014.

TURNER, R.; PEARCE, D.; BATEMAN, I. **Environmental Economics: An Elementary Introduction**. Hemel Hempstead: Harvester Wheatsheaf, 1994.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT AGENCY. **Resolution 73/284**: United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). 2019. Disponível em: <https://undocs.org/A/RES/73/284>. Acesso em: 21 de set. 2022.

UNITED NATIONS. **Transforming our world**: The 2030 agenda for sustainable development United Nations. Geneva: United Nations, 2015. Disponível em: <https://sdgs.un.org/publications/transforming-our-world-2030-agenda-sustainable-development-17981>. Acesso em: 22 de set. 2020.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO. UEMA. Centro de Ciências Agrárias. Núcleo Geoambiental. **Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão**. Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2016. 165 p.

VIANA, V. M. Bolsa Floresta: um instrumento inovador para a promoção da saúde em comunidades tradicionais na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 64, p. 143–153, Dez. 2008.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515–525, Jun. 2011.

WHITFIELD, A.K. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 27, p. 75–110, 2017.

WICKHAM, H.; GIRLICH, M. **tidyr**: Tidy Messy Data. 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>. Acesso em: 15 de abr. 2022.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K.; VAUGHAN, DAVIS. **dplyr**: A Grammar of Data Manipulation. 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 16 de abr. 2022.

WICKHAM, Hadley. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer-Verlag, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>. Acesso em: 15 de abr. 2022.

WILKE, C. O. **Cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'**. 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=cowplot>. Acesso em: 15 de abr. 2022.

WINTLE *et al.* Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. **PNAS**, v.116, n.3, p.909-914, 2019.

WU, J. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 999–1023, 2013.

WUNDER S. 2008. **Necessary conditions for ecosystem service payments**. Paper presented to the conference Economics and Conservation in the Tropics: A Strategic Dialogue. Moore Foundation/ CSF/ RFF, San Francisco, Jan 31 – Feb 1. Conference Paper Series. Disponível em: [http://www.rff.org/Documents/08_Tropics_Conference/Tropics_Conference_Papers/Tropics_Conference_Wunder_PES_markets .pdf](http://www.rff.org/Documents/08_Tropics_Conference/Tropics_Conference_Papers/Tropics_Conference_Wunder_PES_markets.pdf). Acesso em 25 de jul., 2020.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. Bogor, Indonesia: CIFOR, 2005. (Occasional paper: n. 42).

YANG, S. *et al.* Socio-cultural valuation of rural and urban perception on ecosystem services and human well-being in Yanhe watershed of China. **Journal of Environmental Management**, v. 251, n. 19, p. 109615, 2019.

YU, W., WU, B., LIU, Y. Advances in research on the effects of habitat fragmentation on genetic diversity of animals and plants J. **Journal of Applied and Environmental Biology**, 25, n. 03, p. 743-749, 2019.

ZALASIEWICZ, J. *et al.* The anthropocene: A new epoch of geological time? **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 835–841, 2011.

ZALASIEWICZ, J. *et al.* When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. **Quaternary International**, v. 383, p. 196–203, 2015.

ZHANG, W. *et al.* Awareness and perceptions of ecosystem services in relation to land use types: Evidence from rural communities in Nigeria. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 150–160, 2016.

ZHANG, Z. *et al.* Response of ecosystem services to socioeconomic development in the Yangtze River Basin, China. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 481–493, 2017.

APÊNDICE A - PARÂMETROS PARA O MODELO DE ESTOQUE DE CARBONO

O estoque de carbono, segundo o IPCC (2006), refere-se à quantidade total de carbono armazenada em diferentes compartimentos, tais como o carbono armazenado na biomassa acima do solo, nas raízes das plantas, no solo e na biomassa morta.

