UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE
NÍVEL MESTRADO

JOSÉ PAULO SANTANA SANTOS

ESTOQUE DE CARBONO COMO INDICADOR DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA MATA ATLÂNTICA EM SERGIPE

SÃO CRISTÓVÃO
MARÇO/2021

JOSÉ PAULO SANTANA SANTOS

ESTOQUE DE CARBONO COMO INDICADOR DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA MATA ATLÂNTICA EM SERGIPE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Sergipe, como requisito exigidos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Adauto de Souza Ribeiro

SÃO CRISTÓVÃO

MARÇO/2021

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

Santos, José Paulo Santana.
237e Estoque de carbono como indicador de serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica em Sergipe / José Paulo Santana Santos; orientador Adauto de Souza Ribeiro. – São Cristóvão, SE, 2021.
104 f.: il.

Dissertação (mestrado em Desenvolvimento e meio ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, 2021.

1. Meio ambiente. 2. Biomassa. 3. Diversidade vegetal. 4. Florestas tropicais. 5. Ecossistema. I. Ribeiro, Adauto de Souza, orient. II. Título.

CDU 502.13

JOSÉ PAULO SANTANA SANTOS

ESTOQUE DE CARBONO COMO INDICADOR DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA MATA ATLÂNTICA EM SERGIPE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, como requisito final para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe.

Aprovada em 23 de março de 2021

BANCA EXAMINADORA

Dr. Adauto de Souza Ribeiro – Universidade Federal de Sergipe
Presidente-orientador - Ecologia

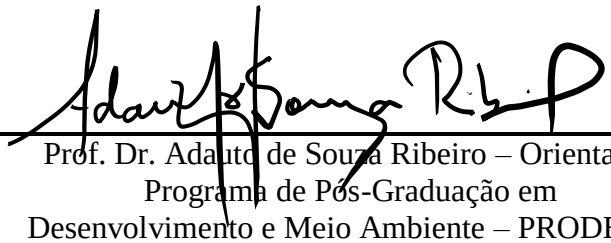
Dr. Milton Marque Fernandes - Universidade Federal de Sergipe
Membro interno – Engenharia Florestal

Dr. Tulio Vinicius Paes Dantas
Membro Externo - Botânica

Dr. Claudio Sergio Lisi - Universidade Federal de Sergipe
Membro Externo - Botânica

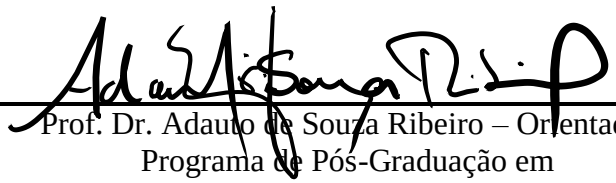
É concedido ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) responsável pelo Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente permissão para disponibilizar, reproduzir cópia desta Dissertação e emprestar ou vender tais cópias.

José Paulo Santana Santos
Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA
Universidade Federal de Sergipe – UFS



Prof. Dr. Adauto de Souza Ribeiro – Orientador
Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA
Universidade Federal de Sergipe – UFS

Este exemplar corresponde à versão final da Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente concluído no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS).



Prof. Dr. Adauto de Souza Ribeiro – Orientador
Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA
Universidade Federal de Sergipe – UFS

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível pela ajuda e contribuição de pessoas maravilhosas, começando por meus pais, Josefa e Antônio. Eles me apoiaram e são fundamentais para a minha vida. Também agradeço aos demais que fazem parte da minha família e de minha vida.

Tenho muito a agradecer a Daniela Pinheiro Bitencurti, pelo apoio ao ingresso do mestrado e pela oportunidade de conhecê-la. Sua partida foi bastante dolorosa, mas me conforta lembrar de toda alegria e simplicidade que aprendi ao conviver contigo. Dedico meus melhores momentos do mestrado e da vida, o carinho e a saudade. Em suas palavras, "eu não tenho estrutura" para não viver intensamente.

Também agradeço a meu orientador Adauto, que confiou e incentivou em meu percurso acadêmico e no mestrado.

Meus sinceros agradecimentos ao colega de pesquisa Milton Marques, por toda paciência durante o desenvolvimento de projetos acadêmicos e todas as dúvidas tiradas sobre esta pesquisa.

A todos os amigos do cotidiano, e, aos meus amigos e parceiros da turma do mestrado.

Aos professores do PRODEMA-UFS que viabilizaram a realização e desenvolvimento das disciplinas no mestrado, a FAPITEC e a Universidade Federal de Sergipe.

Agradeço a CNPq, onde o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A toda equipe e funcionários e proprietário da fazenda onde foi realizada a pesquisa – "Fazenda Rio fundo" em Itaporanga D'Ajuda. E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que esse trabalho fosse realizado".

A todos, minha profunda gratidão!

RESUMO

A economia ecológica é uma oportunidade de avaliar os "bens e serviços ecossistêmicos de regulação do clima" das florestas nativas da Mata Atlântica, e, os estoques de carbono nestas florestas nativas podem ser tratados como um bom indicador de qualidade de serviços ecossistêmicos como mecanismo de controle e mitigação na preservação e conservação. O objetivo central é a avaliação da relação entre diversidade de espécies e biomassa, bem como a quantificação monetária do estoque de carbono em comunidade vegetal remanescente de Mata Atlântica em Sergipe. Foram analisados três bosques com diferentes processos de regeneração, considerando os parâmetros fitossociológicos de riqueza e biomassa. Foram utilizadas a amostragem de 30 parcelas de 10x10 m^2 distribuídas aleatoriamente para estimar os estoques de carbono acima da superfície e abaixo do solo a partir de equações alométricas. Os resultados, no entanto, refutaram a hipótese de correlação entre riqueza e estoque de carbono. Os resultados foram significativos para as diferenças de biomassa entre os bosques, e nos mostraram que os graus de conservação desses ambientes influenciaram a maior biomassa. A partir da análise do estoque de carbono estimou um média de 30,09 toneladas por hectare e valor médio estimado 5.747,40 reais/hectares em créditos carbono. Neste estudo, concluímos o aumento da diversidade de espécie ou florestas maduras não há incremento em sua biomassa, porem em áreas em sucessão mais avançadas houve aumento na biomassa estoque de carbono, embora não tenha apresentado alta riqueza. Discutimos que a ideia de mercado sustentável, traz outros aspectos e incentivos para a mudança comportamental com possibilidade de inclusão de outros serviços ecossistêmicos associado a biodiversidade e outras funções como a água, polinização, produção de sementes nativas e incluir os serviços culturais.

Palavras-Chave: Biomassa. Diversidade. Floresta Tropical. Capital natural. Valoração.

