

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Maiume Rughania Sá Soares

Como a perda de unidades de conservação de proteção integral e terras indígenas
influenciam a provisão de serviços ecossistêmicos

Belo Horizonte
2021

Maiume Rughania Sá Soares

Como a perda de unidades de conservação de proteção integral e terras indígenas influenciam a provisão de serviços ecossistêmicos

Versão Final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Ubirajara de Oliveira

Belo Horizonte
Instituto de Geociências
2021

S676c
2021

Soares, Maiume Rughania Sá.

Como a perda de unidades de conservação de proteção integral e terras indígenas influenciam a provisão de serviços ecossistêmicos [manuscrito] / Maiume Rughania Sá Soares. – 2021.

70 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Ubirajara de Oliveira.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2021.

Bibliografia: f. 63-70.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Áreas protegidas – Brasil – Teses. 3. Biodiversidade – Brasil – Teses. 4. Impacto ambiental – Brasil – Teses. 5. Áreas indígenas – Teses. I. Oliveira, Ubirajara. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. III. Título.

CDU: 911.2:519.6(81)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

Como a perda de unidades de conservação de proteção integral e terras indígenas influenciam a provisão de serviços ecossistêmicos

MAIUME RUGHANIA SÁ SOARES

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE, MODELAGEM E GESTÃO DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Dr. Ubirajara de Oliveira - Orientador
UFMG

Dr. Leonardo Sousa Carvalho
UFPI

Dra. Sônia Maria Carvalho Ribeiro
UFMG

Belo Horizonte, 17 de junho de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Ubirajara de Oliveira, Usuário Externo**, em 25/06/2021, às 10:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Leonardo Sousa Carvalho, Usuário Externo**, em 25/06/2021, às 10:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sônia Maria Carvalho Ribeiro, Cidadã**, em 29/06/2021, às 16:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0802798** e o código CRC **0A2AD693**.

Dedico este trabalho à Francisca (in memoriam),
que foi exemplo de amor, carinho e
generosidade.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por me permitir concluir mais uma etapa da minha formação profissional. E por ter me abençoado durante estes anos de estudo.

Agradeço à minha família pelo apoio.

Agradeço à Secretaria de Estado de Meio-Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, por possibilitar o desenvolvimento do curso de mestrado.

Ao meu orientador Ubirajara de Oliveira, por compartilhar sua vasta experiência em modelagem, pela forma tranquila de conduzir o estudo e me guiar no processo de aprendizado.

Agradeço aos amigos conquistados ao longo do mestrado, em especial à Debora e Nino, tanto pela ajuda em questões técnicas, quanto pela convivência que tornou os dias e noites de estudos mais leves e divertidos.

Aos amigos Marcone, Janaína, Thiago e Pedro por me incentivarem a dar início ao mestrado, e por sempre estarem ao meu lado. Vocês foram essenciais!

RESUMO

Os remanescentes de vegetação nativa se destacam por possuírem alta diversidade biológica e por realizarem processos ecológicos, por meio dos quais são produzidos diversos benefícios ao homem. Estes benefícios referem-se aos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ambientes naturais. No entanto, ao longo dos anos, as atividades antrópicas vêm sendo cada vez mais recorrentes para suprir demandas de bens e serviços à população humana, causando pressões nas áreas de remanescentes de vegetação nativa. Neste contexto, entre as alternativas para se preservar os remanescentes de vegetação, as unidades de conservação se enquadram como uma categoria de áreas protegidas, através da qual é possível impedir ou mitigar as pressões antrópicas em seus limites, bem como os impactos à biodiversidade. Ainda que estas áreas tenham caráter de proteção estabelecido por lei, preservem os recursos naturais, e produzam benefícios ao bem-estar humano, o mundo vivencia diversas perdas de unidades de conservação. O evento denominado por pesquisadores pela sigla PADDD (Protected Areas Downgrading, Downsizing and Degazettement), refere-se às mudanças legais que facilitam as restrições ao uso, diminuem os limites ou eliminam completamente a proteção legal imposta nestas áreas. Além das unidades de conservação, as terras indígenas também desempenham papel de essencial importância para manutenção dos recursos naturais, haja vista que os povos indígenas detêm os direitos originários das áreas que habitam e as utilizam para a valorização e o contato com a natureza. Apesar disso, estas áreas sofrem pressões antrópicas, principalmente relacionada à atividade mineração. Os efeitos dos impactos ambientais são ainda maiores, quando sua ocorrência se dá em países megadiversos, como o Brasil, que possui áreas de extrema diversidade biológica, além de espécies endêmicas. Neste contexto, esse trabalho teve o objetivo de simular os impactos das perdas de unidades de conservação e terras indígenas em termos de perda de biodiversidade e impactos ambientais, utilizando-se da Modelagem de Monte Carlo. Assim, os procedimentos metodológicos compreenderam três etapas. Inicialmente, foram definidas as variáveis de entrada, baseadas nos serviços ecossistêmicos. Com a definição das variáveis, a segunda etapa consistiu na busca por bancos de dados, ou parâmetros que possibilitassem a quantificação destas variáveis, desenvolvendo-se modelos para a mensuração de cada uma delas. A terceira etapa consistiu na simulação de cenários com o uso do Modelo de Monte Carlo. O método foi desenvolvido através da plataforma para modelagem de sistemas ambientais DINAMICA EGO, a partir da qual, foram simulados cenários com diferentes quantitativos de perda de áreas protegidas para termos um resultado médio para cada cenário. Este resultado médio foi obtido realizando-se a repetição do procedimento diversas vezes, com o propósito de se reduzir os efeitos de cada sorteio da perda. Como resultados, obtivemos os valores das perdas de áreas de vegetação nativa e áreas com prioridades para conservação, valores médios de assoreamento, perda de solo e biomassa. Estes dados indicaram a importância da manutenção das florestas intactas para a conservação dos recursos naturais e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. Verificamos que existe insuficiência de estudos relativos ao conhecimento da biodiversidade nos limites das áreas protegidas analisadas, além da necessidade de se proteger áreas com prioridade para conservação, nas quais há conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade, mas que não possuem proteção especial.

Palavras chaves: biodiversidade; modelagem; unidades de conservação, impactos ambientais; terras indígenas.

ABSTRACT

Remnants of native vegetation stand out for having high biological diversity and for carrying out ecological processes, through which various benefits to man are produced. These benefits refer to ecosystem services provided by natural environments. However, over the years, human activities have been increasingly recurrent to supply demands for goods and services to the human population, causing pressure in areas of remnants of native vegetation. In this context, among the alternatives to preserve the remnants of vegetation, conservation units fit as a category of protected areas, through which it is possible to prevent or mitigate anthropic pressures at their limits, as well as impacts on biodiversity. Even though these areas have a protection character established by law, preserve natural resources, and produce benefits for human well-being, the world experiences several losses of conservation units. The event named by researchers by the acronym PADD (Protected Areas Downgrading, Downsizing and Degazettement), refers to legal changes that ease restrictions on use, lower limits or completely eliminates the legal protection imposed in these areas. In addition to the conservation units, indigenous lands also play an essential role in maintaining natural resources, given that indigenous peoples have rights related to the areas they inhabit and, as such, they use them for valuing and contacting nature. Despite this, these areas suffer anthropic pressures, mainly related to mining activity. The effects of environmental impacts are even greater when they occur in megadiverse countries, such as Brazil, which has areas of extreme biological diversity, in addition to endemic species. In this context, the objective of the work is to simulate the impacts of loss of conservation units and indigenous lands in terms of biodiversity loss and environmental impacts. This is done using Monte Carlo Modeling. Thus, the methodological procedures comprise three stages. Initially, input variables were defined, which were based on ecosystem services. With the definition of the variables, the second stage consisted of searching for databases or parameters that enable the quantification of these variables, developing models to measure each one of these. The third step is the simulation of scenarios using the Monte Carlo Model. The method was developed through the platform for modeling environmental systems DYNAMIC EGO, from which scenarios with different amounts of loss of protected areas were simulated to have an average result for each scenario. This average result was obtained by repeating the procedure several times, in order to reduce the effects of each draw of the loss. As a result, we obtained the values of losses of areas of native vegetation and areas with priorities for conservation, average values of silting, loss of soil and biomass. These data indicated the importance of keeping forests intact for the conservation of natural resources and mitigating the effects of climate change. We found that there is a lack of studies related to the knowledge of biodiversity within the limits of the protected areas analyzed, in addition to the need to protect areas with priority for conservation, in which there is knowledge of the geographical distribution of biodiversity, but which do not have special protection.

Key words: biodiversity; modeling; conservation units, environmental impacts; indigenous lands.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização das Unidades de Conservação de Proteção Integral brasileiras.....	28
Figura 2: Localização das Terras Indígenas Brasileiras.....	29
Figura 3: Cenários de perda de UC/TI e perda média de áreas de UC/TI.....	36
Figura 4: Etapas do Modelo de Monte Carlo	37
Figura 5: Etapas de elaboração do Modelo de Monte Carlo: obtenção das variáveis, determinação dos cenários e processamento do MMC Propriamente dito.....	38
Figura 6: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de vegetação nativa, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.....	39
Figura 7: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de vegetação nativa, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	39
Figura 8: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução de área de vegetação nativa, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de TIs.....	40
Figura 9: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução de área de vegetação nativa, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	40
Figura 10: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	41
Figura 11: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGC, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	42
Figura 12: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGF, para (A) o cenário de 5%, e (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	43
Figura 13: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGF, para (A) o cenário de 5%, e (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	44
Figura 14: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPC, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.....	44

Figura 15: Análise da porcentagem de perda e a variação das médias de redução de área de HPC, para (A) o cenário de 2.5% e (B) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	45
Figura 16: Análise da porcentagem de perda e a variação das médias de redução de área de HPC, para (A) o cenário de 2.5%, (B) para o cenário de 5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	45
Figura 17: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPF, para (A) o cenário de 2.5%, (B) o cenário de 5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	46
Figura 18: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPF, para (A) o cenário de 5%, para (B) o cenário de 2.5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	47
Figura 19: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de IC, para (A) o cenário de 5%, para (B) o cenário de 2.5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	48
Figura 20: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução da área de IC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de TIs.	49
Figura 21: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução da área de IF, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de UCs.	50
Figura 22: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução da área de IF, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de TIs.	51
Figura 23: Análise da média de perda de solo e a variação das média de redução de área de UC, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.....	51
Figura 24: Análise da média de perda de solo e a variação da média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs. ...	52
Figura 25: Análise da média de perda de solo e a variação das média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	52

Figura 26: Análise da média de assoreamento e a variação das média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	53
Figura 27: Análise da média de assoreamento e a variação da média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	54
Figura 28: Análise da perda de biomassa e a variação da média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.	55
Figura 29: Análise da perda de biomassa e a variação da média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.	56

LISTA DE QUADRO

Quadro 1: Variáveis e base de dados	30
---	----

SUMARIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1	Progressos ambientais e sustentabilidade.....	12
1.2	Processos ecológicos e consequências da perda de serviços ambientais.....	15
1.3	Unidades de conservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos.....	18
1.4	Perda de Unidades de Conservação.....	20
1.5	Terras indígenas e a manutenção dos recursos naturais.....	21
2	IMPACTO DA PERDA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL E TERRAS INDÍGENAS BRASILEIRAS NA BIODIVERSIDADE	24
2.1	Introdução.....	24
2.2	Objetivo geral.....	27
2.2.1	Objetivos Específicos.....	27
2.3	Materiais e Método.....	28
2.3.1	Área de estudo.....	28
2.3.2	Base de dados.....	29
2.3.3	Criação dos Cenários.....	34
2.3.4	Método de Monte Carlo.....	35
2.3.5	Modelo para estimativa de média de perda das variáveis.....	37
2.4	Resultados.....	39
2.4.1	Perda de vegetação nativa.....	39
2.4.2	Áreas prioritárias para conservação.....	40
2.4.3	Perda de solo.....	51
2.4.4	Assoreamento.....	53
2.4.5	Biomassa.....	54
2.5	Discussão.....	56
3	CONCLUSÕES	63
4	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Progressos ambientais e sustentabilidade

Os avanços das atividades antrópicas no mundo e os danos causados aos meios biótico e abiótico, não se configuram somente em impactos aos recursos naturais (MARTINE; ALVES, 2015). Resultam também em efeitos sociais e econômicos, seja para a articulação de movimentos, encontros ou demais eventos que permitam apresentar alternativas para erradicar ou minimizar os danos ambientais, assim como avaliar o quanto as alterações podem comprometer a economia local, regional e global. Nesse contexto, vale destacar que a questão ambiental passou a ter maior relevância nas discussões somente a partir das décadas de 1960 e 1970. A partir desta época uma série de acontecimentos sociais e impactos ambientais despertaram o interesse da população de forma a atingir vários níveis sociais

Na esteira dessas discussões, em 1968, cientistas, empresários, educadores, humanistas, economistas e altos funcionários governamentais de dez países diversos, reuniram-se para discutir o uso indiscriminado dos recursos naturais em termos mundiais. A organização denominada Clube de Roma publicou em 1972 o relatório “The Limits of Growth”, desenvolvido pelo Instituto de Tecnologia de Massachussets, que modelou a interação entre população, produção industrial, produção de alimentos, poluição e utilização de recursos naturais não-renováveis (SCHMELZER, 2017). A conclusão dos levantamentos desenvolvidos neste relatório, foi que o uso dos recursos naturais, da forma que a humanidade fazia à época, resultaria no esgotamento destes bens em menos de 100 anos. Este relatório abriu precedentes para discussões ambientais, de forma que a sociedade refletisse e questionasse o modelo de economia e exploração vigentes (SCHMELZER, 2017).

Em 1987, a Organização das Nações Unidas (ONU) publica o relatório Nosso Futuro Comum, produzido pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. Neste documento, é definido o conceito de desenvolvimento sustentável, são apontados seus principais componentes: proteção ambiental, crescimento econômico e equidade social, bem como são apresentadas bases para o entendimento de desenvolvimento sustentável, que será discutido nas conferências e eventos futuros, voltados ao desenvolvimento de políticas ambientais (JAPIASSÚ; GUERRA, 2017; ONU, 2020a).

Paralelamente à criação de tratados internacionais sobre meio ambiente e da necessidade de se agregar os componentes econômicos, sociais e ambientais para garantia da sustentabilidade, em 1992, foi realizada a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o

Desenvolvimento Sustentável, também chamada de "Rio-92". O encontro abordou, em âmbito público, questões ambientais como nunca havia acontecido em outros eventos deste escopo. Como resultado, ocorreu a publicação de planos de ações como a Agenda 21 e a definição de novos encontros como a Conferência das Partes na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, iniciada no ano de 1995 (ONU, 2020a).

A Agenda 21 foi um instrumento político de amplitude global, com compromissos, assumidos pelas nações, para viabilizar a sustentabilidade em diferentes níveis, traduzidos em ações concretas, sobre meio ambiente e desenvolvimento. Temas como combate ao desmatamento, perda de solo, prevenção da poluição da água e ar e promoção de uma gestão segura dos resíduos tóxicos eram as áreas de ação do programa definido pela Agenda (MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA), 2020a).

A Rio-92 também abriu caminhos para a realização da Conferência das Partes na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (COP-3) em 1997, na qual foram apresentados relatórios com dados sobre mudanças do clima, confirmando o avanço no uso de gases causadores do efeito estufa e sua relação com o bem-estar da humanidade. Neste sentido, na COP 03 ocorreram discussões e definições que resultou no Protocolo de Kyoto (IPCC, 2020; ONU, 2020b).

O Protocolo de Kyoto estabeleceu metas de redução das emissões de gases causadores do efeito estufa em 5,2% para os países desenvolvidos, com objetivo era aliviar os impactos causados pelo aquecimento global, com base nos níveis de emissões do ano de 1990. O primeiro período de compromisso foi encerrado no ano de 2012. (C.O'NEILL; OPPENHEIMER, 2002). Durante a Conferência das partes (COP 18) da Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas em Doha, no Catar, em 2013, ocorreram negociações entres os 193 países participantes, com objetivo de se chegar à um acordo conclusivo, com metas, que orientassem as medidas de redução de emissão de GEE (Gases de Efeito Estufa) para o seu segundo período de compromisso, que se iniciou em 2013(ONU, 2012).

Após anos de conferências e encontros das Nações Unidas, líderes mundiais se reuniram para formar a Cúpula do Milênio no ano 2000. O objetivo principal era manter uma parceria global, com propósitos voltados à redução da pobreza, através de um conjunto de oito objetivos direcionados às políticas de educação, de saúde, promoção da igualdade de gênero, saneamento e meio ambiente, denominados Objetivos de Desenvolvimento do Milênio – ODM (ROMA, 2019).

Os ODM tinham metas a serem atingidas e eram avaliados através de indicadores. Entre os objetivos, resalta-se o da Garantia da Sustentabilidade Ambiental (Objetivo 7), que visava integrar os princípios do desenvolvimento sustentável nas políticas e programas nacionais, e reverter a perda de recursos ambientais até 2010, além de reduzir à metade a proporção da população sem acesso sustentável à água potável segura, até 2020 (ONU, 2020c).

Vinte anos após a Rio 92, a Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável (Rio +20), retomou questões debatidas nas conferências anteriores, reforçou o comprometimento dos Estados com o desenvolvimento sustentável e teve como um dos principais objetivos discutir sobre economia verde. Como resultados, os Estados assumiram o compromisso da erradicação da pobreza extrema e o desenvolvimento de uma agenda intergovernamental que daria bases para a criação dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS (ONU, 2020b).

Os ODS, são um conjunto de metas globais, que serão avaliadas a partir de 330 indicadores, entre os anos de 2015 e 2030. Estes objetivos vão muito além dos ODM anteriormente tratados, pois, compreendem um plano de ação com foco na eliminação da pobreza extrema e da fome, oferecimento de educação de qualidade, proteção do planeta e promoção de sociedades pacíficas e inclusivas. A nova agenda engloba temáticas diversificadas como energia, crescimento econômico sustentável, água e saneamento, mudança do clima, proteção e usos sustentável dos oceanos e dos ecossistemas terrestres, entre outros. (HÁK; SVATAVA; MOLDAN, 2016; NILSSON; GRIGGS; VISBECK, 2016).

Nos últimos anos, em razão das mudanças climáticas, foram realizados diversos eventos com a temática ambiental, entre eles, destaca-se a Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas de 2019 ou COP 25. Esta conferência, teve como um dos seus objetivos a operacionalização total do Acordo de Paris. Este acordo, tem como meta principal a redução da emissão de gases do efeito estufa. Além disso, a conferência proporcionou aos países, desenvolver trabalhos em função dos planos de ação contra às mudanças climáticas em diversas áreas (UNFCCC, 2020).

As metas estabelecidas pelo Brasil, no Acordo de Paris, previam, a redução das emissões dos gases do efeito estufa em 37% até 2025 e 43% até 2030, em relação ao ano de 2005. Estas metas, denominadas INDCs (Contribuições Nacionalmente Determinadas Pretendidas – *“Intended Nationally Determined Contributions”*), contemplam também, aumentar a participação de bioenergia sustentável na matriz energética brasileira; fortalecer o cumprimento

do código florestal com vistas à redução do desmatamento; fortalecer o Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, entre outros compromissos, para o setor industrial e de transportes, sempre como foco na redução de emissões de gases do efeito estufa e utilização das chamadas tecnologias limpas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2016).

No entanto, na última Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima, realizada em 2020, ocorreu a atualização da Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) para o Brasil, na qual, os compromissos firmados no Acordo de Paris, foram reduzidos, o que os cientistas descrevem como “pedalada climática”, tendo em vista, que estas mudanças representam um retrocesso significativo no país em relação ao compromisso climático, com graves implicações para a integridade das florestas brasileiras, principalmente no tocantes às área da Amazônia (RAJÃO, 2021)

Ainda, o que vimos nos últimos anos, foram ações que divergem dos compromissos acordados. No ano de 2020, o Brasil teve recorde de desmatamento. Em comparação ao ano de 2019 houve um aumento de 34,5% nos alertas de desmatamento e 9205km² desmatados, segundo os monitoramentos do Instituto Nacional e Pesquisas Espaciais (INPE), além disso, a destruição das florestas é potencializada com a ocorrência das queimadas. Em julho de 2020, foram 6.803 focos de incêndios na Amazônia, 28% a mais do que no mesmo período de 2019; em agosto de 2020 foram 29.307 focos de incêndio, ou seja, 66,5% do acumulado do ano (44.013). Entre primeiro de janeiro à trinta e um de agosto do ano de 2020 as queimadas foram 39% maiores do que nos últimos 10 anos (WWF, 2020).

O panorama dos avanços das atividades humanas, mudanças ambientais e consciência social dos últimos anos, possibilitou a compreensão de que os danos causados pelos processos antrópicos afetarão não somente os recursos ambientais, mas refletirão em impactos globais, paralelamente aos afeitos econômicos. Um passo importante para determinar a influência nos serviços ambientais e efeitos socioeconômicos, é entender estes impactos e os danos que eles podem causar. Assim, a compreensão dos processos ecológicos e as interações de seus componentes é a base para percepção de como os recursos ambientais serão afetados.

1.2 Processos ecológicos e consequências da perda de serviços ambientais

A natureza e todos os seus ecossistemas são formados por um conjunto de componentes bióticos e abióticos que interagem de forma complexa e dinâmica. Os ecossistemas se desenvolvem e se mantêm devido a uma série de processos ecológicos que permitem o fluxo

de energia e matéria, favorecendo, assim, a retroalimentação do sistema ambiental, fornecendo benefícios ao meio ambiente e ao conjunto da paisagem.

A interação entre os elementos dos ecossistemas corresponde à processos ecológicos que dão base para provisão de bens e serviços. Entre os principais processos, estão a produção de oxigênio atmosférico, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e formação e retenção de solos. Estes fatores são inerentes aos principais recursos naturais: ar, solo, água e vegetação (MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA), 2020b; OVERPECK *et al.*, 2005; REID *et al.*, 2005).

A capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços, resulta dos ciclos biogeoquímicos naturais anteriormente citados. Estes serviços são definidos como os benefícios que os seres humanos, seja os indivíduos, as comunidades, as sociedades, as nações ou a humanidade como um todo, em ambiente rural ou urbano, obtêm dos ecossistemas. Estes são classificados em serviços de provisão, regulação e cultural, de acordo com a Plataforma Intergovernamental da Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos - IPBES e da classificação comum de serviços ecossistêmicos - CICES (CARPENTER *et al.*, 2009; DÍAZ *et al.*, 2015).

Todavia, o avanço das atividades antrópicas, entre as quais destacam-se a queima de combustíveis fósseis para a produção de energia, as mudanças do uso do solo, atividades industriais e agropecuária, corroboram para a concentração de gases do efeito estufa na atmosfera. Ainda, o desaparecimento ou a degradação dos ecossistemas, como atividades de desmatamento, reduz a capacidade de captura e armazenamento de carbono (LE QUÉRÉ C, ANDREW RM, FRIEDLINGSTEIN P, SITCH S, HAUCK J, 2018).