Para estimar a quantidade atual de carbono estocado em uma paisagem ou a quantidade de carbono sequestrado durante um determinado período, o modelo de ‘Estoque e Sequestro de Carbono’ do InVEST (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2022) utiliza mapas de uso e cobertura da Terra juntamente com os estoques de carbono em quatro compartimentos: (a) biomassa acima do solo; (b) biomassa abaixo do solo (raízes); (c) solo; e (d) matéria orgânica morta (inclui serrapilheira e madeira morta caída e/ou em pé). O modelo mapeia as densidades de estoque de carbono para a imagem raster de uso e mudança da Terra.

Os valores dos estoques de carbono nos quatro compartimentos de acordo com as classes de uso e cobertura da Terra da bacia do rio Gurupi foram obtidos a partir de estudos feitos para a região amazônica (TABELA A.1). Foram considerados estudos para a região amazônica, priorizando estudos feitos para a área de estudo ou próximo a ela.

Tabela A.1 – Estoques de carbono na biomassa acima do solo, na biomassa abaixo do solo, no solo e na matéria orgânica morta.

(continua)

Classes	C_acima do solo	C_abaixo do solo	C_solo	C_m.o morta	Fonte
Mg C ha ⁻¹					
Floresta					
Formação Florestal	88,69	32*	60,79	28,04	Berenguer <i>et al.</i> (2014) Nogueira (2008)*
Formação Savânica	4,6	-	-	0,4	Miranda <i>et al.</i> (2014)
Mangue	145,2	11,7	49,1	13,6	Kauffmann <i>et al.</i> (2018)
Formação natural não florestal					
Campo Alagado e Área Pantanosa	-	-	-	-	
Formação Campestre	2,6	0,5	0,0	0,2	Miranda <i>et al.</i> (2014)
Apicum	-	-	-	-	

(conclusão)

Classes	C_acima do solo	C_abaixo do solo	C_solo	C_m.o morta	Fonte
Mg C ha ⁻¹					
Agropecuária					
Pastagem	-	-	44,74	-	Damian <i>et al.</i> (2021)
Agricultura	-	-	-	-	Damian <i>et al.</i> (2021)
Soja	2,13	0,01	30,52	0,48	Bonini <i>et al.</i> (2018)
Outras Lavouras Temporárias	-	-	59,09	-	Damian <i>et al.</i> (2021)
Outras Lavouras Perenes	-	-	59,09	-	Damian <i>et al.</i> (2021)
Silvicultura (monocultura)	-	-	-	-	
Mosaico de Usos	-	-	-	-	
Área não vegetada					
Área Urbanizada	-	-	-	-	
Mineração	-	-	-	-	
Corpo d`água					
Rio, Lago, Oceano	-	-	-	-	

Fonte: Organizado pela autora.

Método de Cálculo do Modelo de Estoque de Carbono (EC):

O EC de um pixel x foi calculado da seguinte forma:

$$EC_x = A_x \times (C_{acima j} + C_{abaixo j} + C_{m.o morta j} + C_{solo j})$$

Em que:

j=1, 2, ..., n: o número do uso da terra j do pixel x;

A_x : a área do pixel x (ha);

$C_{acima\ j}$: densidade de carbono na biomassa acima do solo do uso da terra j (t/ha);

$C_{abaixo\ j}$: densidade de carbono na biomassa abaixo do solo do uso da terra j (t/ha);

$C_{m.o\ morta\ j}$: densidade de carbono na matéria morta do uso da terra j (t/ha);

$C_{solo\ j}$: densidade de carbono no solo do uso da terra j (t/ha);

APÊNDICE B – PARÂMETROS PARA O MODELO DE QUALIDADE DO HABITAT

O modelo de Qualidade do Habitat da plataforma InVEST combina dados de mudança de uso e cobertura da terra com dados sobre ameaças à integridade do habitat e a sensibilidade deles. A qualidade do habitat é definida então em função de quatro fatores: adequabilidade, sensibilidade, acesso e ameaças (InVEST User's Guide 3.13.0). Esses fatores são avaliados dentro de uma escala de 0 a 1:

- Adequabilidade: Quanto mais próximo de 0 menor é adequabilidade do habitat para as espécies; quanto mais próximo de 1 maior é a preferência das espécies pelo habitat.
- Sensibilidade: Quanto mais próximo de 0 menor é a sensibilidade às ameaças; quanto mais próximo de 1 maior é a sensibilidade.
- Acesso: Quanto mais próximo de 0 maior é o nível de proteção do habitat (mais inacessível); quanto mais próximo de 1 menor é a proteção, maior é a acessibilidade.
- Ameaças: Quanto mais próximo de 0, menor é o impacto da ameaça ao habitat; quanto mais próximo de 1, maior é o impacto.

Adequabilidade e Sensibilidade

Para indicar a adequação do habitat para as espécies consideramos os ambientes terrestres (representados pelas classes de nível 1: floresta, área natural não florestal, agricultura, pastagem) como habitat (TABELA B.2). As demais classes foram consideradas não-habitat. Nesse caso, as entradas no modelo não serão referentes a nenhuma espécie específica e sim a espécies em geral de habitats terrestres.

A sensibilidade dos habitats foi avaliada em relação a seis ameaças: soja, pastagem, áreas urbanas, silvicultura, mineração e fogo (TABELA B.2). Os parâmetros de entrada foram obtidos com base em Terrado *et al.* (2016) com algumas adaptações, uma vez que as áreas de uso e cobertura e os tipos de ameaças se diferem da área de estudo. Os parâmetros utilizados por Terrado *et al.* (2016) foram obtidos a partir de consultas a especialistas.

Tabela B.2 – Adequabilidade do habitat e sua sensibilidade relativa a ameaças.

Classes de Uso e Cobertura	Adequabilidade do habitat	Sensibilidade relativa de cada tipo de habitat a cada ameaça (sendo 0 'nem um pouco sensível' e 1 'altamente sensível') *					
		Soja	Pastagem	Áreas urbanas	Silvicultura	Mineração	Fogo
Floresta	-	-	-	-	-	-	-
Formação Florestal	0,9	0,70	0,75	0,85	0,65	0,72	0,85
Formação Savânica	0,9	0,70	0,75	0,85	0,65	0,72	0,80
Mangue	0,9	0,70	0,70	0,85	0,50	0,50	0,50
Formação natural não florestal	-	-	-	-	-	-	-
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,7	0,50	0,50	0,50	0,20	0,20	0,20
Formação Campestre	0,7	0,50	0,50	0,50	0,20	0,20	0,20
Apicum	0,7	0,10	0,10	0,30	0,00	0,00	0,00
Agropecuária							
Pastagem	0,3	0,10	0,15	0,50	0,10	0,20	0,1
Agricultura	-	-	-	-	-	-	-
Lavoura Temporária	-	-	-	-	-	-	-
Soja	0,4	0,10	0,15	0,50	0,10	0,5	0,3
Outras Lavouras Temporárias	0,4	0,50	0,15	0,50	0,10	0,65	0,3
Lavoura Perene	-	-	-	-	-	-	-
Outras Lavouras Perenes	0,4	0,50	0,2	0,5	0,1	0,5	0,4
Silvicultura (monocultura)	0,4	0,3	0,10	0,2	0,1	0,5	0,8
Mosaico de Usos	0,4	0,30	0,15	0,50	0,10	0,65	0,3
Área não vegetada	-	-	-	-	-	-	-
Área Urbanizada	0,15	0,16	0,1	0,00	0,00	0,19	0,3
Mineração	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corpo d`água	-	-	-	-	-	-	-
Rio, Lago, Oceano	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaborado com base em Terrado *et al.* (2016).

Acessibilidade

O modelo de qualidade de habitat da plataforma InVEST assume que quanto mais proteção legal/institucional/social/física uma célula tiver, menos ela será afetada por ameaças próximas, independentemente do tipo de ameaça. Sendo assim quanto mais próximo de 0 menor é a acessibilidade a essas áreas, logo maior proteção.