ABSTRACT

The ecological economy is an opportunity to assess the “climate regulating ecosystem goods and services” of the Atlantic Forest's native forests, and the carbon stocks in these native forests can be treated as a good indicator of the quality of ecosystem services as a mechanism for control and mitigation in preservation and conservation. The main objective is the evaluation of the relationship between species diversity and biomass, as well as the monetary quantification of the carbon stock in a remnant plant community of the Atlantic Forest in Sergipe. Three forests with different regeneration processes were analyzed, considering the phytosociological parameters of richness and biomass. Sampling of 30 randomly distributed plots of 10x10 m2 was used to estimate the aboveground and belowground carbon stocks from allometric equations. The results, however, refuted the hypothesis of correlation between richness and carbon stock. The results were significant for the differences in biomass between the forests, and showed us that the degrees of conservation of these environments influenced the greater biomass. Based on the carbon stock analysis, he estimated an average of 30.09 tons per hectare and an estimated average value of 5.747.40 reais/hectares in carbon credits. In this study, we conclude that the increase in species diversity or mature forests there is no increase in their biomass, but in areas in more advanced succession there was an increase in the carbon stock biomass, although it did not show high richness. We argue that the idea of a sustainable market brings other aspects and incentives for behavioral change with the possibility of including other ecosystem services associated with biodiversity and other functions such as water, pollination, production of native seeds and including cultural services.

Keywords: Biomassa. Diversidade. Tropical forest. Natural capital. Valuation.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB	Referente a biomassa acima do solo
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
BLG	Biomassa abaixo do solo
C	Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
EUR	Euro
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PCF	Prototype Carbon Fund
PNPSA	Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais
PSA	Pagamentos Serviços Ambientais
PSE	Pagamentos Serviços Ecossistêmicos
R$	Real
REDD	Reduced Emissions from Deforestation in Developing
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
t.ha	Tonelada por hectare
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
US$	Dólar

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2-1. Conceitualização da teoria dos Serviços ecossistêmicos. Fonte: adaptado de Seehusen & Prem (2011). 22

Figura 3-1. Fluxograma dos principais valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos 30

Figura 3-2. Ideia central dos programas de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA 40

Figura 4-1. Localização do fragmento Mata do Rio Fundo, município Itaporanga D'Ajuda, Sergipe 45

Figura 4-2. Ilustração das fitofisionomias amostradas no fragmento Mata do Rio Fundo, município Itaporanga D'Ajuda, Sergipe 47

Figura 4-3. Representação da marcação dos indivíduos em campo 48

Figura 5-1. Similaridade dos bosques estudados por meio da análise de Jaccard 56

Figura 5-2. Os parâmetros estruturais altura e diâmetro a altura do peito (DAP) e abundância dos indivíduos avaliados entre as fisionomias estudadas no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha). Legenda: FMa= Floresta Madura, FSe= Floresta Secundária, Tab= Mata Tabuleiro 60

Figura 5-3. Valores médios da biomassa total (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha).. 62

Figura 5-4. Distribuição da produção de biomassa das 15 primeiras espécies de acordo com valor da biomassa. 63

Figura 5-5. Correlação entre biomassa por parcela (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha) e os parâmetros de riqueza 64

LISTA DE TABELA

Tabela 5-1. Estimativa fitossociológica da vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Legenda: Ab: abundância, FR: frequência absoluta, DR: dominância absoluta, DoR: dominância absoluta, VI: valor de importância. Apresentação das 10 primeiras espécies para cada bosque 58

Tabela 5-2. Teste ANOVA para os parâmetros avaliados para a vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores da diversidade constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha), enquanto que biomassa e carbono representam valores totais. Nível de significância: $P < 0.01$ **, $P < 0.05$ * em relação às médias das parcelas. 61

Tabela 5-3. Valor monetário estimado para o estoque de carbono nas parcelas amostradas. Valores válidos para o ano de 2020. Biomassa (aérea + raiz) por parcela (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha)..... 65

Tabela 9-1. Cenário de aprovação da Lei de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil. 96

Tabela 9-2. Estimativa fitossociológica da vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha). Legenda: FMa= Floresta Madura, FSe= Floresta Secundária, Tab= Mata Tabuleiro 98

Tabela 9-3. Estimativa da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo) por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas para 0,3 hectares 103

Tabela 9-4. Estimativa da biomassa (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo) por diferentes autores por hectare. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas para 1,0 hectare 103

Tabela 9-5. Estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo), por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas. 104

Tabela 9-6. Estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo), por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas. 104

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL 16

2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS UM TRADE-OFF DE CUSTO OPORTUNIDADE NA CONSERVAÇÃO DOS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA 21

2.1 Serviços ecossistêmicos e o desafio para o desenvolvimento sustentável 23

3 VALOR ECONÔMICO DAS FLORESTAS E A CRESCENTE COMPREENSÃO DA CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS 28

3.1 O valor dos Serviços Ecossistêmicos 28

3.2 O avanço das políticas de incentivos para a conservação dos serviços ecossistêmicos 33

3.3 Perspectiva do estoque de carbono para o pagamento dos serviços ecossistêmico na Mata Atlântica 38

4 METODOLOGIA E MÉTODO APLICADO NA PESQUISA 44

4.1 Caracterização do estudo 44

4.2 Caracterização da área e do objeto de estudo 44

4.3 Procedimentos Metodológicos para Avaliação do Serviço Ecossistêmico 48

4.3.1 Coleta dos dados 48

4.3.2 Caracterização da vegetação arbórea 49

4.3.3 Determinação da biomassa arbórea 52

4.4 Procedimentos Metodológico da Estimativa de Estoque de Carbono 53

4.4.1 Conversão da Biomassa em estoque de carbono 53

4.4.2 Avaliação da Relação entre Estoque de Carbono e diversidade 54

4.4.3 Estimativa do valor econômico Estoque de Carbono 54

5 RESULTADOS - CARACTERIZAÇÃO E PRODUTIVIDADE DO ESTOQUE DE CARBONO NA MATA ATLÂNTICA 56

5.1 Caracterização Estrutural da Vegetação 56

5.2 Análise da Diversidade e Estoque de Carbono 61

5.2.1 Diversidade arbórea e biomassa (aérea e raiz) 61

5.2.2 Biomassa e Estoque de carbono 63

5.2.3 Valor do estoque de carbono 65

6 DISCUSSÕES DOS RESULTADOS - ESTOQUE DE CARBONO COMO INDICADOR DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS 67

6.1 Valor do Estoque de Carbono no Remanescente de Mata Atlântica em Sergipe 70

6.2 A compensação por estoques de carbono e os riscos à preservação da biodiversidade 71

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS 77

REFERÊNCIAS 80

APÊNDICES 95

1 INTRODUÇÃO GERAL

As perspectivas de discussão sobre a importância dos serviços ecossistêmicos crescem à medida que as áreas florestais passam a sofrer grandes degradações, direcionando a uma necessidade e apelos internacionais que visem o controle dessas ações negativas. As florestas do mundo são responsáveis pelos fornecimentos da maioria dos serviços ecossistêmicos, principalmente entre áreas que possuem maiores extensões e continuidade preservada (TICKTIN, 2004; MAASS et al., 2005). Esses serviços naturais são gerados a partir do equilíbrio e conectividade entre os fragmentos florestais.

Entre as implicações com a redução das florestas, destaca-se a fragmentação, perda da biodiversidade e redução no potencial dos processos (funções) ecossistêmicos (SINHA & BRAULT, 2005). Mundialmente, o cenário é crítico, pois cerca de 18,7 milhões hectares de florestas são desmatados anualmente em todo o planeta (ANDERSON, 2019), historicamente foram exploradas e substituídas por outros tipos de habitats[1] ou diferentes formas de plantações (BUTCHART *et al*. 2010), seja pela agricultura ou monocultura de espécies para fins madeireiros, mineração, gerando implicações negativas sobre o meio ambiente.