O avanço de todos estes processos resulta em altas emissões dos gases do efeito estufa, que promove o aumento da temperatura do ar e modificação dos regimes de precipitação, mudanças na quantidade e variabilidade das chuvas, resultando nas alterações climáticas globais (NEJAT *et al.*, 2015; STOCKER *et al.*, 2013).

As mudanças do uso do solo, nas suas mais diversas formas, alteram processos, que podem influenciar, por exemplo, na ciclagem de nutrientes. Este corresponde a uma interação em que ocorre a troca contínua de substâncias do solo e das plantas. As entradas de nutrientes no solo são provenientes do intemperismo e da decomposição, os quais, condicionam a quantidade e qualidade dos nutrientes minerais (CALDWELL *et al.*, 2015; HOBBIIE, 2015).

Em áreas onde houve perda de cobertura vegetal, os processos de troca de nutrientes são afetados, resultando em empobrecimento do solo, por meio da diminuição ou eliminação da microbiota existente. Além disso, ocorre alterações nas características físico-químicas, bem como no processo de retenção de água no solo. Reflexo disso, é o desenvolvimento de processos erosivos e diminuição da fertilidade (SEITZ *et al.*, 2015).

Outra função de grande importância do solo, é servir de substrato para as plantas e seu crescimento, através do fornecimento de suporte mecânico, água e nutrientes. Quanto à fauna, o solo serve como hábitat, por exemplo, de diversos microrganismos que interferem em várias de suas características, como a porosidade e, conseqüentemente no movimento e manutenção de água e ar (BARDGETT, 2005; WARDLE, 2002).

Por último, os ambientes naturais favorecem a ciclagem da água. Este processo de regulação, ocorre com base no ciclo hidrológico, que permite a variação climática, criando assim condições essenciais para o desenvolvimento de plantas e animais, e o funcionamento de rios, oceanos e lagos (TRENBERTH; FASULLO; KIEHL, 2009).

Neste contexto, um impacto que modifique os processos que naturalmente ocorrem em um ambiente, seja ele terrestre ou aquático, influenciará no fornecimento de serviços de regulação e, conseqüentemente nos serviços de provisão. Estes se relacionam ao que os seres humanos recebem diretamente do ecossistema, como as raízes, água, fibras, sementes, madeira e carvão vegetal, plantas medicinais, entre outros (GARTZIA; HOFMAN, 2014).

A garantia do bem estar humano, através do que é produzido pela natureza, aborda também serviços intangíveis que correspondem aos serviços culturais (HARTEL, 2013). Alguns locais possuem características próprias para atração de pessoas, produzindo valores culturais enriquecedores, constituindo-se de bens não materiais, como desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas (BAGSTAD *et al.*, 2013; OVERPECK *et al.*, 2005).

É importante entender que manutenção da biodiversidade sustenta a oferta de tais serviços e, que a alteração dos fluxos de matéria e energia para a ocorrência dos processos ambientais refletirá nos bens que esse meio poderá oferecer. Assim, ambientes naturais, onde não há interferências antrópicas, terão alto potencial de desempenho das funções do ecossistema (MAES *et al.*, 2013).

A abordagem dos serviços ecossistêmicos, o avanço das atividades antrópicas, e os impactos ao meio ambiente que podem ser causados em decorrência destas alterações, retoma a

preocupação em se buscar estratégias para a manutenção e conservação dos ecossistemas, de maneira que eles possam continuamente viabilizar recursos. Nesta perspectiva, o estabelecimento de áreas protegidas, mostra-se como uma boa possibilidade para contenção dos impactos ambientais e manutenção da biodiversidade.

1.3 Unidades de conservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos

O estabelecimento de áreas protegidas é uma estratégia utilizada em todo o mundo para a conservação da biodiversidade. E esta iniciativa surgiu no mundo sob duas perspectivas. A primeira relaciona-se à preservação de lugares sagrados e, a segunda, à manutenção de estoques de recursos naturais (BENSUSAN, 2015).

Em meados do século XIX, o crescimento populacional e as transformações tecnológicas, sociais e econômicas, que provocaram um aumento da produção de bens de consumo sem precedentes, assim como a redução de áreas intocadas, despertou na sociedade a necessidade de se definir espaços para a conservação de paisagens naturais. A primeira área protegida do mundo foi estabelecida em 1872, com o principal objetivo de preservar suas paisagens naturais para as gerações futuras. O Parque Nacional de Yellowstone tinha restrições quanto a habitação do homem dentro dos seus limites, sendo proibido a colonização, ocupação ou venda, era permitida apenas a visita ao parque. (BENSUSAN, 2015).

De acordo com a União Internacional para Conservação da Natureza (IUNC), são consideradas áreas protegidas os espaços terrestres ou marítimos com a função de proteção e manutenção biológica e, dos recursos naturais e culturais associados, com determinação legal para sua gestão (IUNC, 2013). No Brasil, o estabelecimento de unidades de conservação (UC) teve seu marco inicial a partir da criação do Parque Nacional do Itatiaia, no ano de 1937. No entanto, somente na década de 80 que o quantitativo de áreas protegidas atinge o valor de 20 milhões de hectares, o que se repete entre os anos 2000 e 2005. O avanço na criação de unidades de conservação colabora para o aumento das discussões sobre a importância destas áreas para conservação da biodiversidade (DRUMMOND; FRANCO; OLIVEIRA, 2010).

As áreas protegidas mantêm uma variedade de processo e funções que beneficiam diretamente ser humano. Os processos ecológicos realizados por estas áreas, atuam na regulação de aspectos do clima, do solo e água. Além da minoração das ameaças às espécies da fauna e flora, elas atuam de maneira efetiva na redução das emissões de CO₂, decorrente da degradação

de ecossistemas naturais, sendo, portanto, um componente crucial dos esforços globais para a mitigação das mudanças climáticas (SCHARLEMANN *et al.*, 2010; SOARES-FILHO *et al.*, 2010).

Outros serviços prestados pelas áreas protegidas, referem-se à purificação da água e do solo. Algumas plantas de água doce colaboram para a retirada de poluentes em regiões de reservatórios de água subterrânea, por possuírem a capacidade de retirar da água, nutrientes e substâncias tóxicas assim, melhoram os processos de ciclagem da água e evitam contaminação do solo (STOLTON, SUE *et al.*, 2015). Estudos demonstram que locais conservados oferecem serviços de água doce consideravelmente maiores que outros locais sem proteção e, a provisão de água é maior que o esperado (LARSEN; TURNER; BROOKS, 2012).

Sobre os serviços de provisão, algumas categorias de áreas protegidas, como as reservas extrativistas, são criadas com o objetivo de conservar recursos naturais, como alimentos, água potável, madeira e plantas medicinais. O entanto, ocorre a conciliação entre a proteção e produção, permitindo-se a coleta e uso de bens naturais pelas comunidades locais. Como ocorre na Amazônia brasileira, onde existem reservas extrativistas de borracha, nas quais, a conservação da biodiversidade acompanha as necessidades do desenvolvimento sustentável (BERTZKY *et al.*, 2012).

Quanto aos benefícios sociais, as áreas protegidas desempenham função na atenuação da pobreza e no incentivo ao desenvolvimento econômico das comunidades circunvizinhas, pois, a relação com as áreas limítrofes às unidades de conservação ganha maior atenção e contribuições positivas. Um exemplo disso, é o que ocorre no Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu e o Parque Nacional do Cantanhez, localizados na Guiné Bissau, país da África Ocidental, que utilizam as áreas de mangue, como recurso essencial das comunidades que vivem ao longo da costa, e constituem um valioso patrimônio de biodiversidade; estas áreas mantêm a subsistência das populações, sendo a pesca, a extração do sal, a colheita de moluscos e crustáceos e a cultura do arroz de mangal as principais atividades desenvolvidas pela população local (ERMELINDA; GOMES, 2019).

Nas áreas onde existe grande necessidade da utilização de insumos, fertilizantes, pesticidas, ou locais nos quais ocorre alta concentração de combustíveis fósseis, a necessidade da manutenção dos ambientes naturais, é ainda maior, considerando que a proteção do ecossistema que permite o desempenho as funções ambientais de modo autorregulável, disponibilizando os serviços ecossistêmicos não somente nos limites, mas para as áreas vizinhas

(FERRARO; HANAUER, 2011; FERRARO; HANAUER; SIMS, 2011; STOLTON, S AND; DUDLEY, 2015; TAYLOR *et al.*, 2011)

Mesmo reconhecendo a abrangência e magnitude dos diversos serviços que as unidades de conservação produzem e fornecem aos seres humanos, além de impedir o avanço de atividades antrópicas e por consequência a ocorrência de impactos ambientais, estes locais têm sido afetados por meio da perda de áreas, que interfere não apenas no quantitativo de cobertura vegetal nativa, mas impacta diretamente na biodiversidade e nos processos ecológicos.

1.4 Perda de Unidades de Conservação

As áreas estabelecidas como unidades de conservação possuem prerrogativas legais para a sua manutenção em perpetuidade. No entanto, mesmo com a instituição de leis que regulamentam a criação, implantação, gestão e manejo da unidade de conservação da natureza, estas áreas podem ser alteradas em qualquer momento, e ainda, a morosidade dos processos jurídicos na regulamentação e consolidação das áreas protegidas acentua os conflitos socioambientais (FILIPPO; PUBLICADO, 2019; MILWARD-DE-AZEVEDO *et al.*, 2016).

Neste sentido, a ocorrência de perda de áreas tem sido identificada em vários países do mundo. Ressalta-se que o êxito em se manter uma área protegida dependerá entre outros, da sua geografia, da gestão da unidade de conservação, da capacidade de coordenação e de entendimento quanto ao contexto social e ecológico de onde localiza-se a área (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019; PACK *et al.*, 2016b; QIN *et al.*, 2019).

Os eventos de perda de áreas protegidas tratam-se de um fenômeno denominado pelos pesquisadores pela sigla PADDD (Protected Areas downgrading, downsizing and degazettement), que compreendem três diferentes processos: atenuação das restrições de uso ou recategorização; redução dos limites, e eliminação total da proteção da área, os quais se referem às pressões sofridas pelas áreas protegidas (MASCIA; PAILLER, 2011). O termo Downgrading corresponde ao rebaixamento ou recategorização da UC, ou seja, ocorre a redução das restrições legais sobre o número, magnitude ou extensão das atividades humanas nos limites das áreas protegidas. Desta forma é permitido a maior utilização da área para atividades antrópicas, o que resulta em alterações no nível de proteção à biodiversidade. O segundo evento, downsizing, diz respeito à redução da dimensão da área, ocorrendo a mudança da fronteira e alterações nos limites das áreas protegidas, tanto terrestres como marinhas. E, por último, degazettement, que

corresponde à perda de proteção legal de toda a unidade de conservação (MASCIA; PAILLER, 2011).

Por exemplo, um estudo abrangendo o intervalo entre 1900 e 2011 identificou a perda de status de proteção em 79,5%, 10% e 71% das unidades de conservação da República Democrática do Congo, Malásia, e Peru, respectivamente. Estas perdas foram causadas, principalmente, em função das atividades de infraestrutura, mineração e agricultura. Nas florestas peruanas, por exemplo, os eventos de PADDD promoveram o aumento das taxas de desmatamento e de emissões de carbono em 275%, quando se comparado à áreas protegidas e, 45% a mais do que em florestas que nunca tiveram status de proteção (FORREST *et al.*, 2015).

No Brasil, foi identificada a ocorrência de PADDD no bioma Amazônia. Esta região possui 156 unidades de conservação nas categorias uso sustentável e proteção integral, nas quais ocorreram 46 eventos de PADDD entre 1988 e 2018. Destes eventos, 14 deles correspondiam à exclusão do status de proteção da área. Além destas ocorrências, foram identificadas outras 16 tentativas de exclusão de áreas protegidas. Relata-se ainda, que o tempo de vida destas unidades de conservação foi de 15 anos, a contar da sua criação até a proposição de PADDD (WWF, 2018).

Outro estudo realizado no Brasil, que abrangeu o período de 1981 a 2012, identificou 93 eventos de PADDD, sendo a maior frequência de ocorrência, a partir de 2008, com objetivos principais de se desenvolver a geração e transmissão de eletricidade na Amazônia. Nos parques e reservas brasileiras, 7,3 milhões de ha foram afetados por eventos PADDD, e destes, 5,2 milhões de ha foram afetados pelo downsizing ou desgazetting. Vale destacar que destas ocorrências, nenhum dos PADDD tiveram estudos técnicos prévios, que consideraram o impacto na UC, além da não realização de consulta à sociedade civil (BERNARD; PENNA, 2014).

Os fatores que motivam a ocorrência destes eventos referem-se às atividades antrópicas como obras públicas de infraestrutura; ocupações para habitação em áreas rurais; autorização legal para operações agrícolas de escala industrial ou semi-industrial; e atividades econômicas para subsistência. Estas atividades colaboraram para que na área analisada, 18 unidades de conservação tiveram mais de 50% de suas áreas desmatadas (WWF, 2018).

1.5 Terras indígenas e a manutenção dos recursos naturais

Os povos indígenas estão em pelo menos 38 milhões de km² da terra, situados em quase todos os países do continente americano, em torno do ártico, ao longo da maior parte das áreas

de florestas do sul e sudeste da Ásia, na África especialmente em pastagens e desertos, mas também em florestas, além de países da Oceania. Estas áreas possuem aproximadamente 7,8 milhões de km² localizados em áreas protegidas, o que corresponde à cerca de 40% de todas as áreas terrestres protegidas e 37% das áreas naturais remanescentes terrestres (GARNETT *et al.*, 2018).

Conforme verificado por FA *et al.* (2020) grande parte das paisagens florestais intactas existentes no mundo se localizam em áreas de terras indígenas. A extensão das paisagens intactas, de forma geral, reduziu o equivalente à 9,45% nos últimos 20 anos. Comparativamente, florestas intactas localizadas em áreas de terras indígenas, tiveram um percentual de redução de 8.2%, enquanto em outras áreas, o valor foi de 10%.

Estudo direcionado à biodiversidade, que trata da importância das terras dos povos indígenas para a conservação dos mamíferos terrestres, indicou, numa análise global que pelo menos 60% da amostra avaliada e 47% da categoria de mamíferos ameaçados, tinham mais de 10% do seu habitat em terras indígenas (O'BRYAN *et al.*, 2020).

Outra avaliação realizada na Austrália, na qual foram mapeadas as terras indígenas, de forma a se ter uma visão geral da importância destas áreas para a conservação de espécies ameaçadas, demonstrou que entre 40 e 65% das espécies de vertebrados ameaçados no país ocorrem em terras indígenas, e que estes locais são essenciais para a manutenção das espécies (RENEWICK *et al.*, 2017).

As avaliações das áreas de UC no Brasil em comparação às terras indígenas, utilizando-se da lista vermelha de espécies ameaçada, e considerando as espécies de mamíferos, anfíbios e répteis, demonstram a maior riqueza em espécies de vertebrados nas TI, o que faz destas áreas um importante repositório de riqueza de espécies de vertebrados nativos; ainda estudos demonstram que as TI concentram mais de um quinto de todas as populações de animais e plantas da Amazônia (GARNETT *et al.*, 2018; SCHUSTER *et al.*, 2019).

Atualmente, no Brasil, as TI abrangem 724 áreas, o que corresponde à 13% do território brasileiro. Estas áreas se concentram principalmente na região da Amazônia Legal, totalizando 59% do quantitativo de TI existentes no país, 29% no domínio da Mata Atlântica e 12% em outras regiões.

Conforme visto, as terras indígenas desempenham um papel estratégico para a manutenção da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos, no entanto, também sofrem diversas ameaças. As principais pressões verificadas em área de TI, compreendem o desmatamento, principalmente na Amazônia Legal; incêndios florestais, com relevante

ocorrência no bioma Cerrado, e mineração, que mesmo não sendo uma atividade permitida, existem, atualmente 33 TI com mais da metade de suas áreas requerida por processos de mineração. No entanto, na Amazônia Legal, por exemplo, as TI ainda correspondem às áreas mais preservadas, comparadas às florestas sem proteção ambiental. (SOCIOAMBIENTAL (ISA), 2021).

A mudança de uso e ocupação do solo em terras indígenas, foi tema de discussão recente, devido ao projeto de lei nº. 191/2020 que possibilita o desenvolvimento de atividades antrópicas altamente impactantes nestas áreas. Legalmente, não há regras que permitam o desenvolvimento de atividades minerárias, construções de hidroelétricas, entre outras atividades na abrangência de uma TI. Devido a isto, a exploração nestas áreas, não se iguala à outras áreas protegidas. Porém, a possibilidade de exploração resultará no aumento exponencial de solicitações para intervenções, causando impactos aos povos indígenas e ao meio ambiente (ANM, 2021; VILLÉN-PÉREZ *et al.*, 2018).

O desmatamento é uma consequência direta da realização de atividades minerárias. Vale destacar, que esta atividade corresponde à aproximadamente 10% do desmatamento em áreas de terras indígenas da região amazônica, que ocorre de forma ilegal e impacta não somente as áreas diretamente exploradas, mas além dos seus limites. Neste escopo, as terras indígenas funcionam como barreira para o avanço do desmatamento (CREMERS, L.; KOLEN, J.; DE THEIJE, 2013; CULTURE, 2015; SONTER *et al.*, 2015; SOUZA, ALANA ALMEIDA DE *et al.*, 2019).

As discussões acerca das pressões antrópicas nas áreas de unidades de conservação, bem como nas terras indígenas, causam apreensão quanto a perda de área e, conseqüentemente, a influência nas funções e nos serviços ecossistêmicos, assim como, quanto aos impactos que podem ser causados à biodiversidade em razão dessas mudanças. Estudos que possam simular a perda de biodiversidade são essenciais para se determinar e quantificar os possíveis impactos que ocorrerão, de maneira que se possa realizar um prognóstico e diagnóstico que auxilie no gerenciamento das áreas protegidas de forma sustentável.

2 IMPACTO DA PERDA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL E TERRAS INDÍGENAS BRASILEIRAS NA BIODIVERSIDADE

2.1 Introdução

Os remanescentes de vegetação nativa, fazem parte de ecossistemas de alta diversidade biológica, nos quais, as interações entre os seus componentes resultam em processos ecológicos essenciais para manutenção do bem estar humano (CARDINALE *et al.*, 2012). Estas áreas atuam como moderadores de umidade e temperatura, preservam recursos naturais, auxiliam na estabilização do solo e nos processos de filtragem, agem na ciclagem de nutrientes, além da sustentação para as espécies (MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA), 2020b; SMITH, PETE *et al.*, 2013). Neste sentido, a conservação da biodiversidade presente nos remanescentes de vegetação nativa é de fundamental importância para a continuidade dos processos ecológicos e conseqüentemente para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Do ponto de vista biológico, estas áreas são importantes refúgios e abrigos, além de fornecerem alimento para as espécies da fauna e flora permitindo assim, a manutenção de destes seres vivos (SMITH, PETE *et al.*, 2013). Ainda, propiciam benefícios como regulação do clima, da qualidade do ar, do fluxo de água, e viabilizam para a sociedade, serviços de recreação e turismo. No entanto, observa-se que o avanço das atividades antrópicas para atender a demanda de produtos e serviços causa perda de vegetação (BONAN, 2008).

A perda de cobertura vegetal ou desmatamento é uma atividade que ocasiona diversos impactos ao meio ambiente, como a fragmentação de áreas, perda de habitats, diminuição ou extinção de espécies, aumento da temperatura local, aumento da poluição do ar e alteração no fluxo hídrico. Todos estes danos, alteram os processos ecológicos dos ecossistemas e variam em intensidade, influenciando tanto em nível local, como global (FERREIRA *et al.*, 2017; GERMER *et al.*, 2010; HADDAD *et al.*, 2015).

O desmatamento tem como resultado a fragmentação de áreas, e conseqüentemente, a modificação da área de ocupação de uma espécie, que é um processo que afeta sua reprodução, manutenção e sobrevivência (KEINATH *et al.*, 2017). Outro fator decorrente do desmatamento são as mudanças climáticas, pois ocorre menor absorção das emissões antrópicas de carbono, alteração no balanço hídrico, diminuição na taxa de evapotranspiração e de fluxo de vapor d'água. Estas alterações influenciam de maneira substancial o ciclo hidrológico (BONAN, 2008).

Como consequências, ocorrem perdas econômicas em função, por exemplo, das culturas atingidas pelo agravamento da seca, aumento do estresse por calor, diminuição da demanda de energia para aquecimento, propagação de doenças infecciosas, entre outros (TOL, 2018); estes fatores deixam mais evidente que a perda de vegetação afeta não somente os recursos naturais e processos biológicos, mas interferem de forma considerável nas atividades produtivas e de subsistência.

No contexto das mudanças climáticas, a economia é diretamente afetada, seja na dimensão ou produtividade da força de trabalho e do estoque de capital, o que influencia nos investimentos, e, conseqüentemente, em produção futura. Países mais pobres são mais vulneráveis mudanças climáticas e, o desenvolvimento é uma alternativa para redução das emissões de gases do efeito estufa (TOL, 2018). Assim, os impactos econômicos serão ainda mais significativos nos países mais pobres e mais quentes, as alterações climáticas podem modificar a taxa de crescimento econômico de forma a dificultar ainda mais o avanço desses países (BATHIANY *et al.*, 2018).

Neste sentido, na intenção de se atenuar os danos ao meio ambiente, várias são as estratégias utilizadas para diminuir a perda de áreas naturais e conseqüentemente resguardar a biodiversidade. Uma das alternativas é o reconhecimento legal de áreas protegidas, tais como as unidades de conservação. Estas áreas tem a função de preservar os recursos naturais e manter os serviços ecossistêmicos, além de fornecer benefícios sociais e econômicos, por manter comunidades locais dentro de seus limites, e serem atrativos turísticos, provendo lazer e recreação (OLDEKOP *et al.*, 2016; SINCLAIR *et al.*, 2008).

As unidades de conservação, por se tratarem de locais legalmente protegidos, mantem a vegetação natural, assim salvaguardam espécies da fauna e da flora, diminuem o avanço da extinção e protegem espécies raras ou ameaçadas (STOLTON, S AND; DUDLEY, 2015). No entanto, mesmo com o caráter protetivo e a importância ecológica, o mundo vivencia uma série de eventos que pressionam as áreas protegidas com o objetivo de reduzi-las. As ameaças às UCs são motivadas pelos mais diversos fins, sendo, o avanço das atividades antrópicas o principal fator que contribui para a perda destes ambientes, o que põe em risco os recursos naturais e provimento de serviços ambientais (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019).

As maneiras pelas quais se perde unidades de conservação, trata - se de um fenômeno a que os pesquisadores denominam pela sigla de PADDD (Protected Areas downgrading, downsizing and degazettement), ou seja recategorização, redução e extinção de áreas protegidas, e corresponde às mudanças legais que facilitam as restrições ao uso, diminuem os

limites ou eliminam completamente as proteções legais de uma UC (MASCIA; PAILLER, 2011).

Entre os anos de 1892 e 2018 ocorreram 3749 eventos de PADDD em 73 países, o que resultou na remoção de 519.857 km² de áreas protegidas. Nos EUA e na região de sete países do bioma Amazônia contabilizaram-se 269 e 440 eventos de PADDD respectivamente, sendo o foco destas alterações a extração de recursos em escala industrial, como mineração, desenvolvimento da agricultura e infraestrutura industrial (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019).