As áreas protegidas da bacia são constituídas por territórios indígenas e quilombolas, e unidades de conservação integral e de uso sustentável (TABELA B.3). Esses dados sobre acessibilidade foram mapeados para a bacia conforme a figura B.1b e B.2b.

Tabela B.3 – Níveis de acessibilidade conforme a proteção legal.

Tipo de Área Protegida	Acesso (0-1)
Terras Indígenas	0
Unidades de Conservação Integral	0
Unidades de Conservação de Uso Sustentável	0,4
Territórios Quilombolas	0,5

Fonte: Da autora.

Ameaças

Alguns impactos são mais degradantes que outros para o habitat. Sendo assim o modelo requer dados referentes ao impacto relativo de cada ameaça, a distância entre o habitat e a fonte de ameaça e o impacto dessa ameaça através do espaço, podendo esse impacto ter uma taxa decaimento de distância da ameaça linear ou exponencial.

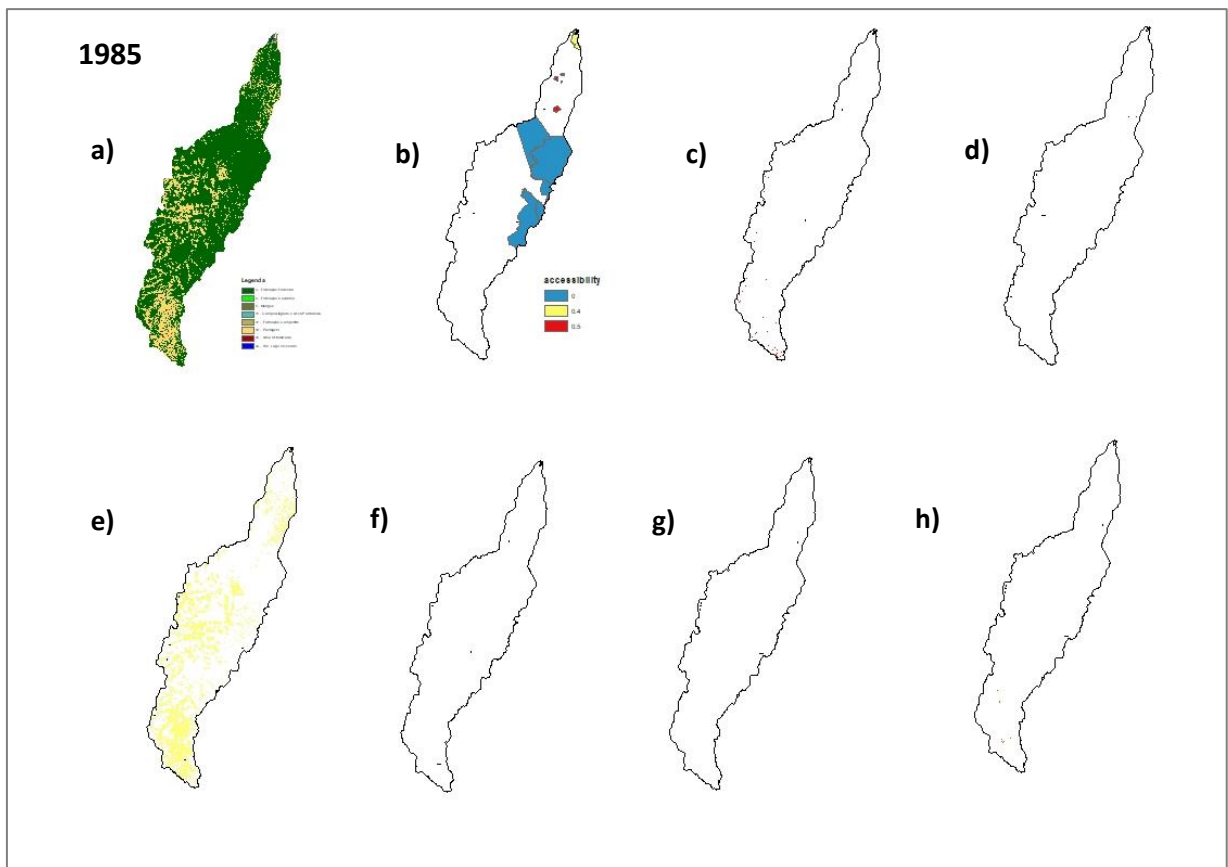
Tabela B.4 – Impacto relativo de cada ameaça (peso) e a distância entre o habitat e a fonte de ameaça e o impacto dessa ameaça através do espaço.