O Brasil ao mesmo tempo que se destaca como um dos países que possuem as maiores biodiversidades em território (MITTERMEIER *et al.*, 2005), apresenta altas taxas de desmatamento em consequência do modo de ocupação e modelo de desenvolvimento, e a substituição dessas áreas naturais por matrizes de monocultura ou de diferentes matrizes de aspecto florestal, fornecem diferentes habitats e serviços, além de modificar as intensidades e as quantidades desses beneficiamentos (BARLOW *et al*., 2007; BROCKERHOFF *et al*., 2008; CARDINALE *et al.*, 2012).

Da Mata Atlântica segundo RIBEIRO *et al*., (2009) resta aproximadamente 14% de sua área original em 2018. Dados do SOS Mata Atlântica/INPE (2019) mostraram que houve uma redução para 12,4%, em parte, sua redução foi influenciada por 3 fatores: i) expansão da agropecuária, b) agricultura do agronegócio e, c) expansão urbana com diferentes formas de ocupação antrópica da Mata Atlântica pelas cidades da costa marinha.

[1] Substituição de novos habitats é utilizada para indicar a troca da floresta de Mata Atlântica nativa por outras formas de ocupação não florestal, seja por cidades, plantação de monoculturas, agricultura, pastos e entre outros.

Mesmo passando por esses tensores (drives forces) ambientais negativos, a Mata Atlântica ainda é reconhecida como um dos *Hotspots* por apresentar um dos maiores aglomerados de biodiversidade mundial em florestas (MITTERMEIER *et al*., 2004; FORZZA *et al.,* 2012; ZAPPI *et al.,* 2015), ela também se destaca por possuir um dos maiores quantitativos de estoque e sequestro de carbono por hectare (CARDOSO *et al.,* 2015). Graças a alta resiliência que potencializa a recuperação das suas interações bióticas e abióticas, e assim consegue manter o equilíbrio e funcionalidade ambiental nos fragmentos (ISBELL *et al*. 2015).

A Mata Atlântica do Nordeste e de Sergipe apresenta a mesma influência histórica pelo protagonismo de degradação, e possivelmente tenha sido pelo modelo de desenvolvimento econômico nestes três últimos séculos, atualmente possui menos de 13% de área original e encontra-se fragmentada e caracterizada em áreas menores que 100 hectares (SERGIPE, 2014). Historicamente, a ocupação e o uso dos recursos naturais no estado de Sergipe não contabilizada em geral por ser tratado como serviços ambientais, o que gerou perda de informação sobre os vários serviços ecossistêmicos, todavia, os estudos e as abordagens dos serviços ecossistêmicos, no contexto geral no Brasil nesta última década (FERRAZ *et al.,* 2019).

A corrida em busca de informação vem da necessidade de mapear as funcionalidades dos ecossistemas florestais e confronto com as ações antrópicas, todavia as avaliações correntes sobre o impacto na prestação do serviço dos estoques de carbono das florestas por exemplo (ARMSWORTH *et al*., 2007), ganhou força quando essa avaliação se associou ao controle e regulação o clima (MEA, 2005), e sua relação dependente das funções da biodiversidade.

Esse debate da importância do estoque de carbono trouxe outras discussões a serem avaliadas, sendo uma delas se ocorre uma relação positiva entre diversidade e função do ecossistema? Mesmo por se tratar de sistemas complexos, algumas experiências indicam que ambientes com maiores espécies da fauna e flora, contribuem para o aumento da provisão dos serviços ecossistêmicos.

Observações empíricas e experimentais têm dado pistas sobre o papel funcional da biodiversidade quando demonstraram haver menor perda funcional em canteiros com maior biodiversidade de plantas (TILMAN et al., 1997; ISBELL et al., 2011). Em contrapartida, outros estudos indicaram não haver relação direta entre produtividade do ecossistema e biodiversidade (EMERTON & TERRAZAS, 2003).

Dessa forma, como conciliar a conservação da biodiversidade e do sequestro de carbono? Quais são os elementos chaves para analisar a relação entre a biodiversidade arbórea e a sua biomassa aérea? Neste contexto, esses questionamentos teoricamente implicam na relação que o aumento da diversidade aumente a eficiência na assimilação de carbono (GAMFELDT *et al.,* 2013; BROCKERHOFF *et al.,* 2017), assim como a alta diversidade garante maior resiliência dos serviços (ISBELL *et al.*, 2011).

O Brasil iniciou recentemente a implantação dos pagamentos serviços ecossistêmicos em suas florestas, porém ainda não está regulamentado. Esse novo paradigma de dar valor aos serviços ecossistêmicos tem impasses mais subjetivos devidos aos entraves com os mecanismos de controle econômico (MAY, 2010; MAY, 2018). Porém, pouco se sabe sobre a relação carbono x diversidade arbórea, principalmente como se comporta diante da alta diversidade e estoque de carbono, como é o caso da Mata Atlântica (MITTERMEIER *et al*., 2004), tornando ainda mais complexo esse entendimento, especialmente devido às dinâmicas e funções que as espécies deste bioma exercem. Estima-se que os *Hotspots* de biodiversidade, apesar de representarem 2,3% da superfície da terra, sejam responsáveis por 35% dos serviços ecossistêmicos globais, assim como são também os mais ameaçados devido às grandes substituições de habitats (EMERTON & TERRAZAS, 2003). Recentes estudos estimam que para diminuir o aquecimento global e atenuar as mudanças climáticas devemos plantar 1,3 milhões de mudas de árvores (BASTIN *et al*., 2019).

Nas implantações de mecanismos econômicos de PSA desde 2000 o Brasil passou a receber alguns financiamentos de fundos internacionais, e a partir dessas iniciativas, nos últimos anos aumentou as iniciativas dentro do território nacional, sobre a discussão da criação de políticas internas referentes às cobranças pelo estado dos pagamentos de serviços ambientais (PSA). Logo, esses pagamentos passam a objetivar um desenvolvimento econômico com uma visão de economia ecológica, na tentativa de inserir uma forma controlada de utilização/exploração dos recursos limitantes (SACHS, 2008). Mas as iniciativas econômicas dos PSA, ainda necessitam de apoios de políticas públicas, principalmente para a criação de leis que viabilizem as premissas sobre o controle do uso da terra, o impacto diante na usurpação do serviço ecossistêmico ofertado.

Entre os problemas atuais na valoração dos serviços ecossistêmicos, destaca-se (i) a resistência na adoção da ideia de "atitude que contraria a lógica do processo de acumulação de

capital" (MAY, 2010), ideia essa, antagoniza com a lógica capitalista que vem desde o surgimento do capitalismo neoliberal onde o mercado regula tudo, (ii) há dificuldade de mapear monetariamente, nos modelos econômicos vigentes, os serviços gerados pela biodiversidade (COSTANZA *et al*., 2014), e a dificuldade de apresentar a conversão sobre o valor de carbono perdido, levando em consideração a dinâmica da substituição da floresta por outras opções.