As pressões que as unidades de conservação enfrentam, tem maior impacto quando ocorrem em um país megadiverso, como o Brasil. Países megadiversos abrigam os maiores índices de diversidade biológica terrestre do planeta, além de grande quantidade de espécies endêmicas, que correspondem às áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. (Ministério do Meio Ambiente, 2020).

No Brasil, foram identificados 60 eventos propostos e 67 eventos já promulgados de PADDD. Quanto aos eventos já promulgados, 15 correspondem à perda de proteção legal para um parque nacional inteiro ou outra área protegida. Tais eventos mudaram legalmente 112.447 km² de terras protegidas e resultou na remoção permanente de proteção em 95.764 km² no período de 1900 a 2014 (PACK *et al.*, 2016a).

Atualmente, existem 60 eventos de PADDD propostos no Brasil, destes, 27 são considerados ativos e as propostas de implementação foram realizadas a partir do ano 2006. Os dois hotspots brasileiros, biomas Cerrado e Mata Atlântica, possuem nove e seis propostas ativas, o que afetaria 18.972 km² e 41 km², respectivamente. Na região da Amazônia somam-se 48 eventos já promulgados totalizando 88,341 km² afetados e, 10 eventos ativos que irão afetar 65,715 km² (PACK *et al.*, 2016b).

Mesmo com o desenvolvimento de estudos que identifiquem a ocorrência de perda de unidades de conservação, que demonstrem que não se tratam de casos isolados e que acontecem em várias regiões do mundo, tais estudos, não quantificam os impactos que pode ocorrer a partir da perda destas áreas. Além disso, resultados práticos e suas consequências somente podem ser quantificados após a efetiva perda de áreas protegidas, o que demandaria tempo. Nesse sentido, simulações da perda de unidades de conservação podem ser uma ferramenta importante para se desenvolver prognósticos dos efeitos no meio ambiente indicando assim, cenários futuros e suas consequências.

A proteção dos recursos naturais é realizada também nos limites das terras indígenas. Estas áreas de usufruto exclusivo dos povos indígenas, são especialmente importantes, haja

vista a utilização dos recursos naturais, o reconhecimento da organização social, línguas, costumes, crenças e tradições, a partir do direito originário da terra (CONSTITUIÇÃO FEDERAL, 1988). Atualmente o Brasil possui 117.055.224,74 hectares destinados a manutenção das terras indígenas, que totaliza 576 áreas protegidas em 4 categorias - delimitada, declarada, homologada e regularizada (FUNAI, 2021).

Apesar da importância da conservação destas áreas, por manterem grande parte dos recursos biológicos, como vegetação nativa, riquezas do solo e biodiversidade, estas condições também são atrativas para as pressões humanas. As atividades de desmatamento, incêndios florestais e mineração, são as principais ameaças às TI. Aproximadamente 28,7 milhões de hectares correspondem às áreas requeridas por processos minerários no Brasil, o que representa 25% da área total de TI existente nos limites no país (SOCIOAMBIENTAL (ISA), 2021).

Neste contexto, estudos para demonstrar e avaliar a perda de áreas protegidas são essenciais para determinar quais os possíveis impactos podem ser causados ao meio ambiente, assim como, quantificá-los para obter dados de avaliação da perda dos recursos naturais, e a influência nos processos ecológicos.

2.2 Objetivo geral

Simular os impactos das perdas de unidades de conservação e terras indígenas nos serviços ecossistêmicos.

2.2.1 Objetivos Específicos

- ✓ Simular a perda unidades de conservação e terras indígenas no Brasil através de modelagem;
- ✓ Indicar quais possíveis danos serão causados a partir da perda de unidades de conservação e terras indígenas;
- ✓ Estimar quantitativamente os impactos ambientais.
- ✓ Avaliar a influência dos danos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos.

2.3 Materiais e Método

2.3.1 Área de estudo

Nós utilizamos como área de estudo as unidades de conservação de proteção integral e as terras indígenas existentes nos limites do território nacional. O Brasil possui atualmente 774 unidades de conservação de proteção integral, que recobrem 66.347.405 hectares, desconsiderando as sobreposições, conforme painel de unidades de conservação brasileiras do Cadastro Nacional de Unidade de Conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - DEPARTAMENTO DE ÁREAS PROTEGIDAS, 2020).

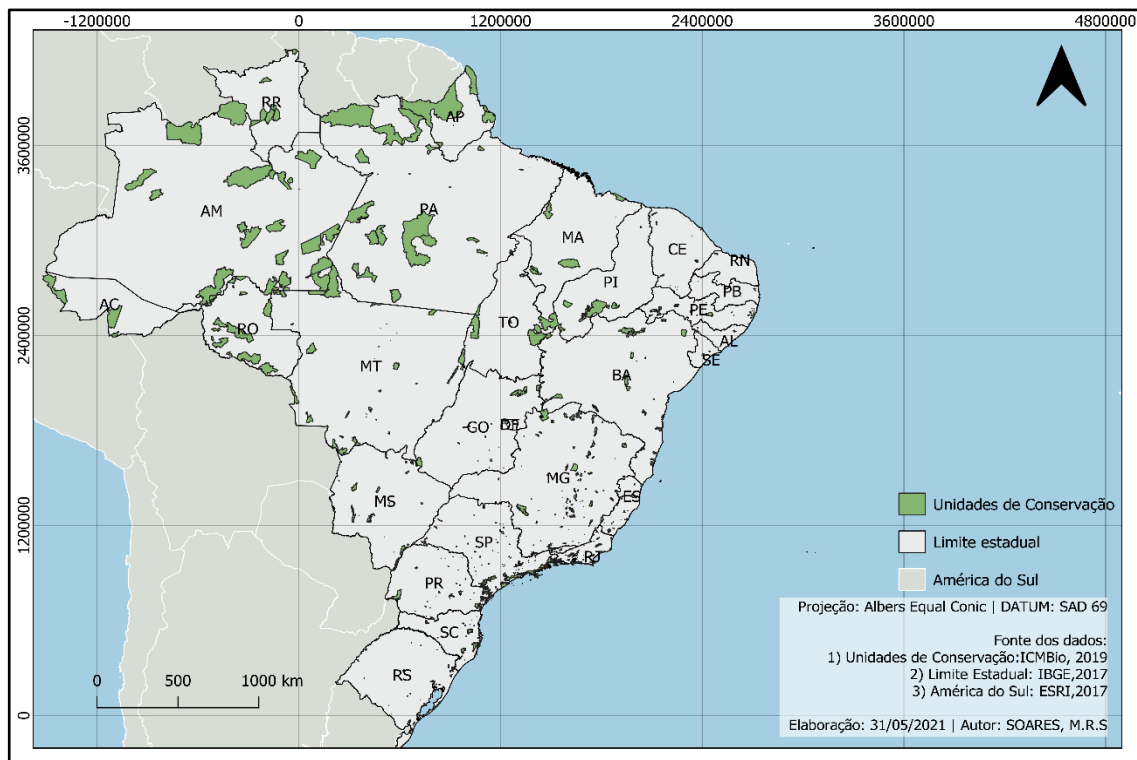


Figura 1: Localização das Unidades de Conservação de Proteção Integral brasileiras.

A partir dos dados contendo as áreas protegidas de todo o Brasil, obtidos pelo Centro de Sensoriamento Remoto da UFMG (UFMG, 2020) filtramos 699 áreas de unidades de conservação terrestres, sendo consideradas as unidades de conservação de proteção integral, reprojeteamos para o Datum South America Albers Equal Area Conic e Sistema de coordenadas planas SAD 69, e rasterizamos na resolução espacial de 100m, sendo consideradas apenas as que conseguiram ser especializadas em uma área de um hectare, o que dificultaria a análise, em razão da resolução espacial dos dados. Realizando a análise das áreas obtidas após a rasterização dos dados e comparando com os valores das variáveis, consideramos apenas as unidades que apresentaram valores válidos para as análises do modelo. Desta forma, para o presente estudo, foram considerados 575 UC.

Nós também avaliamos as áreas de terras indígenas. Os dados disponibilizados pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI, 2021), obtidos da plataforma do CSR Maps (UFMG, 2020), que informam o total de 624 áreas de terras indígenas existentes no Brasil, nas fases administrativas delimitada, declarada, homologada e regularizada, que totalizam 117.079.252,74 hectares. Consideramos no estudo, somente as áreas regularizadas. Obtivemos os dados de TI, os quais foram reprojatados e rasterizados. Sendo contabilizadas 475 áreas. Estas TI compõem a área de estudo do trabalho.

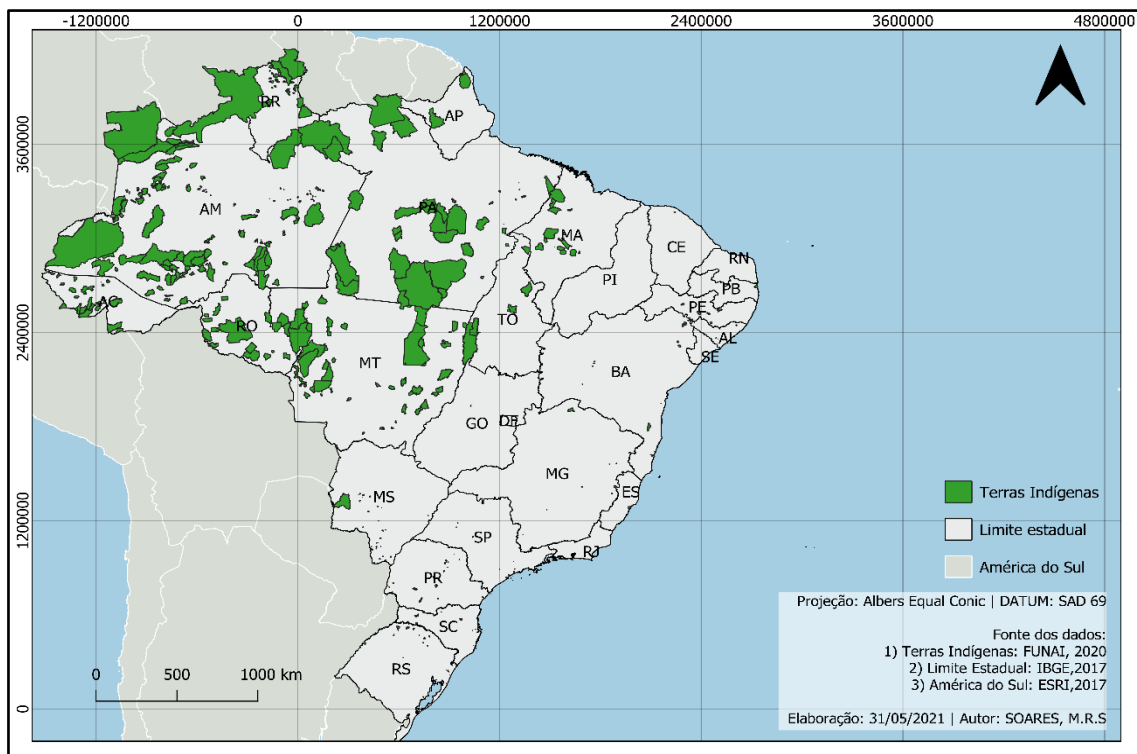


Figura 2: Localização das Terras Indígenas Brasileiras.

2.3.2 Base de dados

Para determinar as variáveis que integram o modelo, foi realizada uma ampla pesquisa sobre os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas áreas protegidas, bem como, sobre as principais consequências da perda de áreas, seja de UC ou TI, além da verificação da disponibilidade de dados. Entre as diversas funções desempenhadas por estas áreas, ressalta-se a capacidade em manter a integridade dos habitats e a diversidade de espécies (GELDMANN *et al.*, 2013). Outro benefício, é o fato das florestas intactas serem essenciais para o armazenamento de carbono, pois colaboram para a diminuição dos efeitos das mudanças climáticas (POTAPOV *et al.*, 2017), e contribuir para a resistência à erosão e armazenamento de água, drenagem e filtração (VELDKAMP *et al.*, 2020).

A vista disso, selecionamos os dados de cobertura vegetal nativa; áreas prioritárias para conservação; perda de solo; assoreamento de rios e biomassa (Quadro 01).

Quadro 1: Variáveis e base de dados

NOME DA VARIÁVEL	BASE DE DADOS
Remanescente de vegetação nativa	Dados de cobertura vegetal nativa em cada bioma brasileiro no ano de 2019 obtido da plataforma Mapbiomas Brasil (SOUZA, CARLOS M. <i>et al.</i> , 2020)
Áreas de remanescentes contínuos de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade - HGC	Dados obtidos do estudo Modelling Highly Biodiverse Areas in Brazil, (OLIVEIRA <i>et. al.</i> , 2019)
Áreas de remanescente fragmentados de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade - HGF	
Áreas de remanescente contínuos de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade - HPF	
Áreas de remanescente fragmentados de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade - HPF	
Áreas de remanescentes contínuos de vegetação nativa com conhecimento insuficiente distribuição geográfica da biodiversidade - IC	
Áreas de remanescentes fragmentados de vegetação nativa com conhecimento insuficiente distribuição geográfica da biodiversidade - IF	
Perda de solo	Equação universal da perda de solo K: Dados obtidos do estudo Estimativa de erosão pela USLE e transferência de sedimentos para todo o território do Brasil (GÓMEZ; DISSERTAÇÃO, 2012)

	<p>R: Dados obtidos do estudo “Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil” (TRINDADE et. al, 2016)</p> <p>LS: Fórmula obtida do estudo “Review of Soil Erosion Assessment using RUSLE Model and GIS”(JAHUN <i>et al.</i>, 2015)</p>
Assoreamento de Rios	Dados de hidrografia do território brasileiro disponível na plataforma do CSR Maps e criado pela (ANA, 2020), e mapa de perda de solo obtido através da equação universal de perda de solo
Biomassa	Dados obtidos do mapa de biomassa disponível na plataforma do CSR Maps e criado por SOARES-FILHO et al., 2016

- Cobertura Vegetal Nativa:

Nos utilizamos os dados do MapBiomass (2020), para estimar as áreas de remanescentes de vegetação nativa. Avaliamos a perda de vegetação, tendo em vista, que as áreas de estudo abrangem remanescentes de florestas intactas nativas, e a perda destas áreas consequentemente, resultará em redução de cobertura vegetal. Por isso, acessamos os mapas de cobertura e uso da terra, para cada área dos biomas brasileiros, no ano de 2019, da coleção 5, que se refere aos dados para a série temporal de 1985 a 2019. Criamos um mosaico com as imagens, e obtivemos um único mapa. Posteriormente, com base nas classes disponibilizadas na coleção 5, reclassificamos em duas categorias com base nos diferentes usos e ocupação de solo: área recoberta por vegetação nativa e demais áreas; e por fim, reprojeteamos para o Datum South America Albers Equal Area Conic e Sistema de coordenadas planas SAD 69, no Software QGIS 3.10.12. O resultado obtido foi o mapa com informação da cobertura vegetal nativa existente no território brasileiro.

- Biodiversidade:

Como a biodiversidade pode ser fortemente afetada pela perda de habitats, que pode suceder da perda de UCs e TI, nós utilizamos os dados de Oliveira et al. (2019), no qual, os autores, realizaram o mapeamento das prioridades para conservação da biodiversidade, fundamentado em um modelo espacial onde foram utilizadas seis dimensões de biodiversidade com base nos grupos taxonômicos de artrópodes, vertebrados e angiospermas. Foi obtido um mapa com oito categorias, das quais, seis foram utilizadas neste trabalho: áreas de remanescentes contínuos de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e bom conhecimento da

distribuição geográfica da biodiversidade (HGC); áreas de remanescentes fragmentados de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HGF); áreas de remanescentes contínuos de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HPC); áreas de remanescentes fragmentados de vegetação nativa com alta prioridade para conservação e pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HPF); áreas de remanescente contínuo de vegetação nativa com conhecimento insuficiente da distribuição geográfica da biodiversidade (IC), e áreas de remanescente fragmentados de vegetação nativa com conhecimento insuficiente distribuição geográfica da biodiversidade (IF). A partir do mapa geral das áreas, geramos um mapa por categoria, através do QGis 3.10.12.

- Perda de solo:

Uma das possíveis ocorrências da perda de área de UC/TI, é a alteração no uso do solo, onde, conseqüentemente a vegetação nativa é suprimida para desenvolvimento de atividades antrópicas. Nestas circunstâncias, calculamos a média de perda de solo, considerando o solo exposto nas áreas de UC/TI perdidas. Aplicamos a equação universal de perda de solo, fundamentada em fatores climáticos, topográficos, características físicas e manejo e uso do solo.

$$A = K * R * LS * C * P$$

Onde:

K = erodibilidade do solo;

R= erosividade da chuva;

LS= comprimento e inclinação do declive;

C= uso do solo, e

P= manejo do solo

Visto que o objetivo do trabalho não inclui o uso de dados agrícolas, conforme sugerido por Stein et al., 1987 e aplicado por BORGES et al., 2013, consideramos as variáveis de uso e manejo e uso do solo igual a um. Este valor é aplicado somente quando se analisa a atuação do solo exposto no meio ambiente. Desta forma, para a análise de grandes áreas, como o território brasileiro, a utilização da pior alternativa (solo exposto) evita possíveis erros de sobreajuste no modelo (STEIN et al., 1987). As demais variáveis da equação foram obtidas, conforme descrito abaixo: K: os valores foram obtidos com base no levantamento de solos do IBGE (2018) nos dados de Gomes (2012). O autor obteve a erodibilidade de cada classe de solo. Estes valores

foram vinculados à tabela de atributos do mapa de solos do IBGE, logo após, procedeu-se a rasterização e reprojeção do mapa resultante.

R: os dados foram obtidos a partir do levantamento feito no estudo desenvolvido por Trindade et al., (2016). Os autores utilizaram dados de estações pluviométricas, relacionando-se precipitação média e coeficiente de chuvas, com base em séries pluviométricas superiores a 20 anos.

LS: Dados obtidos por meio da metodologia utilizada no estudo citado no quadro 01:

$$LS = \left(\text{Flow accumulation} \times \frac{\text{cell size}}{22.13} \right)^{0.4} \left(\frac{\sin(\text{slope})}{0.0896} \right)^{1.3}$$

Para sua aplicação, foi obtido o mapa de altimetria no CSR Maps (CSR, 2020), e posteriormente gerado o mapa de fluxo acumulado, conforme demonstrando por (SILVEIRA *et al.*, 2016), e adaptado pelo software QGis 3.10.12 (QGIS, 2021). No software Dinamica EGO (DINAMICAEGO, 2021), elaboramos o mapa de declividade e por fim, calculamos o seno da declividade no software QGis. De posse dos mapas, aplicamos a equação utilizando o mesmo software.

- Assoreamento de rios:

Variável elaborada a partir do cruzamento dos dados do mapa da rede de drenagem do território brasileiro e do mapa de perda de solo. O primeiro foi obtido do CSR Maps (ANA, 2020), realizamos a reprojeção e rasterização e o segundo, elaborado através de um modelo desenvolvido no software Dinamica Ego, sendo obtido valores de perda do solo, em áreas próximas aos cursos d'água nos limites das áreas de estudos.

- Biomassa:

Considerando a perda de UC/TI, e a possível perda de vegetação nativa, abordamos a quantificação de biomassa, tendo em vista que as estimativas desta variável são necessárias para um melhor entendimento dos impactos do desmatamento, principalmente no que se refere às mudanças climáticas. Para isso, utilizamos o mapa de biomassa acima e abaixo do solo em toneladas de carbono por hectares, obtido do banco de dados do CSR Maps e criado por SOARES-FILHO et al., 2016. Esta base de dados foi apenas reprojeta.

2.3.3 Criação dos Cenários

Para determinação dos cenários de perda de unidades de conservação, acessamos a plataforma do WWF (WWF BRASIL, 2020), que monitora os processos de alterações de áreas protegidas. Os dados informam 146 fenômenos de PADDD no Brasil, que englobam a redução, recategorização e extinção de UCs, nos status de ação proposta ou já promulgada. Para a definição do cenário realista de perda, filtramos todas as ações propostas em áreas de UC de proteção integral, resultando em 36 projetos.

Isto posto, consideramos o quantitativo de 699 unidades de conservação e os 36 eventos de PADDD propostos, determinamos o cenário médio, que corresponde à 5% de perda de áreas do total de UC do território brasileiro, e dois outros cenários, um mais otimista e um mais pessimista, com 2.5% e 10% de perda, respectivamente.

Para definição do cenário realista de perda de terras indígenas, verificamos que existem 3773 requerimentos minerários, que afetariam 31 terras indígenas com incidência de povos indígenas isolados, de acordo com o levantamento do Conselho Indigenista Missionário (BRASIL, 2020). Nos baseamos neste quantitativo, haja vista que a população de povos indígenas isolados, é considerada uma das mais vulneráveis, o que pode abrir caminhos para a exploração mineral ilegal e invasões em massa.

Atualmente, existem 475 terras indígenas regularizadas. Com base nas áreas afetadas por processos de mineração, o cenário realista de perda de áreas seria de 6.5%. Para fins de cálculo, foi estabelecido o mesmo percentual de perda das UC.

Ainda, para cada cenário simulado, definimos um percentual de perda de área nos limites da UC/TI. Para os cenários de 2.5% e 5% de perda do quantitativo de áreas protegidas, foi determinada uma perda de área em torno de 50% nos limites da UC/TI; e para o cenário de 10% de perda no quantitativo de área protegida, uma perda de área nos limites da UC/TI em torno de 20%. Isto foi feito, considerando que os eventos de perda, em sua maioria, não se tratam de extinção da área de UC, e que nas TI, o objetivo é a alteração do uso do solo. A perda de cobertura vegetal nativa foi assumida para todas as variáveis, com exceção de perda do solo, na qual assumimos como área impactada.

As simulações foram realizadas para as UCs e TIs de forma separada, de modo que os cenários obtiveram resultados em função da perda em quantitativo de área protegidas e perda de áreas nos seus limites, para cada grupo.

2.3.4 Método de Monte Carlo

Utilizamos o método de Monte Carlo, um método amostral cujo objetivo é estimar a distribuição de resultados possíveis da variável de interesse (variável de saída), com base em uma ou mais variáveis de entrada, que se comportam de forma probabilística de acordo com a distribuição estipulada (EVAN, J. R., OLSO, 1998). O modelo de Monte Carlo é caracterizado como um modelo estocástico, por envolver a amostragem aleatória de uma distribuição probabilística para a realização de uma simulação. Além disto, o modelo soluciona um problema através da simulação matemática do processo de interesse, ao invés de solucionar a equação ou conjunto de equações que o orientam (COX *et al.*, 2001). Neste método, um gerador de números aleatórios (algoritmo) compreenderá uma de suas entradas, utilizado para amostrar os vários fenômenos que ocorrem durante os processos de interesse. Como resultado, obtivemos valores médios relacionados com as variáveis estudadas. À medida que o número de processos realizados pelas variáveis aumenta, melhora-se a qualidade do comportamento médio do sistema, caracterizado pela diminuição das incertezas estatísticas dos resultados. O modelo não determina o valor exato para a resposta ao problema proposto, no entanto, obtemos resultados com boas estimativas do valor exato à medida que um número suficientemente grande de amostragens foi processado (YORIYAZ, 2009). Desta forma, após as simulações preestabelecidas, conseguimos o resultado médio da perda de áreas. O método permite, portanto, realizar testes com diferentes cenários, e assim, explorar os efeitos das variáveis estudadas, a partir de simulações com variadas porcentagens de perdas de áreas.