AMEAÇA	PESO	MAX_DIST (km)	Tipo de decaimento
Soja	0,7	8	linear
Pastagem	0,7	8	linear
Áreas urbanas	0,9	10	linear
Silvicultura	0,5	4	linear
Mineração	1,0	8	exponencial
Fogo	1,0	10	exponencial

Fonte: Da autora.

O modelo de qualidade de habitat também requer dados sobre a distribuição ou densidade das ameaças. Em geral, são consideradas como ameaças as atividades antrópicas na paisagem que causa fragmentação, aumento de borda e degradação (InVEST User's Guide 3.13.0). Cada ameaça é representada por uma imagem raster de mesma escala e medida. Todos os mapas de ameaça representam a presença/ausência (1/0) de cada ameaça na célula do grid (FIGURA B.1 e B.2).

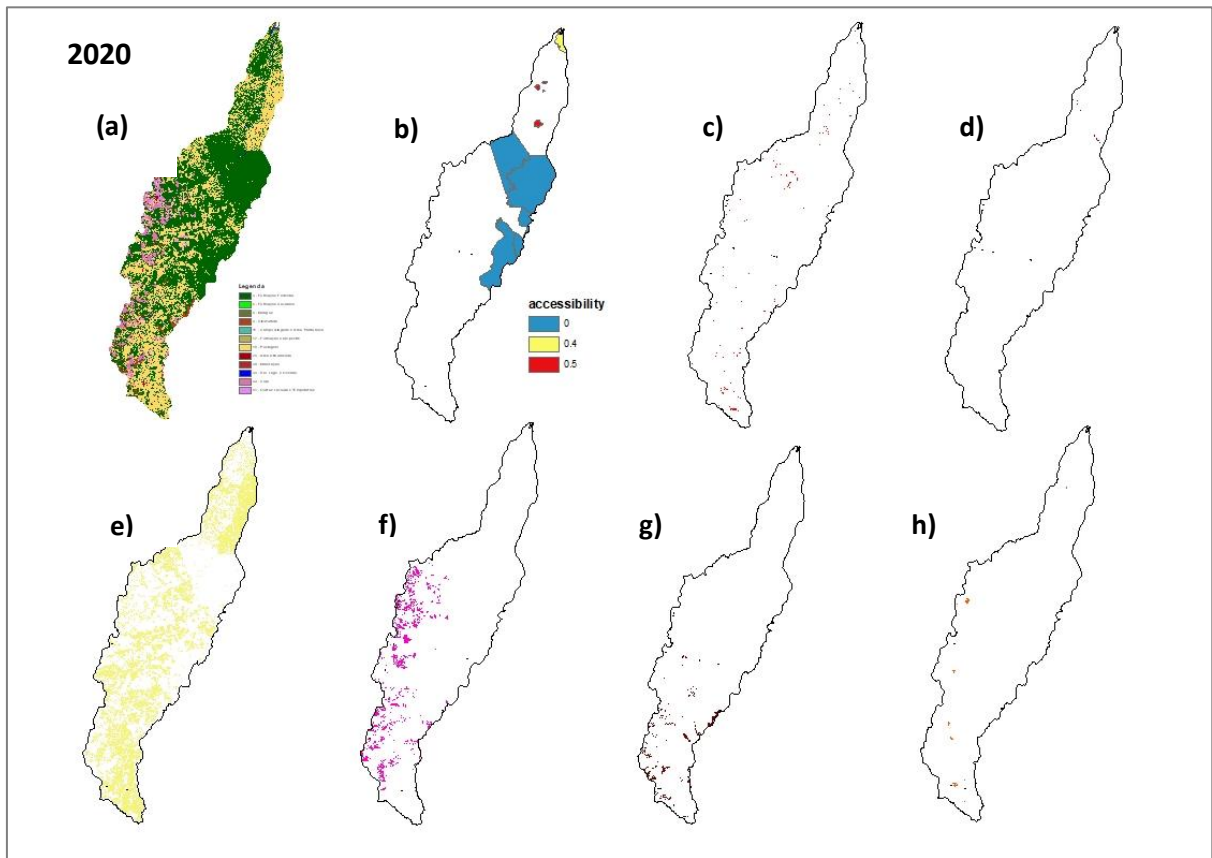
Figura B.1 – Mapas de ameaças e acessibilidade para o ano de 1985.