Iniciativas de valoração[2] dos serviços ecossistêmicos assim foram implantadas na Floresta Amazônica, a partir de doações internacionais para criação do Fundo Amazônico que contém como objetivo maior a proteção do bioma amazônico, principalmente com a redução do desmatamento (UNFCCC, 2008). O principal instrumento para avaliar o pagamento para o fundo está concentrado na capacidade de as florestas armazenarem carbono (FAO, 2006).

> "A necessidade de conceituar o valor econômico do meio ambiente, bem como de desenvolver técnicas para estimar este valor, surge, basicamente, do fato incontestável de que a maioria dos bens e serviços ambientais e das funções providas ao homem pelo ambiente não é transacionada pelo mercado. Pode-se, inclusive, ponderar que a necessidade de estimar valores para os ativos ambientais atende às necessidades da adoção de medidas que visem a utilização sustentável do recurso" (MARQUES & COMUNE, 1997. p.1).

A necessidade de iniciativa que vise a mudança nos paradigmas sobre a taxação monetária dos serviços, bem como desenvolver uma redução da emissão de carbono com a redução da degradação (GULLISON *et al*., 2007; UNFCCC 2008; STRASSBURG *et al*., 2009), surge, basicamente da relação contrária a soberania do consumo (MARQUES & COMUNE, 1997) quanto ao custo de benefícios de manter (PEARCE & TURNER, 1990), embora ambos não reflitam que os impactos podem ser irreversíveis. A consolidação do entendimento da relação entre armazenamento de carbono e conservação da biodiversidade pode ser essencial para as tomadas de decisão e em defesa dos ganhos econômicos e redução dos riscos ambientais.

Estes mecanismos de taxação são importantes para destacar a preocupação com a falta da valoração dos serviços, considerando a atenção com a manutenção e proteção das áreas florestais existentes, e absorvendo os PSA como incentivos para proteção dos serviços ambientais. Atualmente, na Mata Atlântica vem sendo inserida aos projetos públicos ou

[2] Valoração, refere-se à atribuição do valor econômico aos recursos naturais, principalmente para a adoção de medidas sustentáveis dos serviços (MARQUES & COMUNE, 1997).

privados de pagamentos por serviços ambientais[3] (GUEDES & SEEHUSEN, 2011). Sob a ótica econômica, os serviços ecossistêmicos deste bioma estão se tornando fundamentais para a implementação de projetos que viabilizem a cobrança dos pagamentos no âmbito nacional.

A Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA) tem trabalhado projetos que priorizam o pagamento dos PSA por meio do Projeto de Lei Federal (nº 312/2015). Esta iniciativa federal encontra-se em trâmite no congresso para sua aprovação. Para além disso, o projeto busca atender as demandas de sustentabilidade e projeção das políticas e acordos internacionais do clima.

Visando a contribuição da preservação das florestas nativas na conservação dos serviços ecossistêmicos, este trabalho teve como objetivo geral analisar, como a relação biodiversidade e estoque de carbono[4] podem ser ferramentas fundamentais para a preservação e o pagamento por serviços ambientais e ecossistêmicos. Tendo como objetivos específicos: (i) Identificar e caracterizar a relação entre riqueza de espécies arbóreas e a produtividade da biomassa; (ii) Avaliar o uso do estoque de carbono como componente na valoração na Mata Atlântica.

Este trabalho fundamenta-se nas hipóteses: (i) haver correlação positiva entre a riqueza da flora e o estoque de carbono; (ii) haver a monetização dos serviços ecossistêmicos por meio do estoque de carbono estocado.

A pesquisa se norteia nos aspectos teóricos sobre as discussões dos serviços ecossistêmicos: May (2010) apresenta o fundamento central da economia ecológica, com ênfase nos serviços ecossistêmicos; Pagiola & Platais (2007) apresentam a ideia dos pagamentos pelos serviços ecossistêmicos, por meio do estoque de carbono; O projeto dos pagamentos dos serviços ecossistêmicos brasileiro (Nº 312-B/2015). Neste contexto, será exposto a fundamentação teórica descrevendo as problemáticas e os caminhos aos serviços ecossistêmicos que esta pesquisa seguirá, sendo discutida a contextualização da importância dos serviços para conservação e implementação das políticas de incentivos ambientais.

[4]A seleção da biodiversidade e estoque de carbono como objetos principais por se tratar de elementos fundamentais nas tomadas de decisão políticas, por sua praticidade na mensuração das técnicas de avaliações em pesquisa e pelo aumento de iniciativas voltadas à taxação desses elementos.

2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS UM TRADE-OFF DE CUSTO OPORTUNIDADE NA CONSERVAÇÃO DOS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA

O debate atual como implantar um modelo econômico sustentável tornou-se um dos principais contextos da mudança de comportamento econômico e humano tanto na utilização dos recursos naturais e como frear as mudanças climáticas (ALIER, 1998; MEA, 2005). Neste sentido, um outro debate dentro da economia ecológica se baseia na ideia em que o uso equilibrado do capital natural. Essa visão se baseia no controle do uso desses recursos, visando a contribuição da preservação tanto das funcionalidades ecossistêmicas como dos serviços oferecidos pela biodiversidade (KAREIVA *et al* 2011; TALLIS *et al*., 2011).

Os serviços ecossistêmicos podem ser caracterizados como as funções ou mecanismos gerados pelos ecossistemas, sejam eles bióticos ou abióticos, e que contribuam ou sirvam, em sua maioria, para a utilização pela população humana[5], na maioria das vezes sua definição envolve principalmente sua aquisição em favor da sobrevivência humana.

Em resumo, os serviços ecossistêmicos são os resultados das interações dentro dos ecossistemas, como por exemplo os recursos gerados diretamente de forma biótica (alimentos, madeira, carne, látex, etc.), e aqueles pelas interações indiretas com o meio biótico (água, regulação do clima, influência da temperatura, fixação do carbono, entre outros), ou pela interação natureza e o social (bem-estar, cultural, existência da natureza) (MAY, 2010; BECKER & EDDA, 2011; MAY, 2018) (Figura 2-1).

Os ecossistemas, claramente definidos na ecologia, como grandes sistemas que englobam as espécies e sua localidade, e que estão interagindo entre si e com as condições abióticas (KREBS, 1985; BEGON *et al.*, 1990). Essa rede de interação é responsável por originar os processos (funções) que geram os serviços[6]. As funções dão origem aos serviços pelas interações ambientais (ecossistema), e, que são importantes para a humanidade por originar de forma natural diversos elementos (MAY, 2010), onde possam ser utilizadas no dia-a-dia delas, e suas infinidades de exemplos.

[5] MEA [Millennium Ecosystem Assessment], 2005; BURKHARD & MAES, 2017; MAY, 2010.

[6] Serviço: ação ou efeito de servir, de dar de si algo em forma de trabalho. Os serviços seriam a parte ou recurso útil dentro no ecossistema.

Figura 2-1. Conceitualização da teoria dos Serviços ecossistêmicos. Fonte: adaptado de Seehusen & Prem (2011).

Tendo em vista a complexidade dos ecossistemas, os serviços ecossistêmicos podem ser agrupados a partir das sua origem e função que oferecem:

> "S**erviços de provisão** incluem os produtos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos e fibras, madeira para combustível, recursos genéticos, produtos farmacêuticos etc. Sua sustentabilidade não deve ser medida apenas em termos de fluxos, isto é, quantidade de produtos obtidos em determinado período.
> **Serviços de regulação**, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, dispersão e assimilação de poluentes, reprodução vegetal (polinização) etc." (MAY *et al*., 2010, página 15).