Para a criação modelo utilizando-se do método de Monte Carlo, inicialmente, criamos um modelo utilizando o software Dinamica EGO, no qual extraídos todos os valores obtidos para cada variável a ser analisada, nos limites da área de estudo. Estes valores, representados em tabela, foram obtidos de diferentes maneiras. As variáveis que correspondem a área, como a cobertura vegetal nativa e áreas contínuas e fragmentadas de remanescentes de vegetação nativa, equivalem ao somatório de todos os pixels existentes nas áreas de estudo; as variáveis assoreamento de rios e perda de solo, foram obtidas através do cálculo da média dos valores dos pixels, e a variável biomassa, soma dos valores dos pixels. O resultado final corresponde a uma tabela com as informações de cada variável para cada UC/TI.

A partir das tabelas resultantes, agrupamos todas as variáveis em uma única tabela de entrada. Obtivemos uma tabela final para cada área de estudo, nas quais constam 575 unidades de conservação e 458 terras indígenas. Após a elaboração da tabela de entrada, o segundo passo para a construção do método de Monte Carlo, para cada área de na análise, ou seja, foi construído

um modelo para unidades de conservação, e outro para terras indígenas. A definição dos cenários de perda de UC/TI, foram realizadas de acordo com os seguintes percentuais nos dados de entrada, de acordo com as seguintes proporções:

- Perda de 2.5% representaram 15 UC/TI;
- Perda de 5% representaram 30 UC/TI, e
- Perda de 10% representaram 60 UC/TI perdidas.

Posteriormente, calculamos a perda de áreas nos limites das UC/TI sorteadas. Para a definição da perda das áreas, os valores foram centrados em uma média, que corresponde à 25%, 50% e 75%. No entanto, estes valores foram selecionados dentro de uma distribuição normal de probabilidade de chance de ser sorteado, que correspondem aos valores dos limites de desvio padrão, ou seja, 50%, 50% e 20% respectivamente.

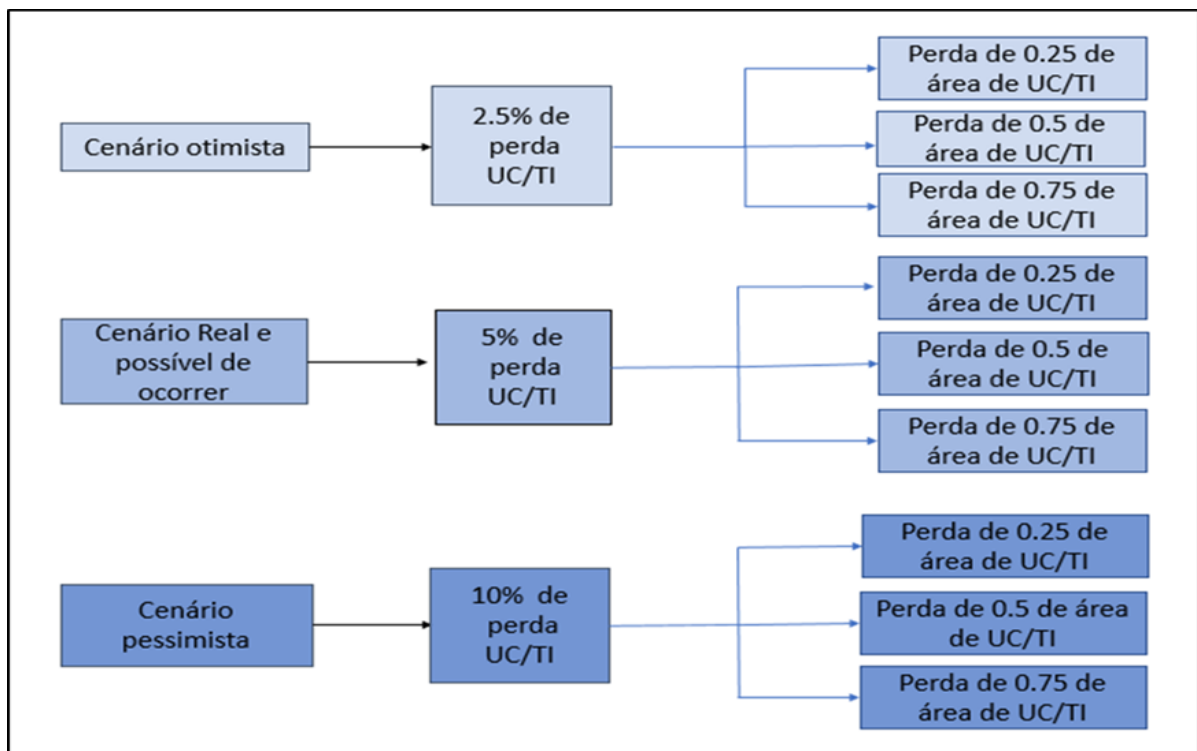


Figura 3: Cenários de perda de UC/TI e perda média de áreas de UC/TI

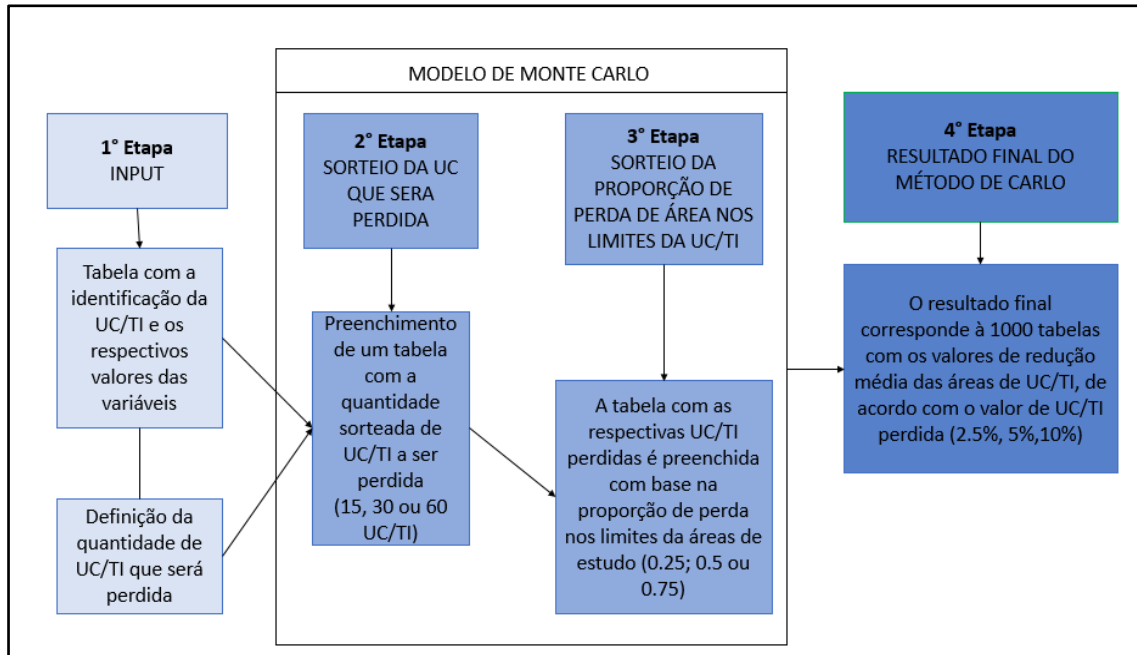


Figura 4: Etapas do Modelo de Monte Carlo

2.3.5 Modelo para estimativa de média de perda das variáveis

Após o processamento do método de Monte Carlo, que neste estudo, foi programado para 1000 repetições, o resultado final gerou 1000 tabelas, que possuem os quantitativos de perda das variáveis, para cada proporção de redução de área do cenário preestabelecido. Desta forma, após as simulações predeterminadas, foi construído um modelo para obtenção do resultado médio da perda de áreas. O método, permite, portanto, realizar testes com diferentes cenários, assim, exploramos os efeitos das variáveis estudadas, a partir de simulações com variadas porcentagens de perdas de áreas protegidas.

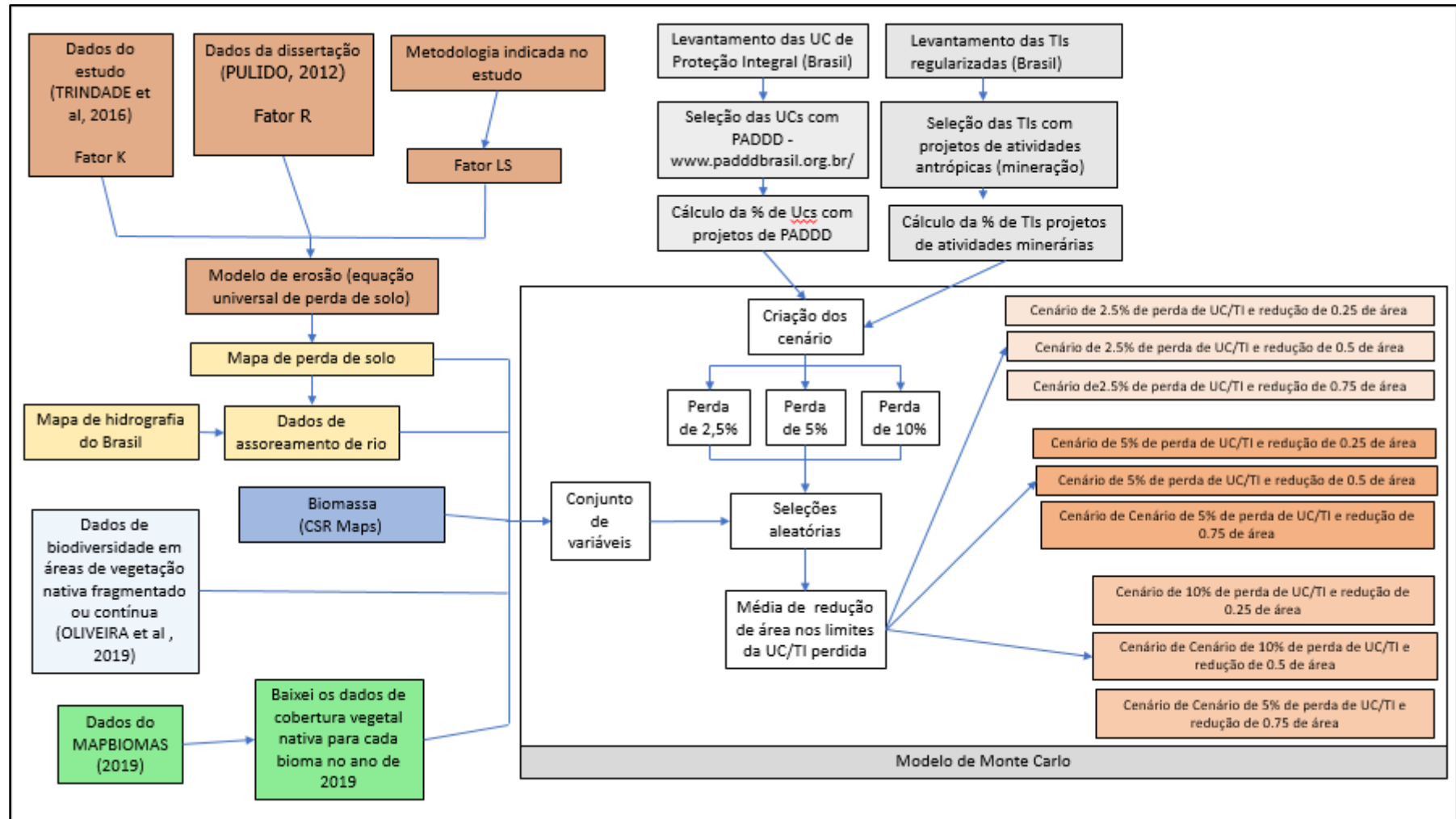


Figura 5: Etapas de elaboração do Modelo de Monte Carlo: obtenção das variáveis, determinação dos cenários e processamento do MMC Propriamente dito

2.4 Resultados

2.4.1 Perda de vegetação nativa

No cenário realista e possível de acontecer, onde ocorre 5% de perda de UC e redução média de 50% das áreas de vegetação nativa, a simulação apresentou uma média de perda de 2.86% da variável analisada.

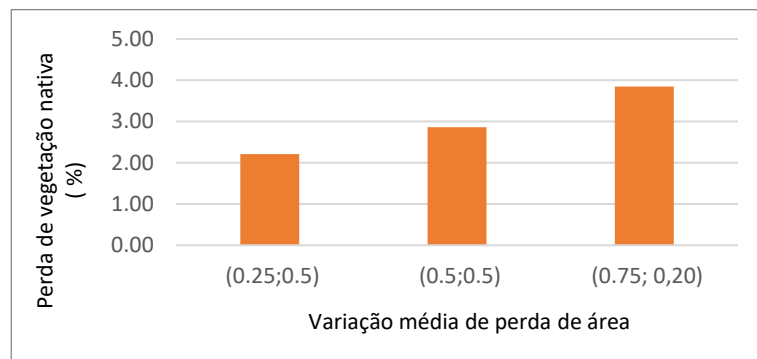


Figura 6: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de vegetação nativa, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.

Em comparação ao cenário mais otimista (2.5% de perda de UC) e pessimista (10% de perda de UC), com o mesmo percentual médio de redução dos remanescentes de vegetação nativa (50%), o resultado foi de 1.61% e 5.84% de perda de área de cobertura vegetal nativa nos limites da UCs, que corresponde à 835.088,00ha e 3.031.474,25ha, respectivamente. Ainda, comparando-se o melhor e o pior resultado nos três cenários analisados, foram obtidos os seguintes valores: a simulação de perda de 2.5% das UCs e média de redução de vegetação de 25%, resultou em 1.17% de perda de remanescentes de vegetação nativa, enquanto o cenário de 10% de perda de UCs, com 75% de redução média da área recoberta por vegetação, indicou 7.68% de área perdida.

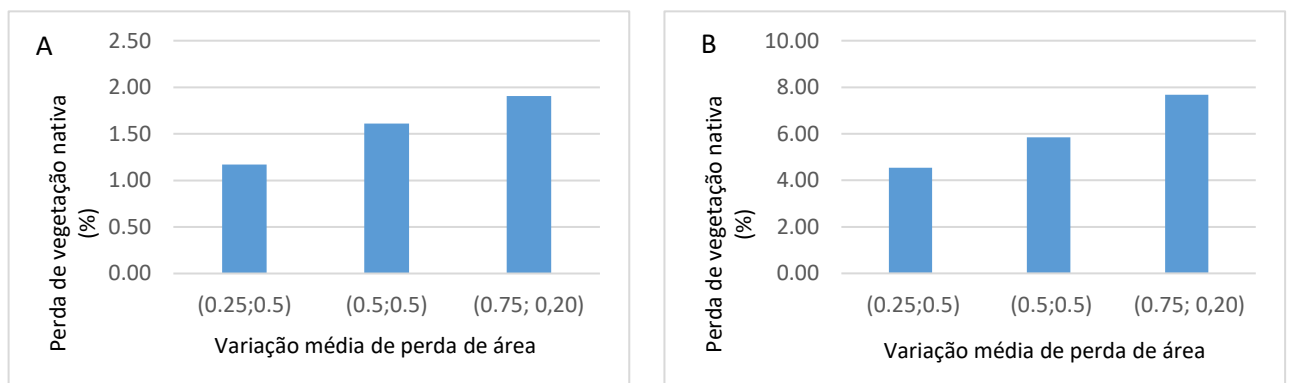


Figura 7: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de vegetação nativa, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Nas terras indígenas, o cenário realista, indicou um percentual de perda de área de 3.54%, enquanto no melhor e pior cenário, considerando a mesma redução média de remanescentes de vegetação nativa, o valor de perda foi de 1,87% e 7.06%, respectivamente.

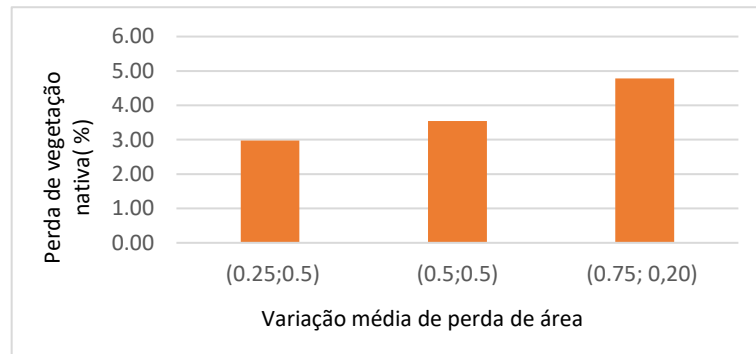


Figura 8: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução de área de vegetação nativa, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de TIs.

Analisando-se o melhor e pior cenário, com base nos percentuais mínimos e máximos de perdas de TI, bem como da média de redução de remanescentes de vegetação nativa, as perdas resultaram em 1.40% a 9.35%, respectivamente.

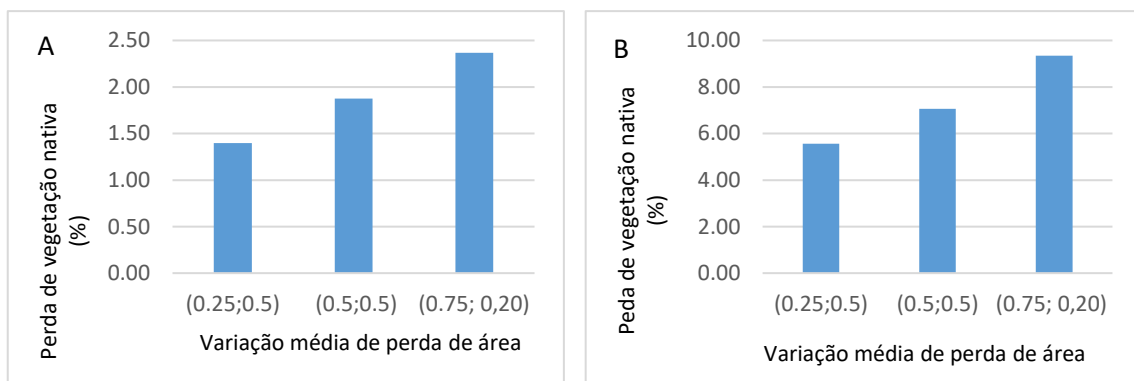


Figura 9: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução de área de vegetação nativa, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

2.4.2 Áreas prioritárias para conservação

A simulação do cenário mais realista da perda de remanescentes contínuos de vegetação nativa onde existe bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HGC), resultou em 3.24% de perda destas áreas. Nos cenários mais (2.5%) e menos otimista (10%), na mesma proporção de redução média das áreas de HGC (50%), o valor de perda foi de 1.51% e 5.95%, respectivamente. A avaliação dos valores relativos ao melhor e pior cenário de perda de UC, considerando também as menores e maiores perdas de áreas de HGC, foi de 1,17% e 7.69%, respectivamente.

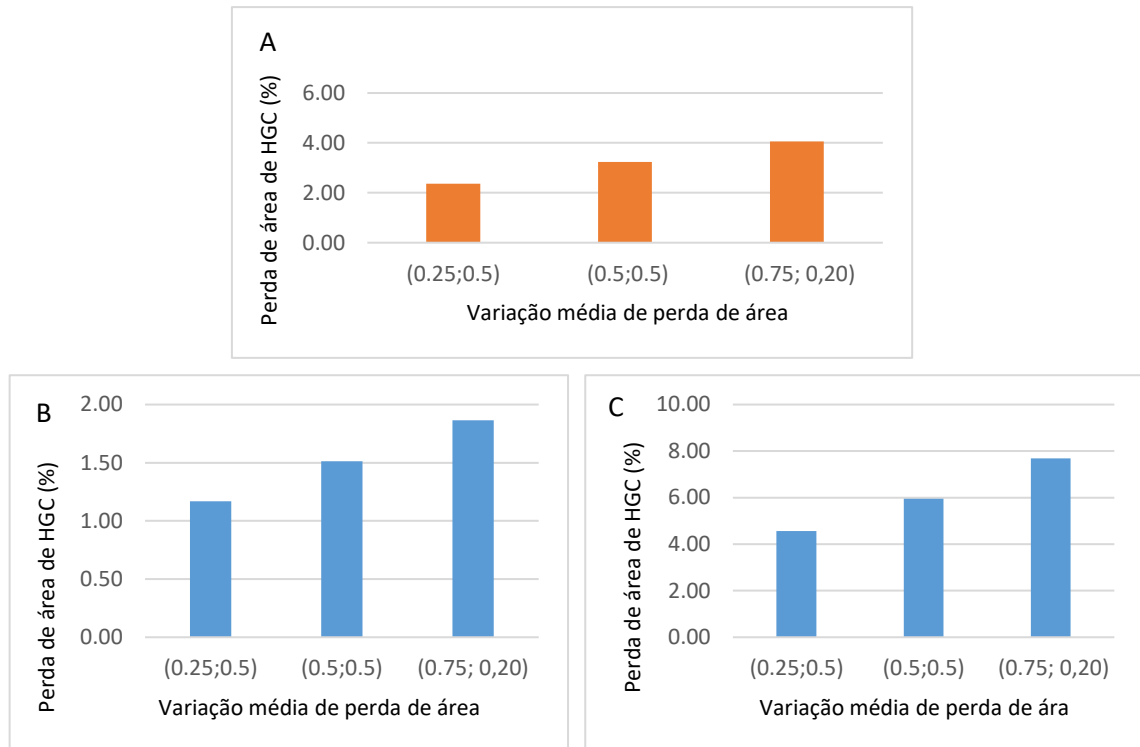


Figura 10: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Em relação às áreas de TI, a perda resultou em 3.72% quando analisamos o cenário mais realista; no melhor cenário, o valor de perda foi de 1.84% e o pior cenário, 7.14%, em relação ao total de áreas de HGC existentes, e mantendo-se a média de redução destas áreas. Para os cenários mais e menos otimista, com alteração do percentual de perdas de TIs e da redução média das áreas de HGC, os valores foram de 1.38% e 9.24%, respectivamente.