Fonte: Da autora. Base de dados do MapBiomas 7.

Legenda: (a) mapa de uso de cobertura da BHG; (b) mapa de acessibilidade; (c) mapa de cicatrizes de fogo; (d) mapa de mineração; (e) mapa de pastagem; (f) mapa de soja; (g) mapa de silvicultura; (h) mapa de áreas urbanas.

Figura B.2 – Mapas de ameaças e acessibilidade para o ano de 2020.



Fonte: Da autora. Base de dados do MapBiomas 7.

Legenda: (a) mapa de uso de cobertura da BHG; (b) mapa de acessibilidade; (c) mapa de cicatrizes de fogo; (d) mapa de mineração; (e) mapa de pastagem; (f) mapa de soja; (g) mapa de silvicultura; (h) mapa de áreas urbanas.

Método de Cálculo do Modelo de Qualidade de Habitat (QH)

A QH de cada pixel x foi calculado da seguinte forma:

$$QH_x = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right);$$

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}$$

Em que:

j : número do uso da terra j do píxel x ,

$r=1, 2, \dots, R$: o número da ameaça r ,

$y=1, 2, \dots, Y_r$: o número do píxel y que é a ameaça,

H_j : a adequabilidade do habitat do uso da terra j ,

D_{xj} : o índice de degradação do habitat do píxel x do uso da terra j ,

W_r : o peso relativo do fator de ameaça r no píxel x ,

r_y : o valor do fator de ameaça no píxel y ,

β_x : o nível de proteção do píxel x ,

S_{jr} : a sensibilidade do uso da terra j ao fator de ameaça r ,

z : parâmetros de escala,

k : a constante de meia saturação (0.5 valor *default*)

i_{rxy} : o peso de influência do fator de ameaça r do píxel y no píxel x .

Caso a influência da ameaça decair linearmente com a distância, a fórmula será:

$$i_{rxy} = \frac{d_{xy}}{d_{r_{max}}}$$

Caso a influência da ameaça diminuir exponencialmente com a distância, a fórmula será:

$$i_{rxy} = e^{-\frac{2,99}{d_{r_{max}}} d_{xy}}$$

d_{xy} : a distância linear entre o píxel x e o píxel y (m) ,

$d_{r_{max}}$: a distância máxima efetiva do fator de ameaça r .