Dentre os tipos de serviços ecossistêmicos, estão os serviços de regulação diretamente ligado a estabilidade contra desequilíbrios; serviços de suporte, que assegurem a ciclagem e manutenção dos insumos; serviços de provisão que engloba os insumos disponíveis na natureza; e os serviços culturais, que se trata do uso de forma indireta, por meio da recreação e estética (ANDRADE & ROMEIRO, 2009; MAY *et al.*, 2010; SEEHUSEN & PREM, 2011; MAY, 2018).

Tal alicerce contribui para o entendimento que os serviços de provisão são inteiramente interpretados e avaliados a partir do capital natural, considerando sua qualidade, independentemente de sua durabilidade. Já o serviço de regulação, frente ao desenvolvimento sustentável, visa o pressuposto básico da capacidade de renovação da matéria-prima dentro do ecossistema (MAY *et al*., 2010; KAREIVA *et al* 2011; TALLIS *et al*., 2011).

Embora esteja-se discutindo sobre serviço ecossistêmico, o fator econômico ao longo dos anos explorou os recursos naturais, de forma direta ou indireta, no modo em que a sociedade explora os recursos, para fins de produção (NAGAMATSU, 2019). Dessa forma, o modelo de desenvolvimento capitalista mundial, que se distancia da ideia da racionalidade econômica a um conjunto de restrições, passando a influenciar diretamente o projeto sistêmico na forma desenfreada do uso dos recursos (MAY, 2010), gerou o aumento da externalidade negativa em nível global ao desmatar e não recompor as florestas (capital natural) nativas (KAREIVA *et al*., 2011; DE GROOT *et al.,* 2012; FAO, 2015).

2.1 Serviços ecossistêmicos e o desafio para o desenvolvimento sustentável

A humanidade encontra-se interligada e dependente do capital natural, como água, alimentos, clima regular, ar limpo, oriundos dos ecossistemas. Qualquer modificação nas condições dos ecossistemas, que garantem a manutenção ou eliminem esses benefícios, podem causar vários prejuízos a seus dependentes, principalmente impactar a sobrevivência humana (MEA, 2005).

Esses elementos necessários para o bem-estar humano - os serviços ecossistêmicos - são caracterizados como as funções produzidas pelas interações que ocorrem nos ecossistemas, e como resultado maior, são utilizados de forma direta ou indireta para o bem-estar da população humana (MEA, 2005; MAY, 2010; BURKHARD & MAES, 2017). Essa ideia de definição também é destacada por Daily (2003), que engloba elementos mais gerais para a definição dos serviços ecossistêmicos como sendo "gerados por um complexo de ciclos naturais, impulsionados pela energia solar, que constituem o funcionamento da biosfera".

De forma natural, a maioria dos serviços fornecidos pelas florestas, onde as redes de interações não são responsáveis por originar os processos (funções), é posteriormente, ofertada como resultado dessas interações em forma de serviços para a população (MEA, 2005). Não diferentes das máquinas, as florestas são sistemas que precisam de condições ideais para o seu funcionamento, em um cenário atípico do natural como em uma exposição a um impacto (desequilíbrio), evidenciando a potencialidade da floresta em ofertar (ROMEIRO, 2002).

Os serviços têm origem nas funções e nas interações ecossistêmicas, são em grande parte importantes para a humanidade, no entanto, os conceitos de "função" vão variar em cada aspecto e tipo de ecossistema, enquanto que 'serviço do ecossistema' considera os atributos de função e da capacidade de produzir informação que pode não ser percebido, e ter valor ou não para o ser humano, assim o valor de função há uma lógica científica e experimental, enquanto os serviços são arbitrados numa lógica econômica (DALY & FARLEY, 2011, BROCKERHOFF *et al*., 2017, PRUG *et al*., 2020).

Segundo Andrade & Romero (2009), o meio ambiente conversa com a economia do ponto de vista da extração do capital natural numa lógica capitalista de escassez até a transformação em produto para uso humano. Neste sentido, surgem modelos econômicos sobre a lógica da maximização da industrialização no uso dos recursos naturais. As opiniões, no entanto, são paradoxais, apesar dos avanços das tecnologias e aumento na eficiência do uso do capital natural, as externalidades dos impactos têm aumentado (ex. dos plásticos, nano materiais).

A economia neoclássica enfatiza um desenvolvimento em cima dos fluxos e utilidades dos recursos naturais, por serem neutros e passivos, e impondo uma forma de produção sem limitação ou regulação na utilização dos serviços ecossistêmicos (MUELLER, 2007). Pode se dizer que este modelo de economia se sustenta em ferramentas e debates capitalistas que também influencia no controle de consumo, que cria e mobiliza a adoção por uma sociedade consumista para alcançar seu bem-estar. As cadeias que aplicam o modelo neoclássico utilizam-se das questões ambientais com viés de reversíveis e fundamentais para o progresso, negando os impactos negativos, e propagando uma ideia de reparação futura (GROSSMAN & GRUEGER, 1994; FRIEDMAN, 2005; ANDRADE & ROMERO, 2009).

A pressão gerada pelo crescimento populacional já provocou reflexos negativos de degradação sobre os ecossistemas (FAO, 2015). Em contrapartida, o declínio dos recursos naturais promoveu abruptas mudanças nos discursos sobre a ideia central dos ecossistemas como bens mercantis, dessa forma, a inserção dos conceitos econômicos para um desenvolvimento sustentável, suscitaram importantes discussões sobre preocupações com a escassez dos ecossistemas:

> "... se a escassez ecológica é um problema econômico e se os ecossistemas puderem ser vistos como ativos naturais que produzem um fluxo de bens e serviços benéficos ao longo do tempo, a abordagem padrão em economia de modelagem de recursos naturais como uma forma especial de capital pode ser estendida aos ecossistemas" (BARBIER, 1989, página 8).

Se a degradação dos ecossistemas – serviços – são historicamente originados em favor de um desenvolvimento ou sobrevivência, em que momento pode-se dizer que houve uma extrapolação ao limite de suporte? Teoricamente, entre as ideias centrais destaca-se a falta da visão ou discussão da escassez dos recursos naturais, a abundância impossibilitava, até mesmo, que o modelo econômico – que usufruía dos bens naturais – refletisse sobre os ecossistemas com um tratamento de bem capital (BARBIER, 1989).

O crescimento da produção é considerado como os principais elementos para a viabilização do bem-estar humano. É provável que o alcance da globalização pretendia levar a obtenção da qualidade de vida para toda população, mas o caminho foi bastante inverso, principalmente com a implementação do modelo capitalista. A ampla base do sucesso do desenvolvimento é a exploração dos bens naturais, e assim, produzi-los em bens materiais, mas toda problemática envolve os impactos gerados por este modelo.