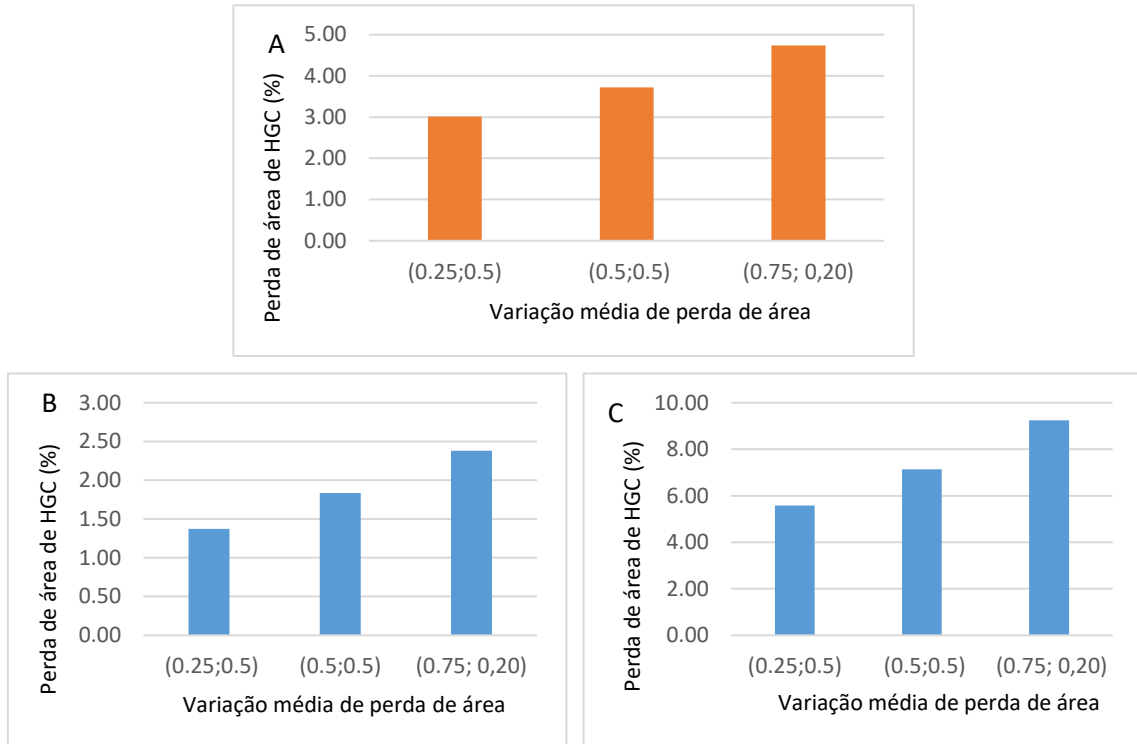


Figura 11: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGC, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

Considerando as áreas de unidades de conservação, no cenário realista, com redução média de 50% das áreas de remanescentes fragmentados de vegetação nativa, onde existe bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HGF), a perda de 3.19% de áreas, 1.56% no cenário mais otimista, e 6.17% no cenário mais pessimista. Comparativamente, os valores do melhor e pior cenário de perda de UC, bem como menor e maior redução de HGF, resultaram na perda de área de 1.24% e 7.96%, respectivamente.

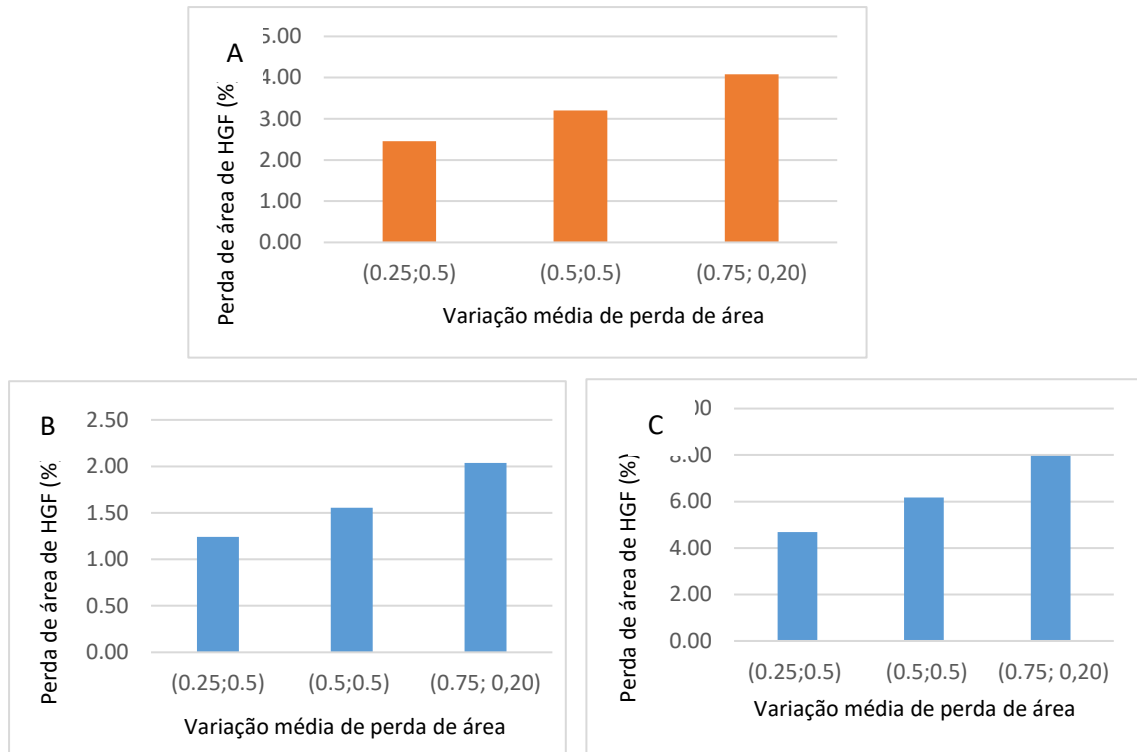


Figura 12: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGF, para (A) o cenário de 5%, e (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

A variável analisada, com base nas áreas de TI, resultou na perda de 3.56% no cenário mais realista; 1.71% e 7.35% nos cenários de menor e maior perda de áreas de TIs. Os cenários mais e menos otimistas, com variação da redução média das áreas de HGF, bem como dos percentuais de perda de TIs, foram de 1.49% e 9.68% respectivamente.

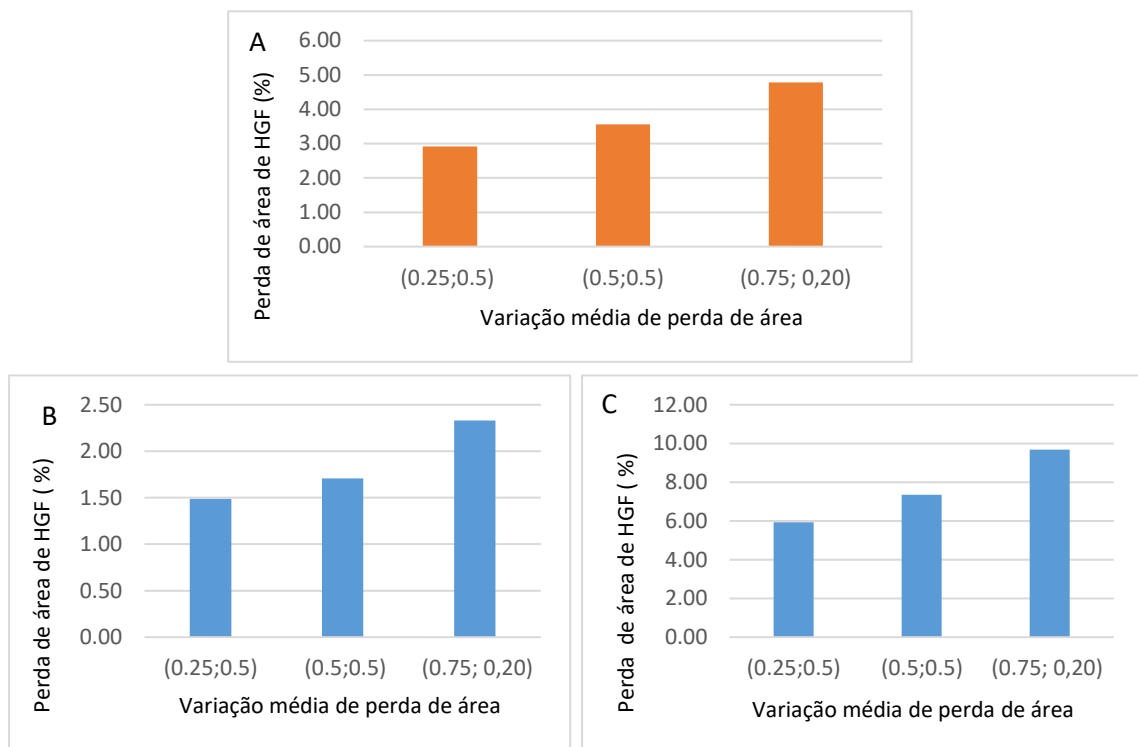


Figura 13: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HGF, para (A) o cenário de 5%, e (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

A análise dos remanescentes contínuos de vegetação nativa em unidades de conservação, para os quais, existe pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HPC), no cenário realista e possível de ocorrer, indicou a perda de 2.99%, enquanto o melhor e o pior cenário para a mesma média de redução da variável, resultou em 1.60% e 5.82% de perda de áreas de HPC, respectivamente.

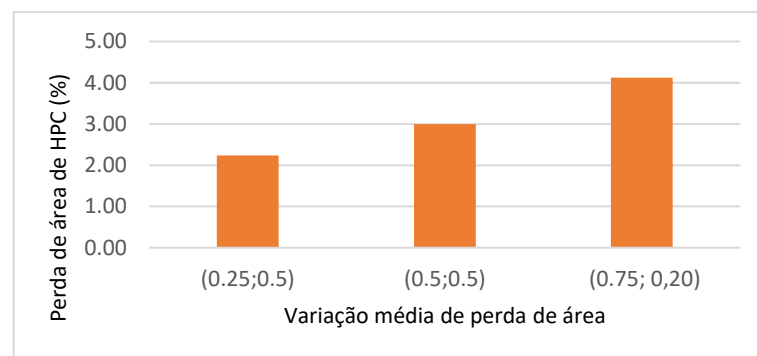


Figura 14: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPC, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.

No cenário mais otimista e mais pessimista, com variação do quantitativo de perda de UC e redução média da perda da variável HPC, os percentuais foram de 1.24% e 7.59%, respectivamente.

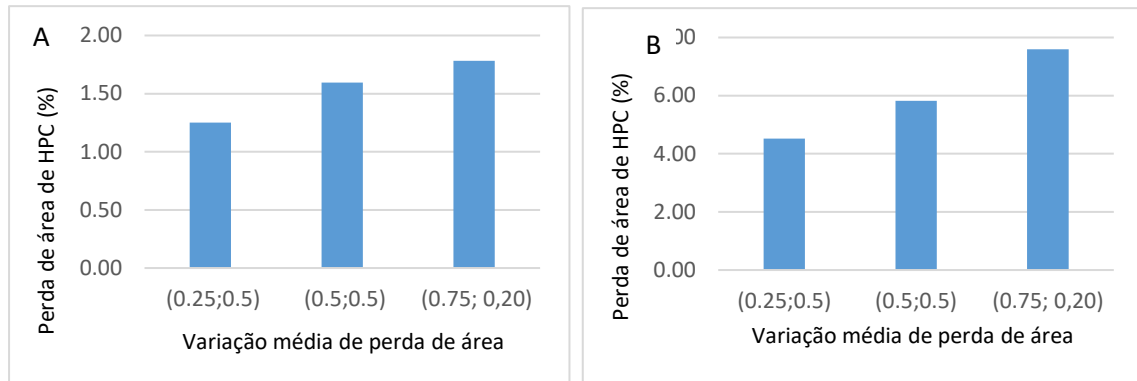


Figura 15: Análise da porcentagem de perda e a variação das médias de redução de área de HPC, para (A) o cenário de 2.5% e (B) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Em relação à variável HPC em terras indígenas, no cenário realista, onde manteve-se a redução média destas áreas (50%), a perda atingiu 3.46%, enquanto no melhor e no pior cenário, os valores foram de 1.85% e 7.13%, respectivamente. A variação dos percentuais de perda de área de TI e redução média das áreas de HPC, resultaram no cenário mais otimista, cuja perda é de 1.30%, e o mais pessimista com 9.57% de áreas perdidas.

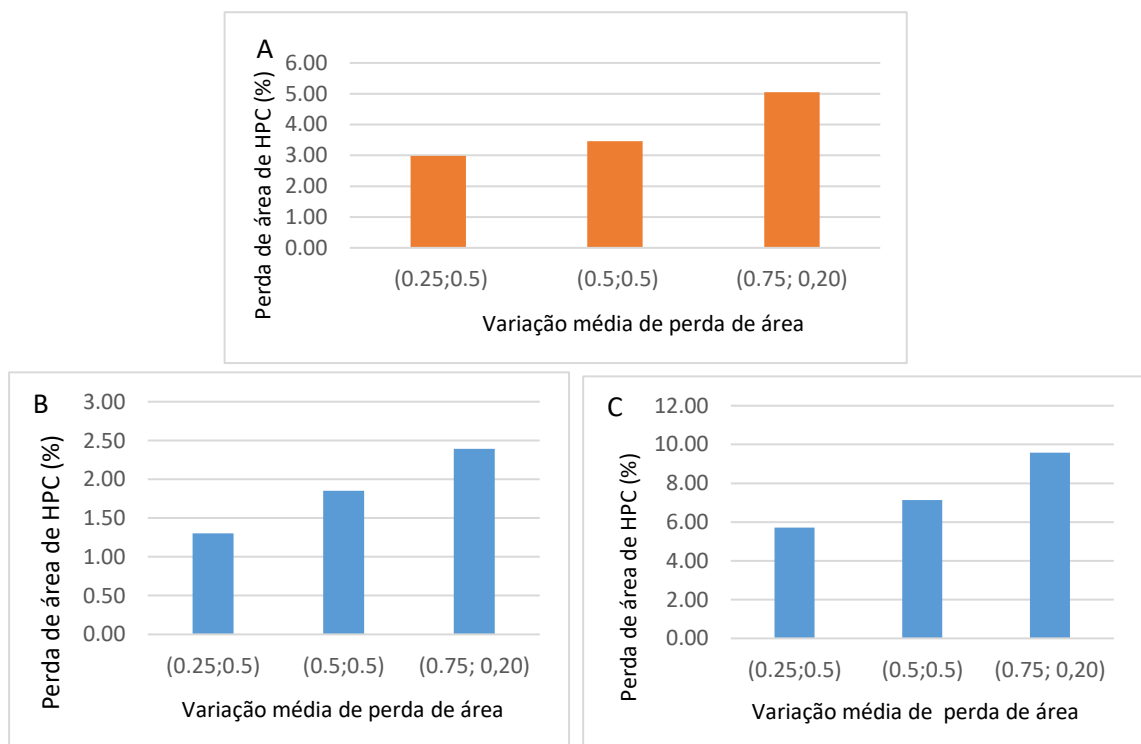


Figura 16: Análise da porcentagem de perda e a variação das médias de redução de área de HPC, para (A) o cenário de 2.5%, (B) para o cenário de 5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

No cenário mais realista, a perda de área em remanescentes fragmentados de vegetação nativa onde existe pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade (HPF) em áreas de UC, foi de 3.22%. Quanto aos cenários com maior e menor perda, mantendo-se a redução média da variável HPF (50%), os valores oscilaram entre 1.51% e 6.38% respectivamente. E, a variação do maior e menor quantitativo de perda de UC, bem como da redução média da variável HPF, resultou nos cenários com perda de 1.2% e 7.82% das áreas.

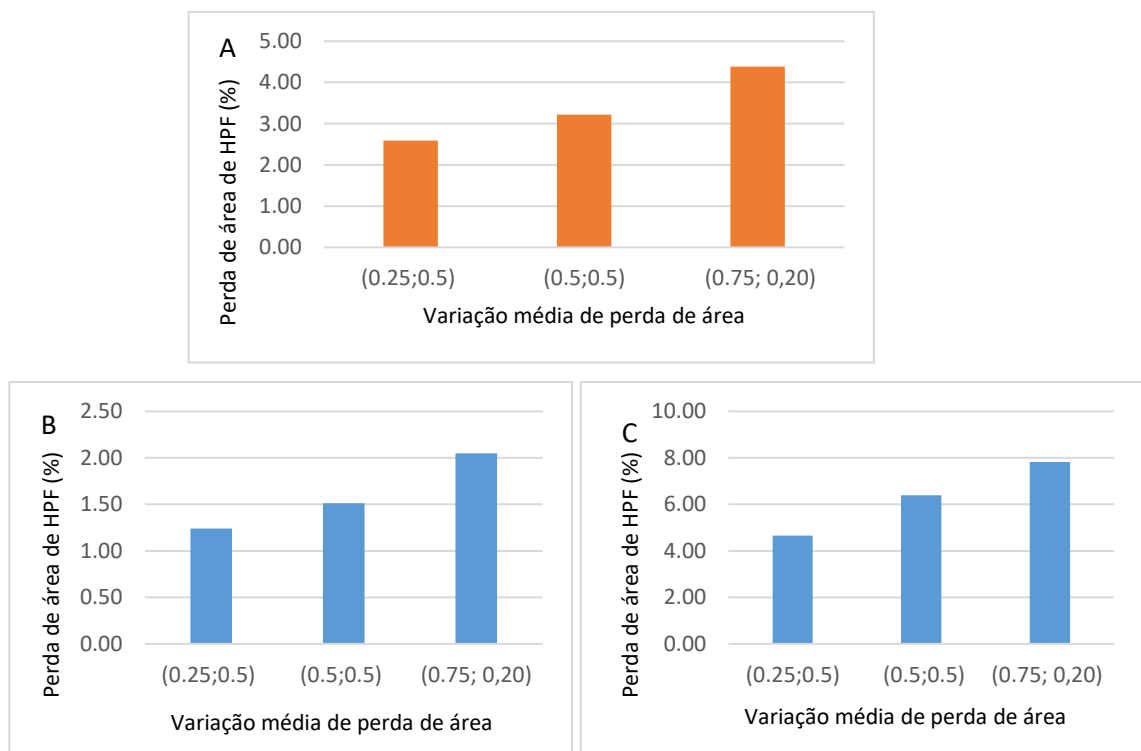


Figura 17: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPF, para (A) o cenário de 2.5%, (B) o cenário de 5% e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

Nas áreas de HPF, localizadas em terras indígenas, a perda foi de 3.64% no cenário mais realista; 1.69% e 6.99% nos cenários mais e menos otimistas, quando se manteve a média de redução destas áreas. O melhor e pior cenário obtido, variando-se as perdas de TIs e áreas de HPF, foram de 1.41% e 9.46% de perda.

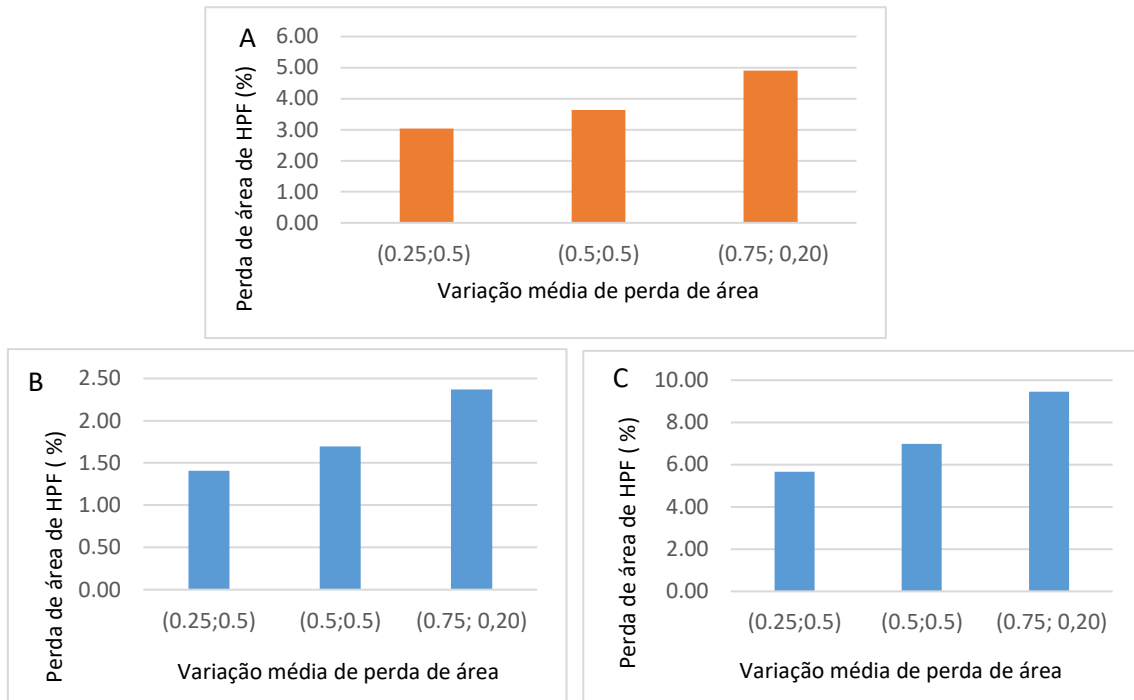


Figura 18: Análise da porcentagem de perda e a variação da média de redução de área de HPF, para (A) o cenário de 5%, para (B) o cenário de 2.5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

Na análise dos remanescentes contínuos de vegetação nativa em área de UC, nos quais, o conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade é insuficiente (IC), o cenário mais realista indicou a perda de área de 2.77%. A mudança do quantitativo de perda de UC (2.5% e 10%) nas mesmas proporções de redução média da variável analisada, resultou em 1.62% e 5.82% de perda, respectivamente. A variação, tanto da perda de UC, quanto da média de perda da variável IC, no melhor e pior cenário simulado, resultou em 1,15% e 7.65% de perda de áreas caracterizadas como remanescentes contínuos nos quais o conhecimento da biodiversidade é insuficiente.

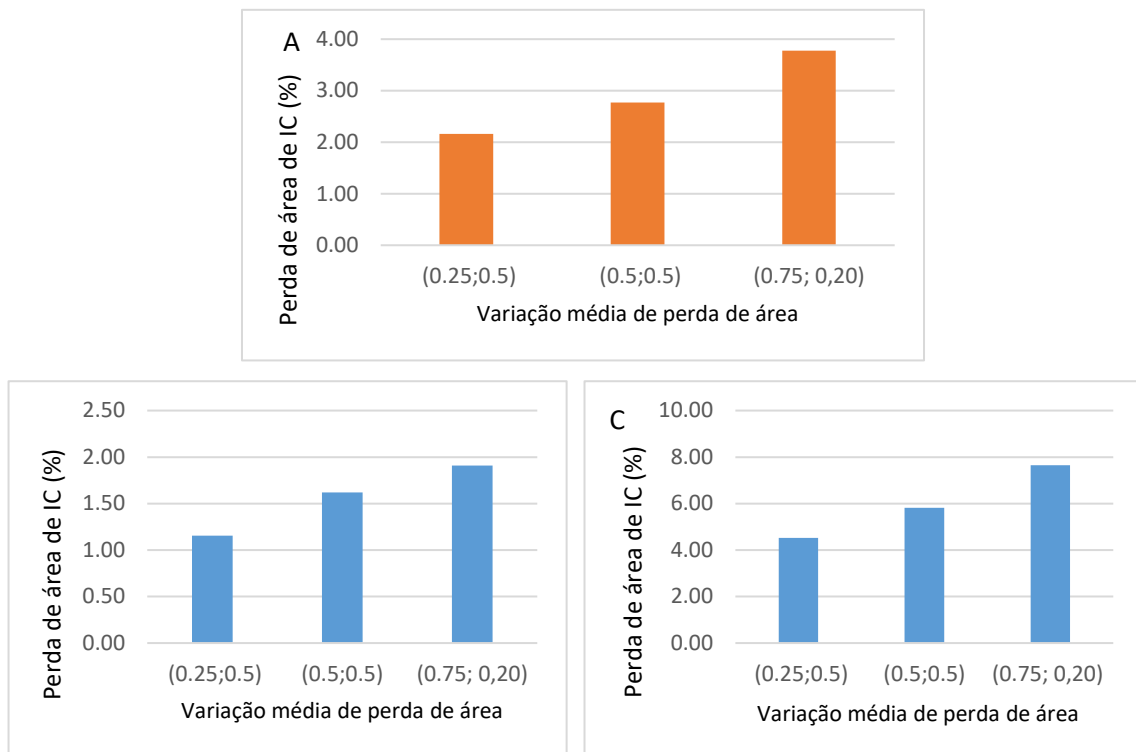


Figura 19: Análise da percentagem de perda e a variação da média de redução de área de IC, para (A) o cenário de 5%, para (B) o cenário de 2.5% e (C) para o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Quanto às áreas localizadas em terras indígenas, observamos que o cenário mais realista possui perda de áreas de 3.54%, enquanto o melhor e pior cenário com mesmas condições de perda áreas de IC, resultaram em 1.88% e 7.04%, respectivamente. A variação da redução média das áreas, bem como do quantitativo de perda de TI, indicou a perda de 1.41% e 9.31% destas áreas respectivamente.