APÊNDICE C - ROTEIRO DAS ENTREVISTAS DE CAMPO

(continua)

PARTE 1: PERFIL SOCIOECONÔMICO	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nome 2. Idade 3. Gênero 4. Nível de escolaridade 5. Tempo de moradia na comunidade 6. Principal ocupação 7. Renda familiar mensal 8. Principal fonte de renda 9. É membro de algum tipo de associação? 10. Natureza dessa associação 11. Principal função dentro do grupo ou organização 12. Uso da terra predominante 13. Principal atividade de lazer na comunidade 14. É praticante de alguma religião?
PARTE 2: PERCEPÇÃO SOBRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	<ol style="list-style-type: none"> 1. Qual é a distância entre a sua casa e a Floresta? 2. Quando foi a última vez que visitou/foi à floresta? Com que objetivo? 3. Com que frequência visita a Floresta? Qual é o principal objetivo das suas idas à floresta? 4. Qual parte da área de floresta que visita com mais frequência? 5. Quais os benefícios você ou outros membros da família retiram da floresta? 6. A sua família utiliza madeira proveniente da floresta? Para quais fins? 7. Você ou outros membros da sua família utilizam a floresta para coleta de produtos madeireiros e não-madeireiros? 8. Você ou outros membros da sua família utilizam a floresta para atividades culturais? 9. A utilização da floresta, ou produtos provenientes, influencia na renda familiar? Se sim, quanto? 10. Quais fontes de energia você utiliza em sua casa? 11. A qualidade da água, ar, temperatura, solo é melhor nas áreas de floresta ou fora dela? 12. A floresta protege a comunidade contra a erosão, enchentes, doenças?

(conclusão)

<p>PARTE 3: PERCEPÇÃO SOBRE AMEAÇAS AO BEM-ESTAR DA COMUNIDADE E AOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS</p>	<ol style="list-style-type: none">1. Nota algum problema relacionado com a vida no território quilombola?2. Nota algum problema que ameace os benefícios que a floresta fornece?3. Nota redução da área de floresta nos últimos anos?4. Nota alguma espécie de árvore e/ou animal que já não vê com tanta frequência como nos últimos anos?5. Nota alguma mudança relacionada ao rio/córregos na comunidade? (Secou ou encheu muito nos últimos anos? A qualidade ainda é boa? Ainda tem muito peixe?)
---	--

Fonte: Da autora.

ANEXO A – RESULTADO DAS ANÁLISES DE REGRESSÃO LINEAR

Coefficientes dos modelos lineares simples e múltiplos empregados com os dados dos Territórios Quilombolas do Gurupi (TQG), Pará, Brasil. Cada linha representa um modelo empregado ou para uma comunidade ou para os dados da TQG como um todo. A coluna 'Fórmula' apresenta a relação testada no modelo: valores à esquerda do ~ representam a variável dependente, e os valores à direita, variável independente.

(continua)

Dados	Fórmula	R quad.	R quad. ajust	Sigma	F	P	df	Resíduos	N
Bela Aurora	floresta_fins_n ~ idade	0.062	0.004	1.623	1.065	0.317	1	16	18
Camiranga	floresta_fins_n ~ idade	0.034	0.009	1.882	1.359	0.251	1	39	41
Itamoari	floresta_fins_n ~ idade	0.050	0.004	2.858	1.097	0.307	1	21	23
Paca e Aningal	floresta_fins_n ~ idade	0.238	0.130	2.033	2.191	0.182	1	7	9
TQ Gurupi	floresta_fins_n ~ idade	0.049	0.038	2.320	4.594	0.035	1	89	91
Bela Aurora	floresta_fins_n ~ nivel_de_escolaridade	0.046	-0.014	1.637	0.766	0.394	1	16	18
Camiranga	floresta_fins_n ~ nivel_de_escolaridade	0.000	-0.025	1.914	0.006	0.938	1	39	41
Itamoari	floresta_fins_n ~ nivel_de_escolaridade	0.120	0.078	2.750	2.864	0.105	1	21	23
Paca e Aningal	floresta_fins_n ~ nivel_de_escolaridade	0.184	0.068	2.104	1.583	0.249	1	7	9
TQ Gurupi	floresta_fins_n ~ nivel_de_escolaridade	0.007	-0.004	2.371	0.637	0.427	1	89	91
Bela Aurora	floresta_fins_n ~ renda_familiar	0.023	-0.038	1.656	0.384	0.544	1	16	18