De maneira geral, os modelos de imposições e desenvolvimento econômico que preconizam os bens naturais, passaram a ofertar os variados bens-de-consumos, com inovações descontroladas e infinitas. Ao mesmo tempo gera uma grande mudança no modo do consumo, portanto, as pessoas passam a ser influenciadas pelas grandes ofertas materiais. Como consequências, este modo de produtividade estimula o consumo de materiais exageradamente, muitas das vezes esse desenvolvimento não está atrelado a um bem-estar humano. A contextualização econômica levanta duas principais bandeiras de desenvolvimento via usurpação dos recursos florestais ao longo da história: (i) a visão do modelo econômico neoclássico, discute a natureza como bens sem valor, sem função monetária, e (ii) ideias originadas do modelo de economia ecológica (BURKHARD & MAES, 2017).

> "Alguns dos clássicos economistas reconheceram explicitamente a contribuição da natureza representada por "agentes naturais" ou "forças naturais". No entanto, embora eles reconhecem seu valor em uso, geralmente negam o papel dos serviços da natureza em troca de valor, porque eram considerados livres, presentes não apropriados da

> natureza. A crença fisiocrata[7] de que a terra era a principal fonte de valor foi seguida pela visão do economista clássica do trabalho como a principal força por trás da produção de riqueza" (BURKHARD & MAES, 2017, p.30).

Ambas as teorias econômicas visam os serviços como meio de progresso contínuo e desconhecem a obrigação do pagamento por sua utilização. Constatou-se que esses conceitos econômicos ignoram a problemática da escassez[8], que alimenta a ideia do consumo desenfreado dos recursos naturais, reforçam o princípio da não preservação.

Isso explica em grande parte na crítica do desenvolvimento e como esse modelo de produção de bens de serviços ocorre de forma acelerada, e ao mesmo tempo, ao longo do tempo não foi levado com consideração as consequências que levou ao declínio das áreas florestais e dos recursos naturais. Embora a principal fonte de recursos renováveis venha das florestas ou derivem delas, um dos maiores obstáculos ainda é a redução do desmatamento criminoso. Estudos indicam que os serviços podem parar seu funcionamento devido às intempéries negativas sobre as áreas naturais, incluindo a redução de habitat, influenciando no desequilíbrio e, sobretudo, no limite de oferta dos serviços.

A ideia do valor capitalista, onde os recursos deveriam ser explorados, independentemente de sua capacidade regenerativa, nos faz entrar em grandes conflitos com a realidade da escassez dos recursos. Segundo Barbier (1989), o conflito em atribuir o caráter monetário para os serviços ecossistêmicos, principalmente, para os ecossistemas que estão diante da pressão da escassez, se depara com a demora para a implementação de uma economia ecológica, principalmente quando essa ação depende da boa vontade do sistema político. Essencialmente, porque o processo de escassez (degradação) é provocado conscientemente e, na maioria dos casos, o lucro percorre o viés da ilegalidade ambiental.

Este deslocamento para uma visão de recursos finitos, vem sendo trabalhado no modelo de economia ecológica (economia verde), que considera os bens naturais como recursos variáveis, que possuem limites de existência nos ecossistemas e sua degradação pode causar perdas irreparáveis a toda sociedade (MUELLER, 2007).

[7] Fisiocrata: é uma teoria econômica desenvolvida por um grupo de economistas franceses do século XVIII.

[8] Na obra "Economia do meio ambiente" o autor destaca "a problemática da escassez como sendo a otimização de recursos escassos utilizando recursos alternativos a fim de gerar competitividade" (NAGAMATSU, 2019).

Importantes ferramentas são destacadas para um início de novos modelos econômicos sustentáveis, como adoção de energias renováveis, a adoção de valores ligados aos serviços ecossistêmicos oferecidos pela biodiversidade, com uma perspectiva beneficiamento econômico das florestas, e por fim, reverter os principais modelos e técnicas que possibilitem a redução das mudanças climáticas no planeta. E no que diz respeito às iniciativas governamentais, ainda se comportam de forma tímida, mas podemos observar muitas ações e projetos que iniciam a discussão e implementação de um desenvolvimento sustentável.

O caminho dos estudos sobre a "economia dos ecossistemas" ainda vem buscando entendimento da complexidade entre os serviços, economia e bem-estar humano. Objetivando o caminho da economia ecológica aborda-se uma proposta do desenvolvimento com base na sustentabilidade (MARQUES & COMUNE, 1997), sob uma ótica em que os "bens e serviços ecossistêmicos" devam ser inseridos como componente econômico.

Traçar algumas dessas configurações econômicas podem nos dar a entender com clareza que as utilizações dos bens naturais são importantes, "mas a razão e a proporção que estamos perdendo nossos recursos (serviços) naturais é uma ação consciente" (BARBIER, 1989). Mesmo sabendo que os bens ambientais geram grandes ganhos econômicas, este capital natural ainda sofre grandes impactos. Esta informação é muito relevante para destacar que o conhecimento em que a exploração poderia destruir o funcionamento e extingui-la, era do conhecimento global, mas poucas efetividades conseguiram reverter ou atrasar este cenário.

3 VALOR ECONÔMICO DAS FLORESTAS E A CRESCENTE COMPREENSÃO DA CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A abundância da Mata Atlântica foi um dos primeiros cenários avistado, que ao longo dos anos atraiu o interesse econômico da venda de madeiras, também foi se destacando por possuir uma das maiores biodiversidades mundiais (MITTERMEIER *et al*., 2004; FORZZA *et al.*, 2012; ZAPPI *et al*., 2015). A partir de então, foram se descobrindo as riquezas que a Mata Atlântica produz, e iniciou-se as primeiras ações de degradação, desde a retirada da vegetação a outros sinônimos de atividades que refletem a redução das florestas. As áreas costeiras foram as primeiras a sofrerem com a ocupação antrópica, seja pela abundância florestal, como pelas ótimas condições e posições para moradia, intensificaram a exploração dos solos para o cultivo da agricultura e monoculturas, instalação da agropecuária, extração de mineral, e a venda da madeira florestal (ROMERO, 2010), além da alocação dos recursos.

3.1 O valor dos Serviços Ecossistêmicos

Atualmente sofremos os reflexos do processo de desenvolvimento histórico e a Mata Atlântica foi reduzida a aproximadamente 12,4% de sua cobertura costeira original (MMA, 2019). Em contrapartida, as cidades cresceram, a produção agropecuária é exportada, aumentaram as crises ambientais, poluição dos rios e degradação dos recursos naturais.

A redução das áreas florestais torna-se preocupante, passando a exigir, nos tempos atuais, a discussão e ações que visem a proteção do bioma e ecossistema. A necessidade da preservação da biodiversidade passou a estabelecer uma ligação entre o ecossistema e a importância econômica de seus serviços gerados. Também se torna importante destacar que essa ligação é resultante da usurpação dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano e, assim, implica paralelamente no avanço da degradação, uma vez que os humanos eram vistos separados da natureza.

O processo de reconhecimento da Mata Atlântica, ou qualquer outra floresta, como geradora dos serviços fundamentais para a sobrevivência humana, começa a mudar o pretexto em que as áreas verdes não possuem rendimento lucrativo, e aqui, mais uma vez retornamos ao

destaque de seu caráter de “capital natural” (BARBIER, 1989; KAREIVA *et al* 2011; TALLIS *et al*., 2011).