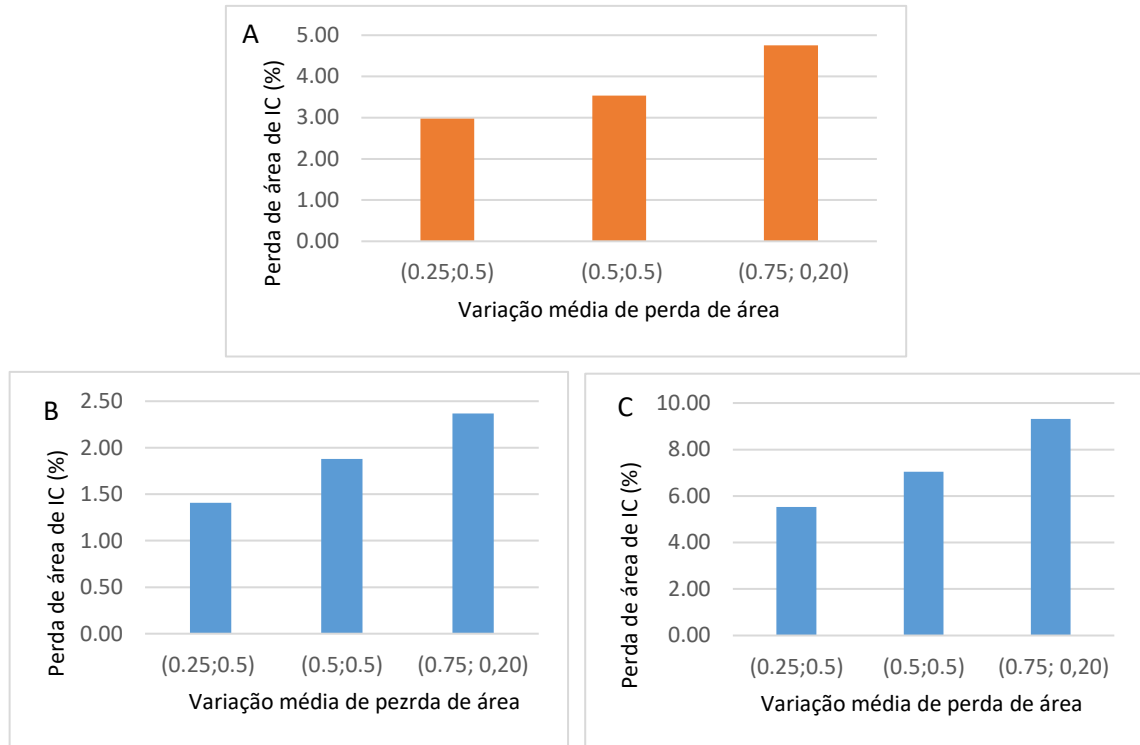


Figura 20: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução da área de IC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de TIs.

Quanto aos remanescentes fragmentados de vegetação nativa e onde conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade é insuficiente (IF), O cenário mais realista indicou a perda de 2.91%, em áreas de unidades de conservação. Para os cenários com menor e maior perda de UC, mantendo-se a redução média (50%) de perda da variável em questão, obtivemos os valores de 1.67% e 5.96%, respectivamente. E, alternando-se os quantitativos de perda de UC e redução média de perda de área de IF, o melhor e pior valor encontrado foi de 1.22% e 7.63%, respectivamente

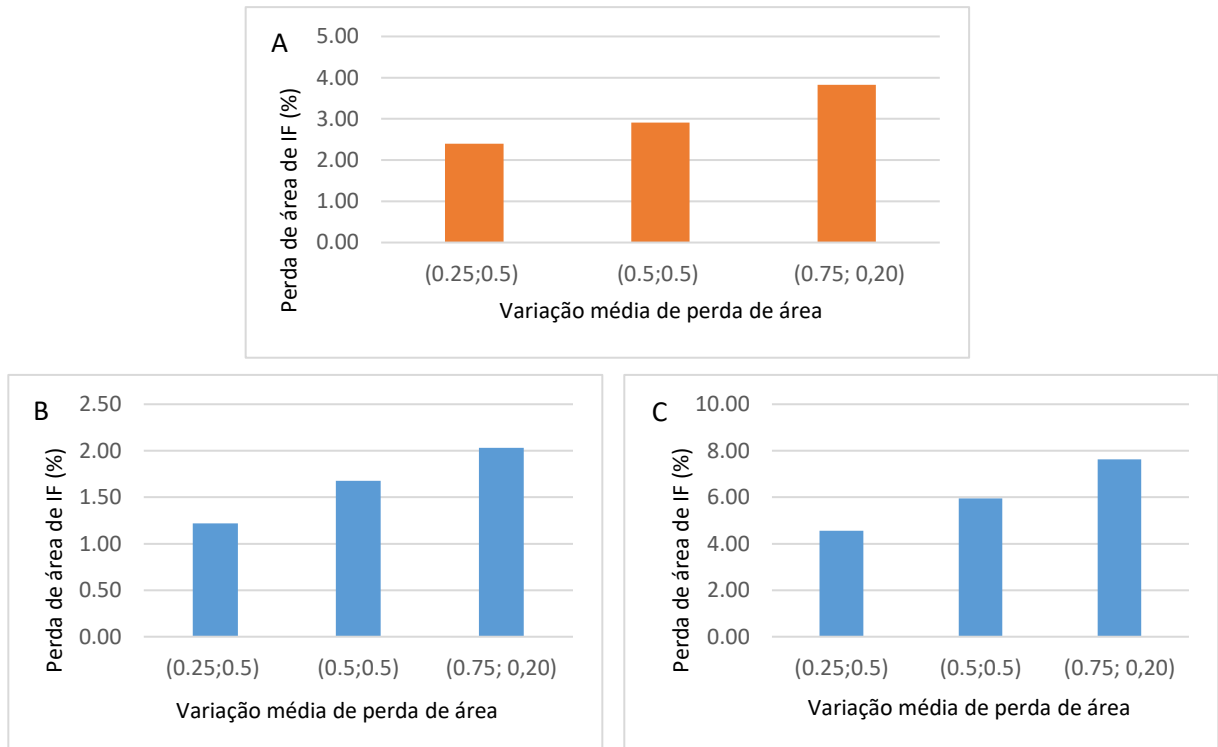


Figura 21: Análise da porcentagem de perda e a variação das média de redução da área de IF, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de UCs.

A perda no cenário mais realista, em áreas de terras indígenas, corresponde à 3.74%, já o melhor e pior cenário com a mesma redução média de áreas de IF, resultaram nos valores de perda de 1.97% e 7.33%, respectivamente. A análise indicou as perdas de 1,49% e 9.31%, que correspondem respectivamente ao pior e melhor cenário, com a variação do quantitativo de perda de área de TI, bem como dos percentuais de redução média de áreas de IF.

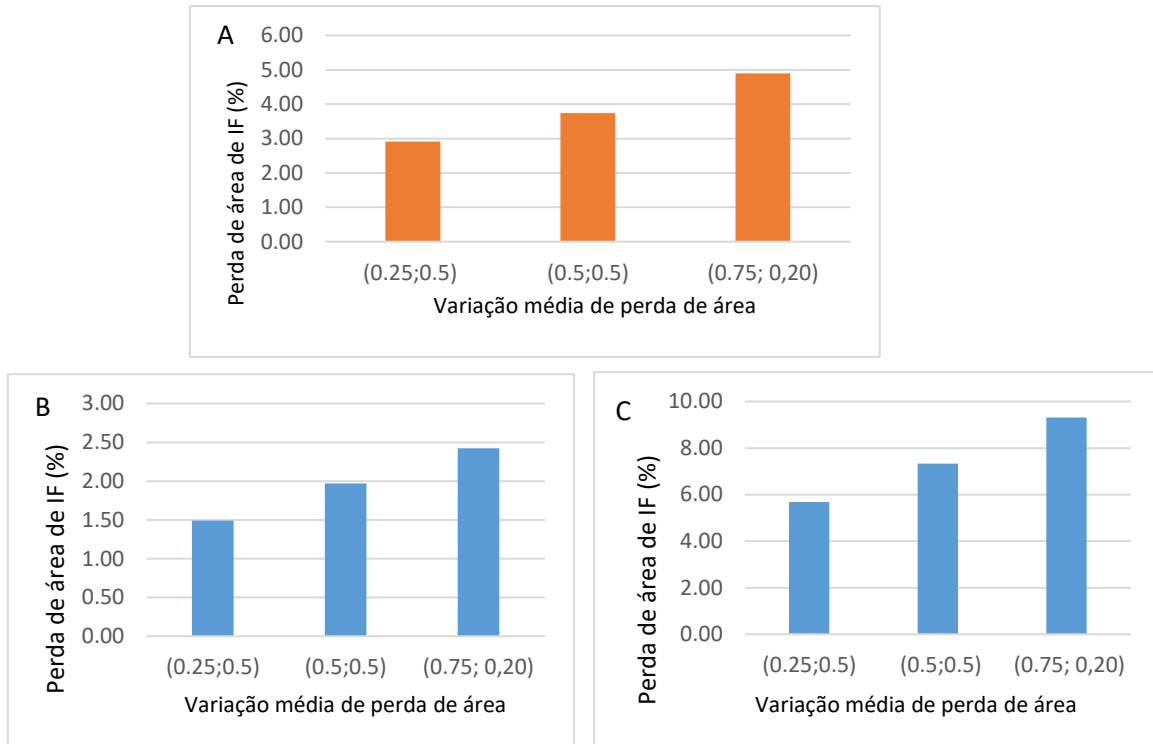


Figura 22: Análise da percentagem de perda e a variação das média de redução da área de IF, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5% e (C) o cenário de 10% de diminuição de quantitativo de TIs.

2.4.3 Perda de solo

A avaliação de perda de solo, no cenário mais realista, no qual ocorre perda de 5% das UC e redução média de 50% das áreas de UC, a média de perda de solo foi de 2.35 mg/ha *ano. Por comparação, nos cenários de maior e menor perda de UC, mantendo-se a redução média de suas áreas, os valores variaram de 1.84 mg/ha *ano e 3.03 mg/ha *ano, respectivamente.

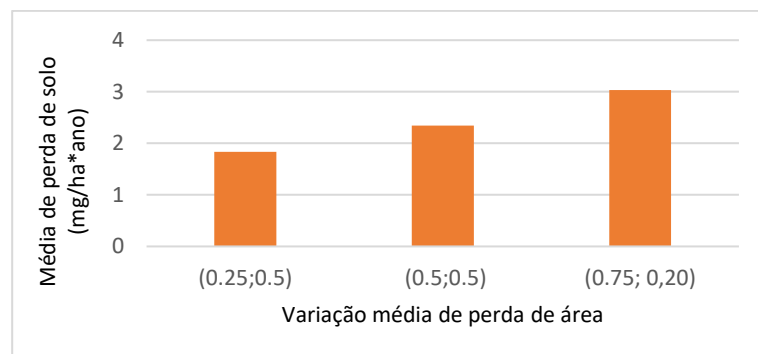


Figura 23: Análise da média de perda de solo e a variação das média de redução de área de UC, para o cenário de 5% de diminuição do quantitativo de UCs.

Os cenários mais e menos otimistas, considerando a variação de perda de UC, bem como da redução média de área, indicam a perda de 0.97 mg/ha *ano e 6.07 mg/ha *ano.

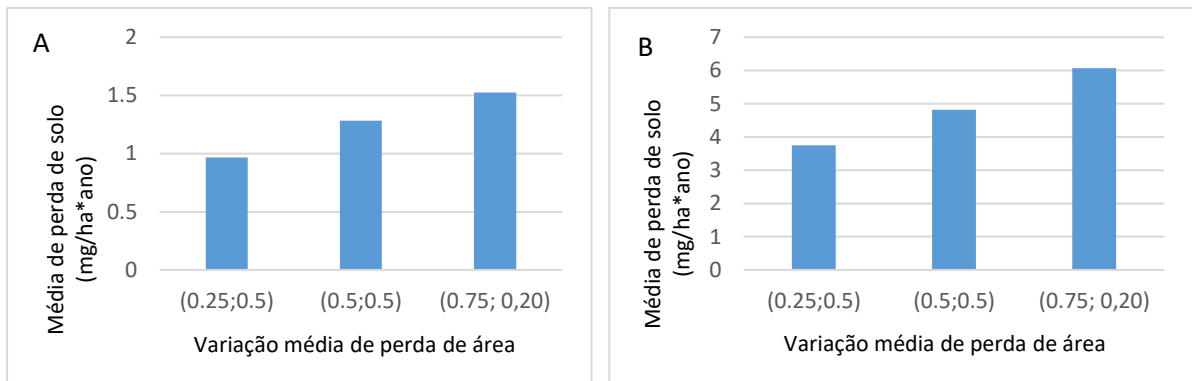


Figura 24: Análise da média de perda de solo e a variação da média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 2.5% e (B) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Considerando as áreas de terras indígenas, a simulação com redução média das respectivas áreas, resultou na perda de 3.21 mg/ha *ano no cenário realista. O melhor e pior resultados da simulação, com a mesma média de redução de áreas, indicou a perda de 1.67 mg/ha *ano e 6.29 mg/ha *ano, respectivamente. Ainda, variando os percentuais de perda de TI e da redução média das áreas, os resultados foram de 2.35 mg/ha *ano e 14.95 mg/ha *ano.

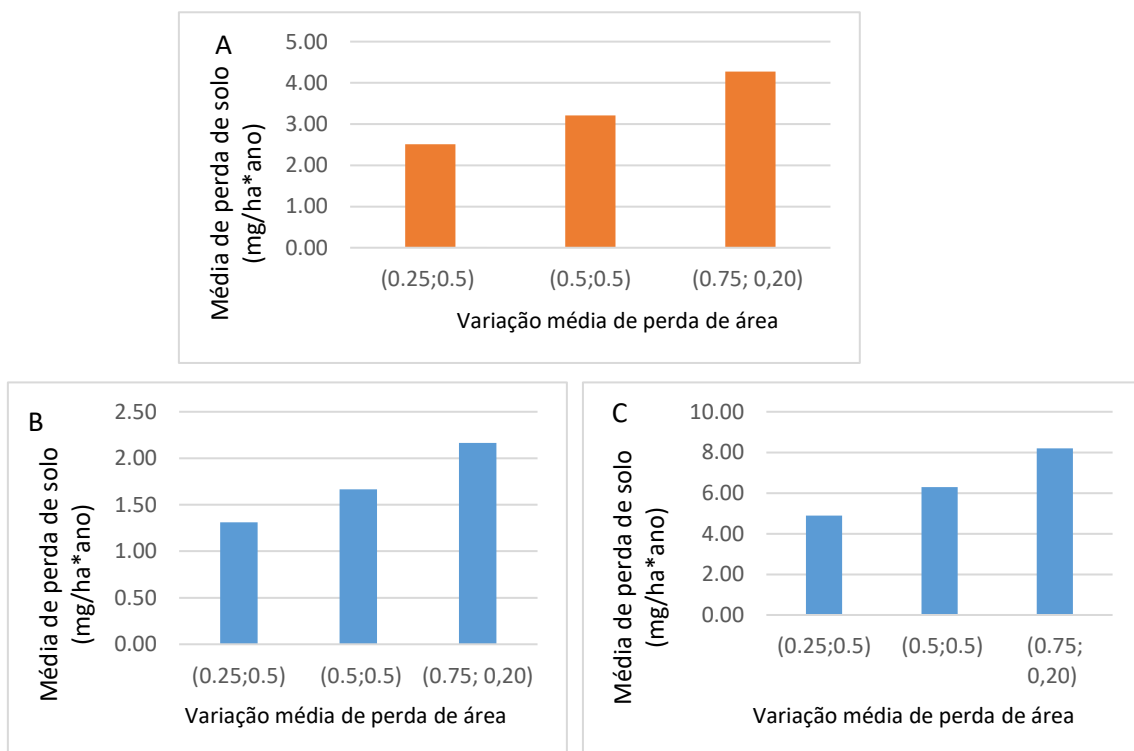


Figura 25: Análise da média de perda de solo e a variação das média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

2.4.4 Assoreamento

Nas áreas de unidades de conservação, o resultado no cenário realista e possível de ocorrer, informa uma perda média de 4.14mg/ha *ano. Nos cenários mais e menos otimista, com a mesma redução média de áreas de unidades de conservação, os valores foram de 2.25 mg/ha *ano e 8.42 mg/ha *ano, respectivamente. E quanto aos valores do melhor e pior cenários, a variação resultou em 1.62 mg/ha *ano e 10.35 mg/ha *ano.

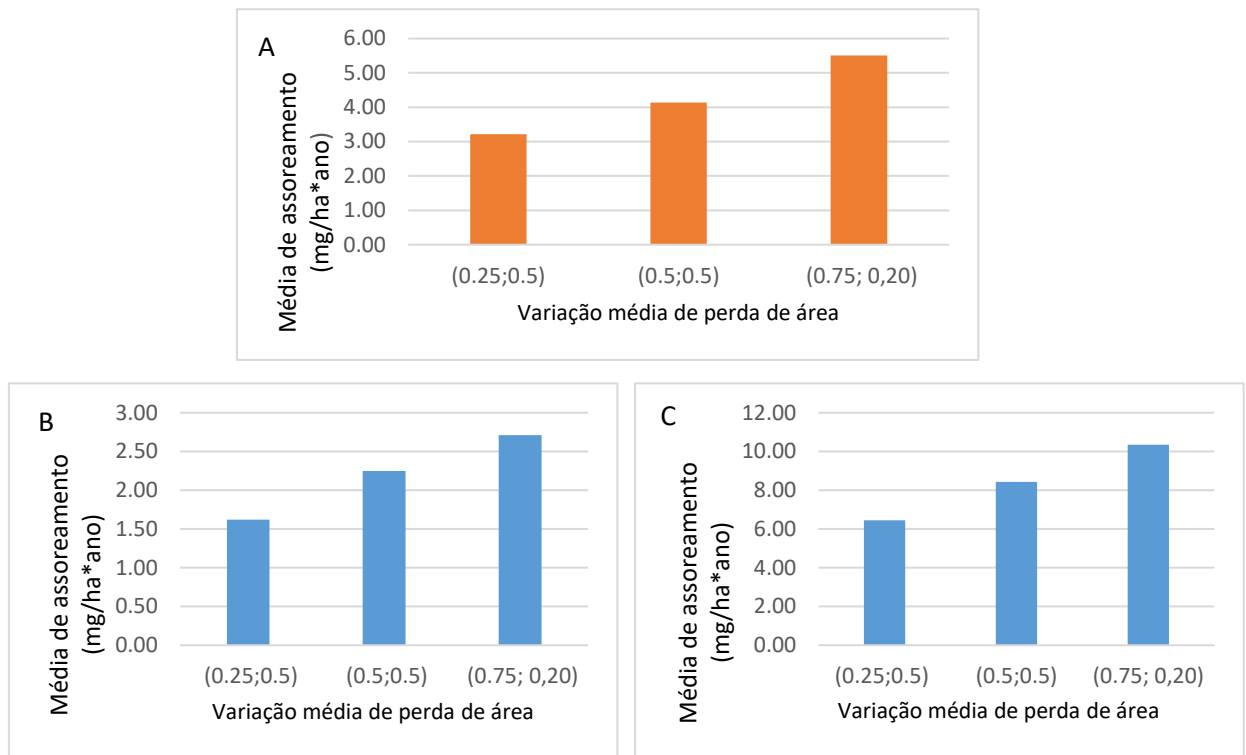


Figura 26: Análise da média de assoreamento e a variação das média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 5%, (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Na análise da variável, considerando as terras indígenas, a redução média de 50% de área, demonstrou na simulação do cenário mais realista, o valor de 6.02 mg/ha *ano, enquanto nos cenários mais e menos otimistas, a variação foi de 3.10 mg/ha *ano e 11.61 mg/ha *ano, respectivamente. A alteração do quantitativo de TIs perdidas, bem como da redução média das áreas, indicam os valores de 2.35 e 14.95 mg/ha *ano.