Dados	Fórmula	R quad.	R quad. ajust	Sigma	F	P	df	Resíduos	N
Camiranga	floresta_fins_n ~ renda_familiar	0.007	-0.018	1.907	0.279	0.601	1	39	41
Itamoari	floresta_fins_n ~ renda_familiar	0.073	0.029	2.822	1.660	0.212	1	21	23
Paca e Aningal	floresta_fins_n ~ renda_familiar	0.620	0.565	1.437	11.404	0.012	1	7	9
TQ Gurupi	floresta_fins_n ~ renda_familiar	0.001	-0.010	2.378	0.094	0.760	1	89	91
Bela Aurora	mad_usos_n ~ idade	0.211	0.162	1.662	4.275	0.055	1	16	18
Camiranga	mad_usos_n ~ idade	0.084	0.061	1.445	3.584	0.066	1	39	41
Itamoari	mad_usos_n ~ idade	0.095	0.052	2.026	2.202	0.153	1	21	23
Paca e Aningal	mad_usos_n ~ idade	0.061	-0.073	1.171	0.453	0.523	1	7	9
TQ Gurupi	mad_usos_n ~ idade	0.027	0.017	1.753	2.515	0.116	1	89	91
Bela Aurora	mad_usos_n ~ nivel_de_escolaridade	0.092	0.035	1.783	1.618	0.222	1	16	18
Camiranga	mad_usos_n ~ nivel_de_escolaridade	0.064	0.040	1.460	2.677	0.110	1	39	41
Itamoari	mad_usos_n ~ nivel_de_escolaridade	0.020	-0.027	2.108	0.425	0.522	1	21	23
Paca e Aningal	mad_usos_n ~ nivel_de_escolaridade	0.402	0.316	0.935	4.701	0.067	1	7	9

Dados	Fórmula	R quad.	R quad. ajust	Sigma	F	P	df	Resíduos	N
TQ Gurupi	mad_usos_n ~ nivel_de_escolaridade	0.007	-0.004	1.771	0.667	0.416	1	89	91
Bela Aurora	mad_usos_n ~ renda_familiar	0.010	-0.052	1.862	0.157	0.697	1	16	18
Camiranga	mad_usos_n ~ renda_familiar	0.001	-0.025	1.509	0.039	0.844	1	39	41
Itamoari	mad_usos_n ~ renda_familiar	0.019	-0.028	2.109	0.408	0.530	1	21	23
Paca e Aningal	mad_usos_n ~ renda_familiar	0.046	-0.091	1.181	0.335	0.581	1	7	9
TQ Gurupi	mad_usos_n ~ renda_familiar	0.001	-0.010	1.777	0.093	0.761	1	89	91
Bela Aurora	floresta_fins_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.114	-0.076	1.686	0.602	0.624	3	14	18
Camiranga	floresta_fins_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.043	-0.035	1.923	0.551	0.651	3	37	41
Itamoari	floresta_fins_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.269	0.154	2.635	2.330	0.107	3	19	23

(conclusão)

Dados	Fórmula	R quad.	R quad. ajust	Sigma	F	P	df	Resíduos	N
Paca e Aningal	floresta_fins_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.815	0.704	1.185	7.349	0.028	3	5	9
TQ Gurupi	floresta_fins_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.101	0.070	2.281	3.270	0.025	3	87	91
Bela Aurora	mad_usos_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.265	0.107	1.715	1.679	0.217	3	14	18
Camiranga	mad_usos_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.109	0.037	1.463	1.509	0.228	3	37	41
Itamoari	mad_usos_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.104	-0.037	2.119	0.738	0.542	3	19	23
Paca e Aningal	mad_usos_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.412	0.058	1.097	1.166	0.410	3	5	9
TQ Gurupi	mad_usos_n ~ idade + nivel_de_escolaridade + renda_familiar	0.040	0.007	1.762	1.202	0.314	3	87	91