A perspectiva econômica de desenvolvimento sustentável se preocupa com o processo de escassez e desaparecimento dos recursos naturais. A sua discussão envolve questionamentos dos processos de produção e econômicos que não se preocupam com os efeitos de interrupções que possam ocorrer à medida que os ecossistemas são danificados (ROMEIRO, 2000), principalmente pelas ações que causam efeitos irreversíveis, e que impossibilitam a retomada as condições naturais dos ambientes, a exemplo da degradação.

Entre as implicações com a redução das áreas florestais, destaca-se os efeitos negativos sobre a perda da biodiversidade e redução no potencial dos processos (funções) ecossistêmicos, como o sequestro e estoque de carbono. Atrelado ao debate da perda de serviços ecossistêmicos, cresce a associação positiva entre a biodiversidade e serviços, e inúmeras questões aumentaram a hipótese que o aumento do desmatamento implica diretamente na redução do funcionamento do ecossistema pós impacto (ENRÍQUEZ, 2010; FELIPE-LUCIA *et al.*, 2020). Porém, os efeitos negativos sobre os serviços ecossistêmicos possuem relevância econômica, podendo influenciar em grandes perdas monetárias irreversíveis, principalmente nas atividades que possuam os serviços como base para sua utilização na industrialização dos recursos (SINHA & BRAULT, 2005).

Acredita-se que a ideia da improdutividade das florestas era implantada para distorcer seu caráter de “riqueza natural”. A venda da madeira, por exemplo, rendeu lucro para os oportunistas. Muitas outras atividades de rendas substituíram as áreas florestais, principalmente pela ideia de improdutividade das áreas verdes, que influenciava drasticamente a prática do desmatamento.

Os serviços ecossistêmicos podem ser enquadrados em dois tipos principais da econômica, o valor intrínseco que considera as atribuições monetárias ligadas de “forma indissolúvel a um componente natural”, e o valor instrumental que envolve a necessidade de uso momentâneo, onde a valoração é aplicada no momento temporal do uso desse recurso ou matéria prima, principalmente mediante apreciação para o bem-estar (Figura 3-1). Neste segundo, a valoração também pode estar associada ao desprovimento do recurso ou matéria prima (BURNEO, 2003).

Os valores intrínsecos dos ecossistemas foram subestimados, em troca elas foram substituídas por outros habitats e atividades, nem sempre tinha relação ou aspecto com os serviços prestados anteriormente. Dessa forma, foi necessário atribuir valor de forma teológica e ética, pela dificuldade de estabelecer valor aos serviços com a visão econômica de mercado (SEEHUSEN & PREM, 2011).

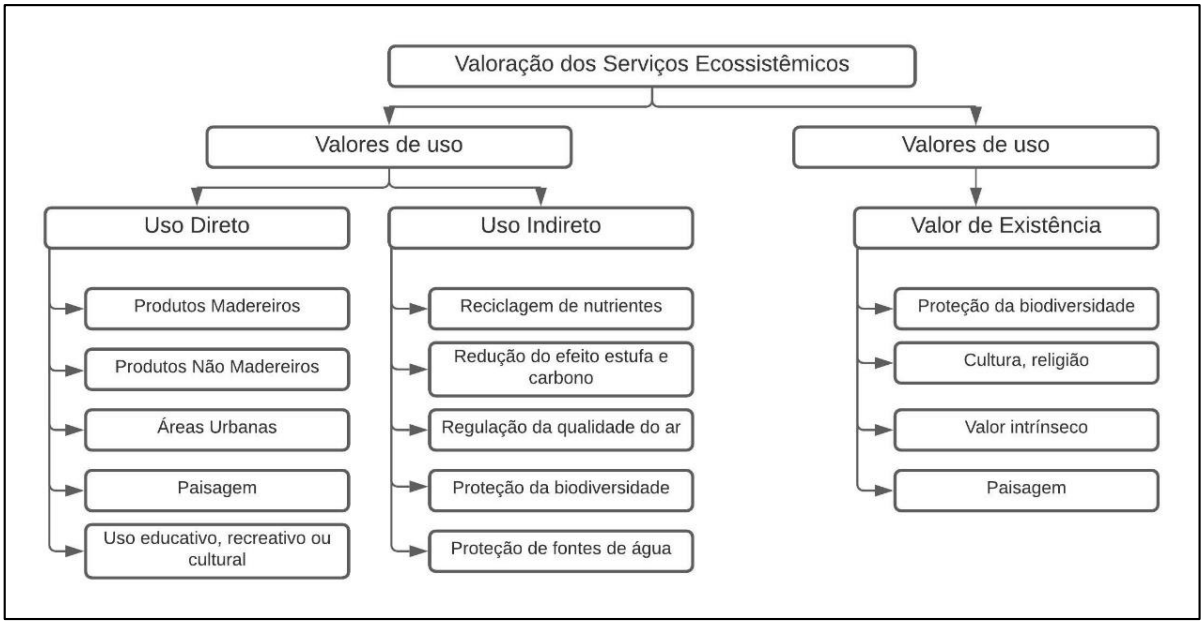


Figura 3-1. Fluxograma dos principais valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos
Fonte: Adaptado de Bishop (1999) e Burneo (2003).

A necessidade de estabelecer o valor dos serviços tem grande reflexo em metodologias que visam a avaliação de seu custo e benefício, e esta causa permite a aplicação dos valores a estes serviços considerados não mercadológicos, compreendendo a necessidade de avaliação dos impactos gerados e consequentemente sua compensação (BURNEO, 2003).

Um aspecto importante sobre o valor da floresta é transferido principalmente pela força de produção e arrecadação monetária com o uso das terras. À medida que atividades como agricultura, agropecuária e outras com diferentes fins de uso da terra apresentaram lucros, essas atividades passaram a rivalizar com a ideia de conservação, e acabaram potencializando as ações de degradação das áreas florestais. Dessa forma, a economia sempre exerceu fortes influências sobre as tomadas de decisão da preservação da biodiversidade, ou seja, à medida que demandas sobre o uso das terras desflorestadas aumentavam, sobretudo pela grande

influência que incluem custo e benefícios da terra (PARKS *et al.*, 2000), as áreas florestais reduziram drasticamente.

À medida que descobrimos que as florestas são as grandes responsáveis por desenvolver serviços, paralelamente, essa observação enfatiza que elas desempenham importante papel na manutenção ambiental e na qualidade da vida humana. E agora, passando a possuir uma ideia de "utilidade" econômica, potencializa a expectativa que os serviços ecossistêmicos se encontram relacionado com a funcionalidade da biodiversidade (SEEHUSEN & PREM, 2011), fortaleçam as áreas que se destacam por possuir tais atributos, a exemplo da Mata Atlântica.

Esta segunda maior floresta tropical, a Mata Atlântica, abriga a maior biodiversidade[9] no território brasileiro, inclusive ultrapassando o número da Amazônia em biodiversidade conhecida (MITTERMEIER *et al.*, 2004; FORZZA *et al.*, 2012), com o total de 15,001 espécies de angiospermas (ZAPPI *et al.*, 2015), coloca o Brasil entre os países com maiores biodiversidades mundiais.