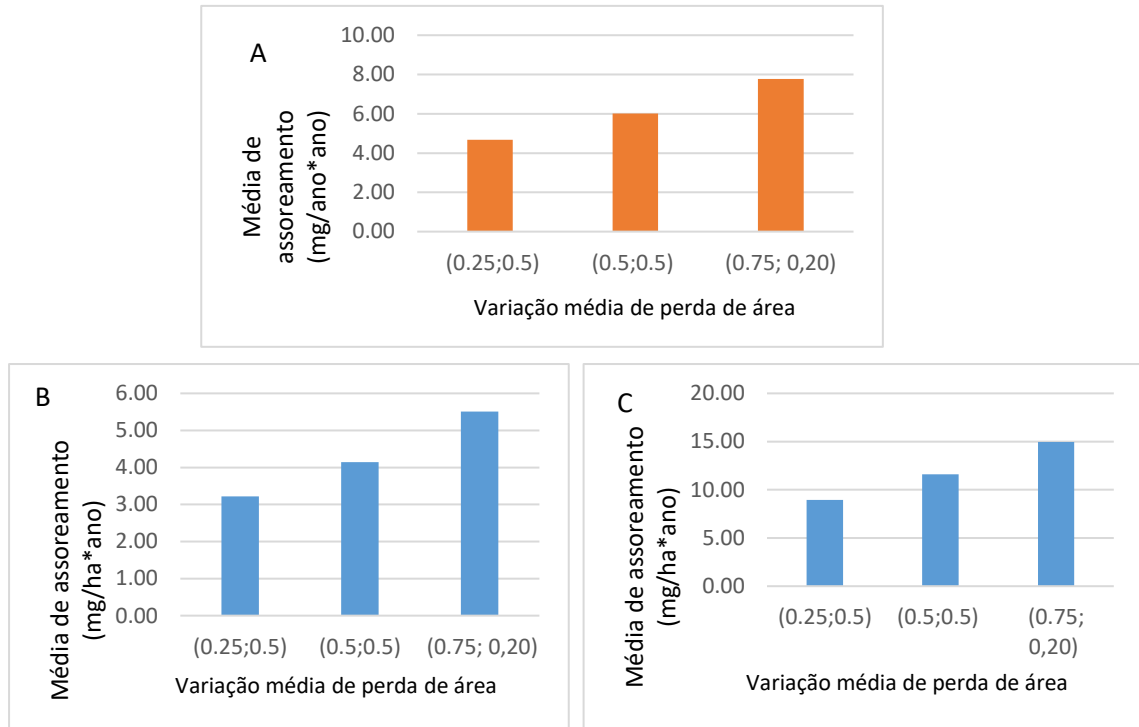


Figura 27: Análise da média de assoreamento e a variação da média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

2.4.5 Biomassa

No cenário de 5% de perda de UC, a perda de biomassa foi de $1990,37 \times 10^4$ ton/ha. Enquanto nos cenários de maior e menor perda de UC, com a mesma redução média de remanescentes de vegetação nativa, o resultado foi de $1143,55 \times 10^4$ ton/ha e $4132,38 \times 10^4$ ton/ha, respectivamente. Já os valores no melhor e pior cenário de simulação de perda de UC, foram de $830,52 \times 10^4$ ton/ha e $5414,92 \times 10^4$ ton/ha.

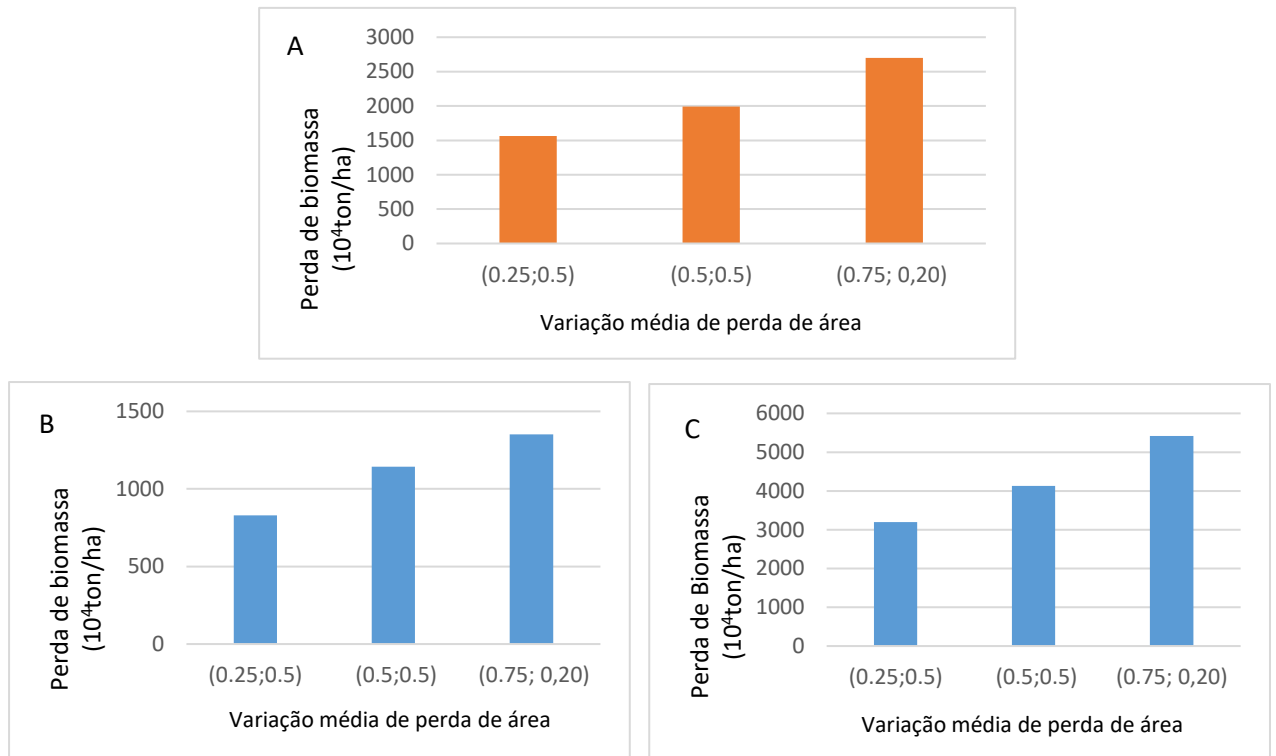


Figura 28: Análise da perda de biomassa e a variação da média de redução de área de UC, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de UCs.

Quanto às terras indígenas, o cenário mais realista indicou o valor de biomassa de 5011.96×10^4 ton/ha, enquanto nos mesmos percentuais de redução média de remanescente de vegetação nativa, com alteração dos quantitativos de perda de TI a perda foi de 2645.54×10^4 ton/ha, no melhor cenário, e 9921.81×10^4 ton/ha no pior cenário. Aumentando-se a variação de perda de TI, bem como os percentuais médios de perda de área, o cenário mais otimista prevê uma perda de $1949,17 \times 10^4$ ton/ano e o mais pessimista de $13.222,25 \times 10^4$ ton/ha.

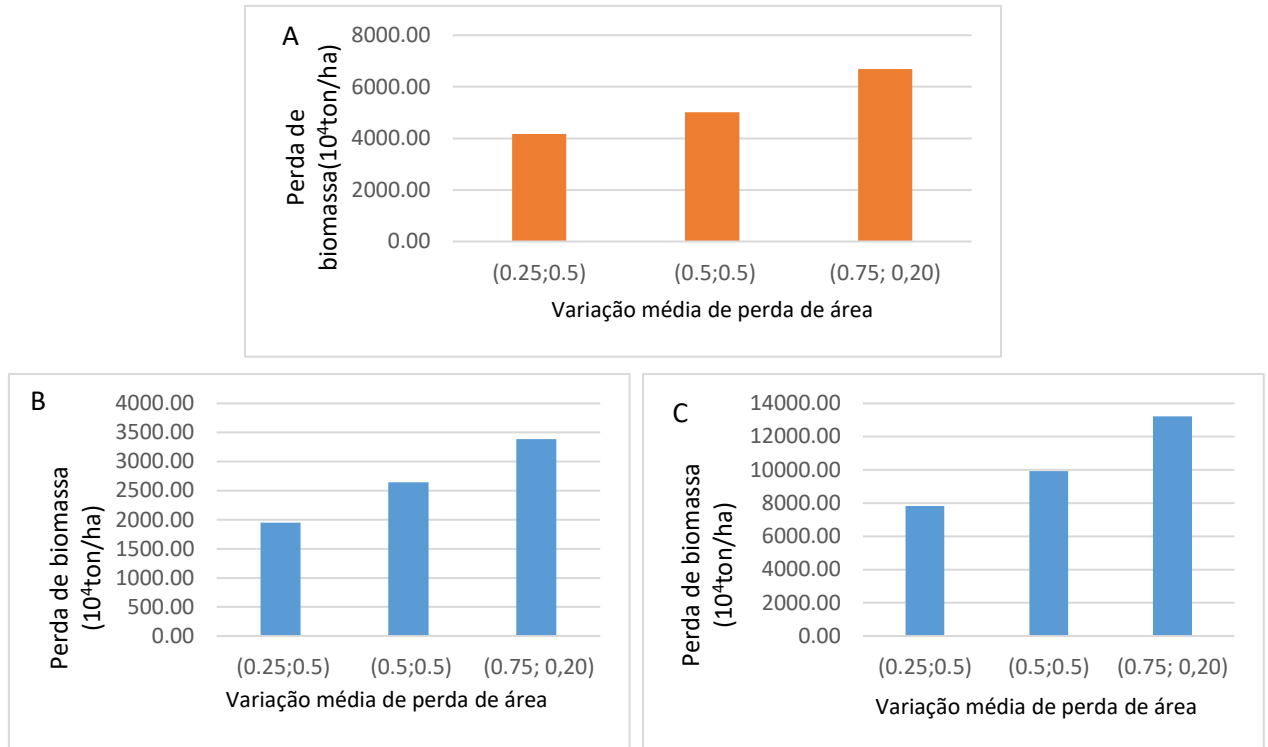


Figura 29: Análise da perda de biomassa e a variação da média de redução de área de TI, para (A) o cenário de 5%; (B) o cenário de 2.5%; e (C) o cenário de 10% de diminuição do quantitativo de TIs.

2.5 Discussão

Nosso estudo demonstra que a perda de vegetação em áreas protegidas poderá ser mais significativa em terras indígenas em razão da maior cobertura destas áreas no território brasileiro, quando se comparado às áreas de unidade de conservação de proteção integral. A análise da perda de remanescente de vegetação nativa no cenário realista, impactará diretamente na perda de biodiversidade. Esta perda, aumenta de forma substancial as chances de uma espécie ameaçada de extinção, passar para uma categoria de ameaça mais elevada e sua população declinar; além disto, o risco às espécies é desproporcionalmente alto em paisagens intactas, objeto de avaliação do nosso estudo (Betts et al., 2017).

Ainda, por menor que seja a perda de remanescentes de vegetação nativa, a consequência para espécies de vertebrados, por exemplo, pode ser grave, isto ocorre devido a reduções inesperadas dos habitats, à fragmentação de áreas e ao acesso humano em áreas de florestas intactas. Esta afirmação, deixa mais explícita, que a nossa simulação, ainda que seja para um cenário otimista de perda de áreas protegidas, pode resultar em danos à biodiversidade (BETTS et al., 2017).

Além da influência na conservação dos recursos biológicos, perder remanescentes de florestas intactas, remete à perda de estoque de carbono e consequentemente interfere nas mudanças climáticas (WALKER *et al.*, 2014). As áreas protegidas estudadas, concentram-se nos limites da Amazônia brasileira e são fundamentais no processo de armazenamento de carbono (NOGUEIRA; YANAI; VASCONCELOS; *et al.*, 2018). À vista disso, as reduções de áreas nos cenários simulados, tanto em maior, quanto em menor escala, influenciarão diretamente na perda de carbono em áreas especialmente valiosas, por estarem sob proteção legal. Nossos resultados, evidenciam que a manutenção do estoque de carbono, é um serviço ecossistêmico a ser levado em consideração no desenvolvimento de políticas públicas, para a melhor gestão e manutenção de áreas protegidas, não considerando somente a conservação dos recursos biológicos.

Além dos impactos na biodiversidade, a perda de áreas protegidas influencia na diminuição do estoque de carbono proveniente dos remanescentes de vegetação nativa. Entre os sumidouros de carbono globais, destacam-se as florestas tropicais, juntamente com os oceanos e as florestas do hemisfério norte (LE QUÉRÉ *et al.*, 2016). Baccini *et al.* (2012) estimaram as emissões de dióxido de carbono pelo desmatamento em florestas tropicais, e apontaram que o carbono existente nestas regiões é substancialmente maior do que os levantamentos realizados anteriormente. A simulação feita no nosso estudo, indica uma perda de biomassa de expressiva relevância, tanto por se tratarem de perda em áreas protegidas, bem como por se localizarem em áreas tropicais, o que pode tornar estas perdas ainda mais expressivas na regulação global do carbono.

As perdas de terras indígenas em razão do desmatamento, podem ser muito maiores do que aquelas apresentadas nas simulações realizadas, quando a mudança de uso do solo, tem como objetivo o desenvolvimento da mineração. Isto se justifica pela necessidade do avanço de atividades que dão suporte às atividades minerárias. A quantificação do desmatamento induzido pela mineração na Amazônia brasileira, entre os anos de 2005 e 2015, nos informa que as perdas de áreas, vão muito além daquelas arrendadas para a mineração, e chega ao valor de até 70km além dos limites destas áreas. A avaliação demonstra que a perda de cobertura vegetal nativa, foi 12 vezes maior do que a média de desmatamento nas áreas arrendadas, devido às atividades acessórias da mineração (Sonter *et al.*, 2015).

Assim sendo, a perda de remanescentes de vegetação nativa, nos limites de áreas protegidas, como nas terras indígenas avaliadas, pode abrir caminhos para o avanço da perda de outras áreas, em contrapartida, as áreas protegidas são ferramentas essenciais que impedem o

progresso do desmatamento (NOGUEIRA; YANAI; DE VASCONCELOS; *et al.*, 2018; SOARES-FILHO *et al.*, 2010) . As estratégias para se barrar o desmatamento, relacionam-se à diversos fatores, entre os quais, ressaltamos a execução de medidas de controle e expansão das áreas protegidas (NEPSTAD *et al.*, 2014; SOARES-FILHO *et al.*, 2010, 2014). Além disso, se considerarmos que grande parte das florestas intactas estão em áreas de terras indígenas, e que num cenário possível de perdas, a redução será maior nestas áreas em comparação às UC, nosso estudo corrobora a com a ideia de que a proteção aos direitos das pessoas indígenas e comunidades tradicionais é essencial para a preservação dos recursos naturais e conseqüentemente à manutenção do fornecimento dos serviços ecossistêmicos (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016).

A análise das áreas que podem ser perdidas em UC e TI, formadas por remanescentes de vegetação contínuos, onde o conhecimento da biodiversidade é insuficiente, é significativamente mais alto, que o valor das demais variáveis avaliadas referentes à biodiversidade, quanto verificamos os valores perdidos em hectares. O problema em se perder estas áreas, e em grande magnitude, se resume ao desconhecimento da riqueza biológica nestes locais, o que pode resultar em perda de espécies ainda não descritas pela ciência, espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção, ou seja, estaremos perdendo áreas sem ao menos conhecer as características biológicas e a relevância que estas áreas podem representar.

Ademais, isto demonstra a necessidade da realização de levantamentos e estudos com informações satisfatórias sobre a distribuição geográfica da biodiversidade. Estes estudos são importantes não somente para o melhor conhecimento das áreas (considerando a relevância de levantamentos com campanhas de campo, e não apenas baseado em evidências), mas também, colaborarão para a gestão das áreas protegidas e elaboração de estratégias diferenciadas de conservação. A escassez de pesquisas, fica mais evidente, quando verificamos que 69% do território brasileiro possui informações insuficientes para identificar áreas prioritárias para conservação, e que o atual conhecimento da biodiversidade é insuficiente para caracterizar 82% das áreas da Amazônia, onde existem diversas áreas protegidas (OLIVEIRA *et al.*, 2019). A necessidade de elaboração de maiores e melhores estudos com levantamentos da biodiversidade em áreas de conhecimento insuficiente, visará também permitir o desenvolvimento de políticas públicas para a proteção destas áreas, de forma a impossibilitar os processos de redução ou recategorização em unidades de conservação, e impedir o avanço das modificações no uso e ocupação do solo nas terras indígenas, em especial, para a mineração.

Em comparação às áreas de conhecimento insuficiente, nos locais de alta prioridade para conservação, nos quais existem bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade, verificamos que os valores são menos expressivos, principalmente nos remanescentes contínuos de vegetação nativa. Isto indica, que grande parte destas áreas, não se localiza nos limites de áreas protegidas, e devem, portanto, ser foco de estudo para expansão das unidades de conservação e demarcação de áreas de TI, e desta forma, resguardar áreas de vegetação com relevante interesse biológico. Este entendimento, é por outro estudo, no qual, foi indicado que 43% das áreas de alta prioridade para conservação, localizam-se no bioma Amazônia, deste valor, 80% se concentram em extensos remanescentes contínuos de vegetação nativa e que apenas 26% destas áreas possuem proteção especial, por se localizarem em áreas de UC ou TI (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Considerando que a Mata Atlântica já se encontra severamente fragmentada, os impactos previstos no cenário real e possível de ocorrer, quando analisamos a variável de áreas fragmentadas e com bom conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade, indica uma perda de áreas expressiva e que pode avançar nas áreas deste bioma, quando verificamos que 17% das áreas de alta prioridade para conservação se localizam nos domínios do Bioma Mata Atlântica; e que apenas 3% destes remanescentes encontram-se inseridos em áreas protegidas (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Áreas fragmentadas estão mais vulneráveis à mudança de uso do solo, quando consideramos os remanescentes de vegetação nativa em áreas de Mata Atlântica, haja vista, ser um domínio que sofre pressões antrópicas recorrentes, não possui muitas áreas destinadas à conservação, quando se comparado à Amazônia por exemplo, e necessita de estratégias para manutenção das áreas fragmentadas com relevância biológica.

Grande parte das áreas protegidas brasileiras se localiza em áreas de alta prioridade para conservação onde há pouco conhecimento da distribuição geográfica da biodiversidade. A perda destas áreas seria expressiva, a julgar o cenário com real possibilidade de ocorrência, que resultaria na perda de 41.586,58ha em UC e 298.730,19ha em TI. O baixo conhecimento das áreas protegidas, sugere o que já relatamos quanto às áreas onde o conhecimento é insuficiente: a demanda por mais estudos que deem subsídio para a gestão destas áreas.

O baixo conhecimento destes locais, é melhor caracterizado, quando verificamos que cerca de 50% das áreas protegidas existentes no Brasil, não possui amostragem de pelo menos uma ocorrência de espécie, que as UC de proteção integral possuem 35% de área amostrada, enquanto as TI, apenas 23%. Nossos estudos remetem aos resultados obtidos quanto aos

levantamentos sobre biodiversidade em áreas protegidas, nos quais verificou-se que apesar destas áreas recobrirem aproximadamente 25% do território brasileiro, o conhecimento da biodiversidade carece de pesquisas considerando que menos de 1% das UCs são bem amostradas. (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Outra consideração a ser feita quanto à perda de áreas protegidas se refere à perda de remanescente de vegetação nativa e a mudança do uso do solo para desenvolvimento de atividade agrícolas em especial na região do sul da Amazônia. Conforme verificado por Leite-Filho *et al.*, (2021), a perda destas áreas tem influência direta no regime de chuva, um serviço ecossistêmico, que sustenta a agricultura da região, bem como uma parte significativa da produção de soja e da carne bovina produzida no Brasil. No estudo, é ressaltado que locais com menores taxas de desmatamento, terão um aumento na precipitação anual, enquanto para as áreas com maiores taxas de desmatamento, ocorre a redução da precipitação anual. Como resultado da análise feita, o impacto econômico em razão da redução das chuvas em um cenário futuro poderá reduzir a produtividade ou deslocar a agricultura para longe da região ou para plantações mais resistentes à seca (LEITE-FILHO *et al.*, 2021). Estas considerações, evidenciam a necessidade de estratégias de governança que favoreça as políticas de conservação, como a implementação do Código Florestal e incentivos à conservação, no tocante à manutenção das áreas protegidas aqui estudadas.

Quanto à perda de solo, que consiste basicamente dos processos de desagregação, transporte e deposição de sedimentos, vale destacar que estes são gerados principalmente nas áreas agrícolas, nas áreas onde são desenvolvidas construções, nas estradas, em rede de drenagem e nas áreas com vegetação alterada (MINELLA *et al.*, 2010). Por ser um recurso finito, a conservação do solo torna-se essencial, tendo em vista suas funções de extrema importância para os seres vivos, como a produção de alimentos, o sequestro de carbono, a regulação da água e nutrientes, a filtragem de contaminantes, a melhora da biodiversidade, o armazenamento de patrimônio e a regulação do clima (M.A ARSHAD; S. MARTIN, 2002). Apesar da perda de solo ocorrer naturalmente, as atividades antrópicas tem afetado este processo e induzido o aumento relevante das taxas de erosão em todas as paisagens (POESEN, 2018). De acordo com Borrelli *et al.*, (2012) entre os anos de 2001 e 2012, as atividades humanas principalmente relativas ao desmatamento motivaram o aumento de 2.5% da erosão do solo. Nossos resultados indicam o aumento da perda de solo, à medida que aumenta-se o quantitativo de áreas protegidas perdidas. O que reforça a importância da cobertura vegetal nativa na proteção do solo contra a erosão, principalmente no que tange à erosão hídrica, que também é influenciada pela intensidade de

chuvas, escoamento da água da chuva, e características físicas do terreno e solo (PIMENTEL; BURGESS, 2013).

A perda de vegetação resulta em mudanças drásticas nas propriedades do solo relacionadas à textura e mineralogia, bem como reflete nos seus processos dinâmicos, impactando diretamente a resistência à erosão. Veldkamp et.al., 2020, esclarecem que a produção de sedimentos em áreas descobertas de vegetação é cerca de 4 vezes maior em comparação às áreas de florestas. Molina et al., 2012, corroboram com a ideia de que a perda de vegetação influencia no funcionamento hidrológico de regiões tropicais, com alterações quanto o armazenamento e fluxo de água em bacias hidrográficas.

O mais recente relatório da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação abordou os impactos da perda de solo em sua biodiversidade. Entre as principais ameaças antrópicas à biodiversidade do solo, destaca-se a perda de vegetação em razão da mudança de uso do solo, que resulta na perda de matéria orgânica e nutrientes, mudança nas propriedades físicas, perturbação de habitats e alteração do pH do solo. Além das consequências diretas à biodiversidade, como a perda de espécies especializadas e aumento dos táxons generalistas; diminuição de espécies de predadores, redução do solo e da diversidade funcional (FAO, 2020).

Em decorrência da perda de solo, os efeitos diretos da erosão, abrangem a perda de matéria orgânica, as mudanças físicas e química do solo, a possibilidade dos organismos que habitam as camadas superiores do solo serem eliminados ou deslocados, a perda de habitats e decréscimo da qualidade da biota do solo, a propagação de pragas e patógenas e redução da biodiversidade (FAO, 2020). Estudos recentes do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), alertam que os impactos relativos ao aumento da temperatura média global pode influenciar nos processos de desertificação, degradação do solo, seja por erosão ou perda de vegetação, bem como na segurança alimentar (IPCC, 2019), o que deixa mais evidente o processo cíclico que pode ocorrer a partir da perda de vegetação e os danos aos recursos naturais.

A erosão hídrica é uma das fontes de contribuição na emissão de gases do efeito estufa, que ocorre a partir da remoção do carbono orgânico do solo (SOC), principalmente quando se trata de processo acelerado, onde a taxa de erosão é maior que a taxa de formação de solos novos. O SOC deslocado por erosão, possui três fins: a redistribuição na paisagem, a emissão para a atmosfera e parte que chega aos oceanos (Lal, 2019). Quando o SOC é transferido para além das

áreas erodidas, para os corpos d'água ou para a atmosfera, ocorre a alteração de forma efetiva do estoque de carbono do solo, e como resultado a perda de SOC relativamente estável armazenado no solo ao longo dos anos, o que afeta a produtividade e a eficiência de insumos no posterior uso do solo (Olson et al., 2016). O processo erosivo deve ser melhor compreendido e mitigado, tendo em vista os efeitos associados a ele: perda de nutrientes, assoreamento de rios e reservatórios e consequente degradação da qualidade da água e diminuição da produtividade do solo (BAGHERZADEH, 2014).

Um dos efeitos do processo erosivo, é a deposição de sedimentos em corpos d'água, que ocorre principalmente devido a perda da cobertura vegetal nativa nas áreas de matas ciliares, que funcionam como barreiras de proteção de rios e nascentes (NEWBOLD *et al.*, 2010), influenciam na dinâmica de fluxo e transporte de sedimentos, que pode impactar tanto a montante quanto a jusante de um corpo d'água (KEESSTRA, S D *et al.*, 2012), ainda regulam a qualidade e a quantidade de água (HELFENSTEIN; KIENAST, 2014; SOUZA, ANDRÉA L T DE *et al.*, 2013).

A intensa perda de solo, em razão de atividades humanas, pode resultar na exportação excessiva de sedimentos para as águas, o que causa distúrbios da biodiversidade, como a extinção ou redução de espécies de peixes, um dos indicadores da qualidade dos cursos d'água (RAHMAN; MONDAL; HANNAN, 2015). Avaliações quanto à estrutura da vegetação em áreas de mata ciliar evidenciaram a responsabilidade destas áreas quanto à variação na regulação de fluxo d'água no que tange à porosidade do solo, teor de água e taxa de infiltração; o controle à erosão, influenciando na textura e densidade do solo, bem como em suas propriedades químicas (CELENTANO *et al.*, 2017).

As simulações de perda de áreas protegidas e consequente perda de cobertura vegetal nativa, indicaram que a medida que as perdas aumentam nos diferentes cenários simulados, os valores de assoreamento, também se elevam. A importância da cobertura vegetal nativa, nas áreas próximas aos cursos d'água se evidencia, quando verificamos que na análise realizada na bacia do Xingu, entre os anos de 1998 e 2018, 91% dos sedimentos erodidos, atingiu os corpos d'água e consequentemente contribuiu para o assoreamento e a piora da qualidade da água.

Por outro lado, nas áreas onde o percentual de vegetação era alto, a entrega de sedimentos foi minimizada, em razão da cobertura vegetal no entorno dos cursos d'água atuar como barreira física, impedindo que os sedimentos erodidos atinja os cursos d'água (HENRIQUE; LENSE; AVANZI, 2020).

As funções desempenhadas pelo solo no ciclos do carbono, nutrientes e água, influenciam diretamente nos serviços de regulação do clima, erosão e fluxo d'água, o que torna a discussão sobre a conservação do solo, especialmente importante, ainda mais quando consideramos a necessidade de 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, a perda da biodiversidade, que correspondem aos objetivos 15 e 17 dos ODS da Nações Unidas (KEESSTRA, SASKIA D *et al.*, 2016; SMITH, P *et al.*, 2015).

3 CONCLUSÕES

A preservação das florestas intactas do Brasil, é necessária, especialmente, para se combater as alterações climáticas, à manutenção da vida sobre a terra e debaixo d'água, e assim promover a sustentabilidade do meio ambiente. Nossos resultados relacionam-se com alguns dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2021). No entanto, o que tem ocorrido com as florestas e o que se tem feito para a manutenção dos recursos naturais opõe-se a estes objetivos. No ano de 2020, o Brasil registrou um aumento 143% de perda de florestas, o equivalente 11.000km², em comparação à 2012, ano de menor taxa de desmatamento já registrada (INPE, 2020).

Ressaltamos, ser imprescindível a implementação de políticas direcionadas à manutenção dos recursos naturais, que vise o desenvolvimento de pesquisas em áreas protegidas e integre as áreas com prioridades para conservação que ainda não possuem proteção especial, e assim executar de forma eficiente as ODS, atingir as metas da Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada, e contribuir de forma efetiva com as reduções das emissões dos gases causadores do efeito estufa e o consequente aquecimento global.

4 REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas - ANA (2010) Hidrografia 1:1.000.000 (base digital georreferenciada). Brasília: ANA. 2020. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?TocItem=4100>>.

ANM. *Agencia Nacional de Mineração*. Disponível em: <<https://dados.gov.br/dataset/sistema-de-informacoes-geograficas-da-mineracao-sigmine>>.

BACCINI, A. *et al.* Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 3, p. 182–185, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>>.

BAGHERZADEH, Ali. Estimation of soil losses by USLE model using GIS at Mashhad plain, Northeast of Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 7, n. 1, p. 211–220, 2014.

- BAGSTAD, Kenneth J. *et al.* Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, v. 4, p. 117–125, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.012>>.
- BARDGETT, R. D. *The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach*. [S.l.]: Oxford University Press, 2005.
- BATHIANY, Sebastian *et al.* Climate models predict increasing temperature variability in poor countries. *Science Advances*, v. 4, n. 5, p. 1–11, 2018.
- BENSUSAN, Nurit. *Conservação da Biodiversidade em áreas protegidas*. [S.l.: s.n.], 2015.
- BERNARD, E; PENNA, L A O. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. v. 00, n. 0, p. 1–12, 2014.
- BERTZKY, B. *et al.* *Protected Planet Report 2012*. [S.l.: s.n.], 2012.
- BETTS, Matthew G. *et al.* *Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes _ Enhanced Reader.pdf*. . [S.l.: s.n.]. , 2017
- BONAN, Gordon B. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, v. 320, 2008. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/>>.
- BORGES, Kelly Maria Resende *et al.* Vulnerabilidade natural: a perda de solo da bacia do rio Carinhonha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação universal de perda de solos. *GEOgraphia*, v. 14, n. 27, p. 101, 14 jan. 2013. Disponível em: <http://periodicos.uff.br/geographia_teste/article/view/13636>.
- BORRELLI, Pasquale *et al.* land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>>.
- BRASIL, Conferência Nacional dos Bispos Do. *Conselho Indigenista Missionário*. Disponível em: <<https://cimi.org.br/>>. Acesso em: 15 set. 2020.
- C.O'NEILL, Brian; OPPENHEIMER, Michael. Dangerous Climate Impacts and the Kyoto Protocol. *Science*, v. 296, n. 7, p. 845–846, 2002.
- CALDWELL, M M *et al.* *Ecological Studies: analysis and synthesis. Remote Sensing of Biosphere Functioning*. [S.l.: s.n.], 2015. v. 79.
- CARDINALE, Bradley J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>>.
- CARPENTER, Stephen R. *et al.* Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, n. 5, p. 1305–1312, 2009.
- CELENTANO, Danielle *et al.* Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. *Land Degradation & Development*, v. 28, n. 2, p. 482–493, 13 fev. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.2547>>.
- COX, M G *et al.* Use of Monte Carlo simulation for uncertainty evaluation in metrology. n. Section 3, p. 93–105, 2001.
- CREMERS, L.; KOLEN, J.; DE THEIJE, M.E.M. *Small-scale gold mining in the Amazon - The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*. [S.l.: s.n.], 2013.

- CULTURE, I Yanomami. The Yanomami : Illegal Mining , Law , and. p. 479–496, 2015.
- DÍAZ, Sandra *et al.* The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 14, p. 1–16, 2015.
- DINAMICAEGO. *No Title*. 2020. [S.l: s.n.]. Disponível em: <<https://dinamicaego.com/>>. , 2021
- DRUMMOND, José Augusto; FRANCO, José Luiz de Andrade; OLIVEIRA, Daniela De. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. *Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas*, n. June 2016, p. 341–385, 2010.
- ERMELINDA, Giselle; GOMES, Alvarenga. Avaliação de serviços de provisão e de regulação nos mangais da Guiné-Bissau. 2019.
- EVAN, J. R., OLSO, D. L. *Introduction to simulation and risk analysis*. [S.l: s.n.], 1998.
- FA, John E. *et al.* Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of Intact Forest Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 18, n. 3, p. 135–140, 2020.
- FAO. *State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities*. [S.l: s.n.], 2020.
- FERRARO, Paul J.; HANAUER, Merlin M. Protecting ecosystems and alleviating poverty with parks and reserves: “Win-win” or tradeoffs? *Environmental and Resource Economics*, v. 48, n. 2, p. 269–286, 2011.
- FERRARO, Paul J.; HANAUER, Merlin M.; SIMS, Katharine R.E. Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 34, p. 13913–13918, 2011.
- FERREIRA, Pedro Dos Santos *et al.* As perspectivas e divergências acerca do aquecimento global antropogênico / The perspectives and divergences about anthropogenic global warming. *Caderno de Geografia*, v. 27, n. 51, p. 728, 2017.
- FILIPPO, Daniela Campos De; PUBLICADO, Julho De. Parques de papel, interesses econômicos e o rio Cipó: conflitos ambientais e territoriais no processo de avaliação do Parque Estadual da Serra do Cipó (MG). *Geografia Opportuno Tempore*, v. 5, p. 134–152, 2019.
- FORREST, Jessica L. *et al.* Tropical deforestation and carbon emissions from Protected Area Downgrading, Downsizing, And Degazettement (PADDD). *Conservation Letters*, v. 8, n. 3, p. 153–161, 1 maio 2015.
- FUNAI. *Fundação Nacional do Índio*. Disponível em: <<http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/terras-indigenas>>. Acesso em: 2 maio 2021.
- GARNETT, Stephen T. *et al.* A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, v. 1, n. 7, p. 369–374, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6>>.
- GARTZIA, Olatz; HOFMAN, Maarten P G. Biodiversity Synthesis Report 2013. n. September, p. 57, 2014.
- GELDMANN, Jonas *et al.* *Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines*. *Biological Conservation*. [S.l: s.n.]. , maio 2013

- GERMER, Sonja *et al.* Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: Undisturbed forest to pasture. *Journal of Hydrology*, v. 380, n. 3–4, p. 473–480, 30 jan. 2010.
- GOLDEN KRONER, Rachel E. *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. *Science*, v. 364, n. 6443, p. 881–886, 2019.
- GÓMEZ, Javier Dario Pulido; DISSERTAÇÃO. *Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro*. [S.l: s.n.], 2012
- HADDAD, Nick M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, 1 mar. 2015.
- HÁK, Tomáš; SVATAVA, Janoušková; MOLDAN, Bedřich. Sustainable Development Goals: A need for relevant indicators. *Ecological Indicators*, v. 60, p. 565–573, 2016.
- HARTEL, Tibor. T. Plieninger and C. Bieling (eds.): Resilience and the cultural landscape—Understanding and managing change in human shaped environments. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 9, p. 1841–1843, 2013.
- HELFENSTEIN, Julian; KIENAST, Felix. Ecosystem service state and trends at the regional to national level : A rapid assessment. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 11–18, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.031>>.
- HENRIQUE, Guilherme; LENSE, Expedito; AVANZI, Junior Cesar. Effects of deforestation on water erosion rates in the Amazon region. p. 1–7, 2020.
- HOBBIE, Sarah E. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 30, n. 6, p. 357–363, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.03.015>>.
- IBGE. *Objetivos do Desenvolvimento Sustentável*. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/>>. Acesso em: 17 maio 2021.
- IPCC. *The Intergovernmental Panel on Climate Change*. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/>>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- IUNC. *Governança de áreas protegidas: da compreensão à ação*. [S.l: s.n.], 2013.
- JAHUN, B G *et al.* Review of Soil Erosion Assessment using RUSLE Model and GIS. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, v. 5, n. 9, p. 36–47, 2015. Disponível em: <www.iiste.org>.
- JAPIASSÚ, Carlos Eduardo; GUERRA, Isabeçça Franco. 30 Anos do Relatório Brundtland: Nosso Futuro Comum e o Desenvolvimento Sustentável Como Diretriz Constitucional Brasileira. *Revista de Direito da Cidade*, v. 9, n. 4, p. 1884–1901, 2017.
- KEESSTRA, S D *et al.* Assessing riparian zone impacts on water and sediment movement : a new approach. n. May 2021, p. 245–255, 2012.
- KEESSTRA, Saskia D *et al.* The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. n. i, p. 111–128, 2016.
- KEINATH, Douglas A. *et al.* A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, v. 26, n. 1, p. 115–127, 1 jan. 2017.
- LAL, Rattan. *Accelerated Soil erosion as a source of atmospheric CO2 _ Elsevier Enhanced*

Reader.pdf. [S.l: s.n.], 2019

LARSEN, Frank W.; TURNER, Will R.; BROOKS, Thomas M. Conserving critical sites for biodiversity provides disproportionate benefits to people. *PLoS ONE*, v. 7, n. 5, 2012.

LE QUÉRÉ C, ANDREW RM, FRIEDLINGSTEIN P, SITCH S, HAUCK J, Pongratz J et al. Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data*, v. 10, p. 2141–2194, 2018.

LE QUÉRÉ, Corinne *et al.* Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, v. 8, n. 2, p. 605–649, 2016.

LEITE-FILHO, Argemiro Teixeira *et al.* Deforestation reduces rainfall and agricultural. *Nature Communications*, n. 2021, p. 1–7, 2021. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7>>.

M.A ARSHAD; S. MARTIN. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. 2002, 2002.

MAES, Joachim *et al.* *An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. [S.l: s.n.], 2013.

MARTINE, George; ALVES, José Eustáquio Diniz. Economy, society and environment in the 21st century: Three pillars or trilemma of sustainability? *Revista Brasileira de Estudos de Populacao*, v. 32, n. 3, p. 433–459, 2015.

MASCIA, Michael B.; PAILLER, Sharon. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. *Conservation Letters*, v. 4, n. 1, p. 9–20, 2011.

MILWARD-DE-AZEVEDO, Julianne Alvim *et al.* Unidades de Conservação no Brasil: Notas sobre os métodos de avaliação. *VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, p. 1–6, 2016.

MINELLA, Jean Paolo Gomes *et al.* Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. *Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais*, p. 105–135, 2010.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA). *Agenda 21 Global*. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2020a.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA). *Serviços ecossistêmicos*. Disponível em: <<https://mma.gov.br/>>.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. *Biodiversidade Brasileira*. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>>. Acesso em: 21 mar. 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *REDD++ Brasil*. Disponível em: <<http://redd.mma.gov.br/pt/noticias-principais/414-entenda-melhor-a-indc-do-brasil>>. Acesso em: 1 maio 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - DEPARTAMENTO DE ÁREAS PROTEGIDAS. *Painel de Unidades de Conservação Brasileiras*. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/>>. Acesso em: 1 out. 2020.

MOLINA, Armando *et al.* Complex land cover change , water and sediment yield in a degraded Andean environment Complex land cover change , water and sediment yield in a

degraded Andean environment. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, n. November, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.012>>.

MOUTINHO, Paulo; GUERRA, Raissa; AZEVEDO-RAMOS, Claudia. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? *Elementa*, v. 4, p. 1–11, 2016.

NEJAT, Payam *et al.* A global review of energy consumption, CO₂ emissions and policy in the residential sector (with an overview of the top ten CO₂ emitting countries). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 43, p. 843–862, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.066>>.

NEPSTAD, Daniel *et al.* Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 2014.

NEWBOLD, J Denis *et al.* Water quality functions of a 15-year-old riparian forest buffer system 1. v. 46, n. 2, 2010.

NILSSON, Måns; GRIGGS, Dave; VISBECK, Martin. Policy: Map the interactions between Sustainable Development Goals. *Nature*, v. 534, n. 7607, p. 320–322, 2016.

NOGUEIRA, Euler Melo; YANAI, Aurora Miho; DE VASCONCELOS, Sumaia Saldanha; *et al.* Brazil's Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change. *Regional Environmental Change*, v. 18, n. 2, p. 573–579, 2018.

NOGUEIRA, Euler Melo; YANAI, Aurora Miho; VASCONCELOS, Sumaia Saldanha De; *et al.* Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. p. 261–270, 2018.

O'BRYAN, Christopher J. *et al.* The importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of terrestrial mammals. *Conservation Biology*, v. 0, n. 0, p. 1–7, 2020.

OLDEKOP, J. A. *et al.* A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. *Conservation Biology*, v. 30, n. 1, p. 133–141, 1 fev. 2016.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2017.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Modelling Highly Biodiverse Areas in Brazil. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 1–9, 2019.

OLSON, Kenneth R *et al.* Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. v. 71, n. 3, p. 61–67, 2016.

ONU. *A ONU e o meio ambiente*. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/acao/meio-ambiente/>>. Acesso em: 20 mar. 2020a.

ONU. *Além da Rio+20: Avançando rumo a um futuro sustentável*. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/alem-da-rio20-avancando-rumo-a-um-futuro-sustentavel/>>.

ONU. *COP 18*. Disponível em: <<https://unfccc.int/process-and-meetings/conferences/past-conferences/doha-climate-change-conference-november-2012/cop-18>>.

ONU. *Objetivos de Desenvolvimento do Milênio*. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/>>. Acesso em: 20 mar. 2020c.

OVERPECK, Jonathan *et al.* *Ecosystems and human well-being*. [S.l.: s.n.], 2005.

- PACK, Shalynn M. *et al.* Protected Area Downgrading, Downsizing, and Degazettement (PADDD) in the Amazon. *Biological Conservation*, v. 197, p. 32–39, 2016a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.004>>.
- PACK, Shalynn M. *et al.* Protected Area Downgrading, Downsizing, and Degazettement (PADDD) in the Amazon. *Biological Conservation*, v. 197, p. 32–39, 1 maio 2016b.
- PIMENTEL, David; BURGESS, Michael. Soil Erosion Threatens Food Production. p. 443–463, 2013.
- POESEN, Jean. Soil erosion in the Anthropocene : Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 43, n. October 2017, p. 64–84, 2018.
- POTAPOV, Peter *et al.* The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, v. 3, n. 1, p. 1–14, 2017.
- PRODES - Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite.*
- QGIS. *QGIS.org*. . [S.l.]: QGIS Association. Disponível em: <<http://www.qgis.org>>. , 2021
- QIN, Siyu *et al.* Protected area downgrading, downsizing, and degazettement as a threat to iconic protected areas. *Conservation Biology*, v. 33, n. 6, p. 1275–1285, 1 dez. 2019.
- RAHMAN, Ataur; MONDAL, Nurunnabi; HANNAN, Abdul. Present Status of Fish Biodiversity in Talma River at Northern Part of Bangladesh. v. 3, n. 1, p. 341–348, 2015.
- RAJÃO, Raoni *et al.* Brazil’s new climate target backtracks and allows an increase in deforestation. v. 1, n. april, p. 14, 2021.
- REID, Walter V. *et al.* Relatório-síntese da avaliação ecossistêmica do milênio. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, p. 1–57, 2005.
- RENWICK, Anna R. *et al.* Mapping Indigenous land management for threatened species conservation: An Australian case-study. *PLoS ONE*, v. 12, n. 3, 2017.
- ROMA, Júlio Cesar. Os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio e sua transição para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. n. october 2018, p. 33–39, 2019.
- SCHARLEMANN, Jrn P.W. *et al.* Securing tropical forest carbon: The contribution of protected areas to REDD. *Oryx*, v. 44, n. 3, p. 352–357, 2010.
- SCHMELZER, Matthias. ‘Born in the corridors of the OECD’: the forgotten origins of the Club of Rome, transnational networks, and the 1970s in global history. *Journal of Global History*, v. 12, n. 1, p. 26–48, 8 mar. 2017. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S1740022816000322/type/journal_article>.
- SCHUSTER, Richard *et al.* Vertebrate biodiversity on indigenous-managed lands in Australia, Brazil, and Canada equals that in protected areas. *Environmental Science and Policy*, v. 101, n. July, p. 1–6, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.07.002>>.
- SEITZ, Steffen *et al.* The influence of leaf litter diversity and soil fauna on initial soil erosion in subtropical forests. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 40, n. 11, p. 1439–1447, 2015.
- SILVEIRA, Ana Carolina Diniz *et al.* Avaliação de Técnicas de Geotecnologias em

- Mapeamento de Dados Hidrológicos. *Memorias de la Décima Quinta Conferencia Iberoamericana en Sistemas, Cibernética e Informática: CИСCI 2016*, p. 1–4, 2016.
- SINCLAIR, M. *et al.* Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. *Physical Review B*, v. 38, n. 15, p. 10724–10733, 2008. Disponível em: <www.iucn.org/pa_guidelines>.
- SMITH, P *et al.* Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of. p. 665–685, 2015.
- SMITH, Pete *et al.* *The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. Journal of Applied Ecology.* [S.l: s.n.]. , ago. 2013
- SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Brazil ' s Market for Trading Forest Certificates. p. 1–17, 2016.
- SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Cracking Brazil ' s Forest Code Supplemental. *Science*, v. 344, n. April, p. 363–364, 2014.
- SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 24, p. 10821–10826, 2010.
- SOCIOAMBIENTAL (ISA), Instituto. Terras Indígenas no Brasil. 2021. Disponível em: <<https://terrasindigenas.org.br/pt-br/brasil#mineracao>>.
- SONTER, Laura J *et al.* Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, p. 1–7, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>>.
- SOUZA, Carlos 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, 2020.
- SOUZA, Alana Almeida De *et al.* Terras Indígenas sob pressão: uma análise sobre o desmatamento do bioma Cerrado na Amazônia legal brasileira. p. 779–782, 2019.
- SOUZA, Andréa L T De *et al.* Forest Ecology and Management Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. v. 298, p. 12–18, 2013.
- STOCKER, Thomas F. *et al.* Climate change 2013 the physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, v. 9781107057, p. 1–1535, 2013.
- STOLTON, S and; DUDLEY, Nigel. Values and Benefits of Protected Areas. *Protected Area Governance and Management*, p. 145–168, 2015.
- STOLTON, Sue *et al.* ANU Press Chapter Title: VALUES AND BENEFITS OF PROTECTED AREAS. . [S.l.]: ANU Press, 2015.
- TAYLOR, Martin F.J. *et al.* What works for threatened species recovery? An empirical evaluation for Australia. *Biodiversity and Conservation*, v. 20, n. 4, p. 767–777, 2011.
- TOL, Richard S.J. The economic impacts of climate change. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 12, n. 1, p. 4–25, 1 fev. 2018.

TRENBERTH, Kevin E.; FASULLO, John T.; KIEHL, Jeffrey. Earth's global energy budget. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 90, n. 3, p. 311–323, 2009.

UFMG. *Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (2020) Áreas protegidas (base de dados espacial).*

UNFCCC. *About the UN Climate Change Conference - December 2019*. Disponível em: <<https://unfccc.int/>>.

VELDKAMP, Edzo *et al.* Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 1, n. 11, p. 590–605, 2020. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>>.

VILLÉN-PÉREZ, Sara Mendes *et al.* Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil. *Environmental Conservation*, v. 45, n. 1, p. 96–99, 10 mar. 2018. Disponível em:

<https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0376892917000376/type/journal_article>.

WALKER, Wayne *et al.* Forest carbon in Amazonia: The unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas. *Carbon Management*, v. 5, n. 5–6, p. 479–485, 2014.

WARDLE, D. A. *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. [S.l: s.n.], 2002.

WWF. *Amazônia, desmatamento e queimadas: um novo desastre em 2020*. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/>>.

WWF. *Padd em unidades de conservação na Amazônia*. 2018.

WWF BRASIL. *PACCC Tracker*. Disponível em: <<https://www.paddbrasil.org.br/>>. Acesso em: 10 set. 2020.

YORIYAZ, Hélio. Monte Carlo Method : principles and applications in Medical Physics. *Revista Brasileira de Física Médica*, v. 3, n. 1, p. 141–149, 2009.