A sensibilização da relação positiva entre biodiversidade e a produção dos serviços ecossistemos[10], são ferramentas importantes para enfrentar as ameaças frente às perdas irreversíveis das espécies. Tornando comum a afirmação que as espécies da flora e da fauna podem melhorar a função e os serviços dos ecossistemas (BROCKERHOFF, 2017).

Dadas as ligações e os relacionamentos entre serviços e biodiversidade, a sua relação com o humano está associada, além dos processos de degradação, com os benefícios que as áreas florestais regulam e oferecem por meio de serviços. Por exemplo, a regulação do clima com a remoção e armazenamento do carbono na atmosfera (IPCC, 2007), equilibra a população de insetos contribuindo para redução de pragas e doenças (BROWN *et al.*, 2002), abastecimento de água, principalmente com a conservação e manutenção das nascentes (NÚÑEZ *et al*., 2006), produtos madeireiros e florestais (BANDI, 2013), alimentos, plantas medicinais (BELCHER *et al*., 2005; DAMANIA *et al*., 2005; NDANGALASI *et al*., 2007), polinização (TAKI *et al*., 2017), entre outras infinidades de benefícios.

[9] A Mata Atlântica, com o total de 15,001 espécies, caracteriza este bioma com a maior biodiversidade de angiospermas no Brasil, seguidas do Cerrado (12,097 espécies) e a floresta amazônica (11,896 espécies) (ZAPPI *et al.*, 2015).

[10] BALVANERA *et al*., 2006; ISBELL *et al.*, 2011; SCHULZE & MOONEY, 2012; GAMFELDT *et al*., 2013; LIANG *et al*., 2017.

Em outros aspectos, os declínios na biodiversidade poderão acarretar na limitação da efetividade das funções nos ecossistemas (ISBELL *et al*. 2015), resultando no aumento e mudanças climáticas, aumentando os índices de pragas, reduzindo a disponibilidade e variedade de alimentos e, na manutenção e qualidade das nascentes (JACTEL *et al*., 2017), reduzindo assim a maioria dos serviços. Esses e outros efeitos negativos também são destacados a partir da redução das áreas florestais[11].

Estima-se que os *hotspots* de biodiversidade, apesar de representarem 2,3% da superfície da Terra, representem 35% dos serviços ecossistêmicos globais, assim como são também os mais ameaçados devido às grandes concentrações humanas. Segundo Costanza *et al*. (2014), ele descreve que os ecossistemas globais contribuíram em 2011 com US $125 trilhões/ano, e com valor de US $145 trilhões/ano em 2007. Porém, o modo de uso da terra vem alterando no rendimento dos serviços ambientais globais, este estudo apresenta uma queda do rendimento entre os anos 1997 a 2011 de aproximadamente 4,3-20,2 trilhões/ano. Cenário futuros indicam que, essa perda em valores monetários pode ser bastante negativa, chegando a US $51 trilhões/ano, ou em um contexto otimista, aumente cerca de US $30 trilhões/ano (KUBISZEWSKI *et al.*, 2013; KUBISZEWSKI *et al*., 2017).

Essas iniciativas surgem diante da perspectiva de mudança dos cenários negativos sobre os ecossistemas, para impedir que os processos de degradação das áreas florestais ocorram. Os incentivos vêm surgindo para contabilizar economicamente as expectativas do valor presente na exploração e conservação desses recursos. Portanto, as possibilidades de mitigar as florestas são formas de proteger direto ou indiretamente os elementos que produzem o bem-estar humano e regulam os serviços. Independente da atividade, qualquer benefício gerado à população é estabelecido como serviço (NELSON *et al*., 2011), seja com viés econômico, produtivo, alimentício ou cultural.

De acordo com Nelson *et al*. (2011), a produtividade florestal também se torna uma ferramenta bastante importante para atribuir valores aos serviços ecossistêmicos. Uma vez que a biodiversidade realiza trabalhos de forma silenciosa que contribuem para a potencialidade em atividades produtivas econômicas humanas, influenciando no desenvolvimento econômico

[11] BARBIER, 1989; COCHARD et al., 2008; KOCH et al., 2009.

(BYERLEE *et al.*, 2009), como por exemplo, a polinização e controle de praga na agricultura, produção madeireira.

Dessa forma, os bens e serviços das áreas florestais estão sendo convertidos em mitigação, para execução do pagamento por seus serviços oferecidos, sendo os maiores interesses nas ações contra mudanças climáticas (STERN, 2007), com a redução do desmatamento e a plantação de árvore para reduzir o estoque de carbono na atmosfera (IPCC, 2007; LEHMANN, 2007; SOHNGEN & BROWN, 2008), e a adoção de energias renováveis.

Embora a importância da floresta seja abertamente debatida, ainda temos dificuldade de ter a visão econômica dos serviços florestais, no entanto, é um desafio levar a discussão sobre a valoração da biodiversidade para que haja uma visão de valor além da produção de madeira e beleza natural (BROCKERHOFF *et al*., 2017), principalmente como os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade se correlacionam positivamente para prover o bem-estar da população.

Mas para isso, os manejos florestais sustentáveis são fundamentais para que todos os benefícios oferecidos sejam garantidos para a sociedade, tornando necessário a aplicação de políticas públicas que garantam o controle da degradação ambiental (BROCKERHOFF *et al*., 2017). Finalmente, é necessário discutir de forma ética e amplamente, as características vantajosas que levam ao aprimoramento do funcionamento dos ecossistemas, mesmo que signifique ser um grande desafio.

3.2 O avanço das políticas de incentivos para a conservação dos serviços ecossistêmicos

As políticas ambientais[12] surgem diante da necessidade e demandas geradas a partir da degradação ambiental, além dos grandes conflitos judiciais gerados contra agentes poluidores (LUSTOSA *et al*., 2010). No Brasil, temos a adoção de políticas ambientais visando em sua maioria para atender os aspectos necessários de fiscalização ou induzir os agentes econômicos a adotar regras e mecanismos que visem minimizar os impactos frente ao meio ambiente. Mas observa-se que as leis ambientais brasileiras apresentaram um certo atraso em sua efetivação,

[12] "Política ambiental é o conjunto de metas e instrumentos que visam reduzir os impactos negativos da ação humana sobre o meio ambiente" (LUSTOSA *et al*., 2010).

na maioria dos casos sua execução não se apresentava como prioridade pelo setor político por muitos anos. E, portanto, essa ausência de prioridade que negligenciaram as estratégias contra as ações poluentes, beneficiou muitos setores da economia, que produziram bastantes ações poluentes e de degradação.

A legislação ambiental brasileira atual aborda temas importantes que priorizam e aspiram ações de conservação, controle de poluentes, licenciamento, avaliação dos impactos, assim consideradas como a legislação ambiental mais completa entre os países do mundo. Em especial, pode-se citar algumas leis voltadas especificamente para atender as restrições de degradação nas áreas da Mata Atlântica:

- Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981), "tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico";
- Resolução CONAMA (Resolução nº 01/1986), "Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental);
- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (Resolução n° 237/1997), "dispõe sobre revisão do Sistema de Licenciamento Ambiental";
- O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (Lei n° 9.985/2000), tem como objetivo "contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais e promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais";
- Compensação Ambiental (Instrução Normativa nº 3/2018), "regula, no âmbito do Instituto Chico Mendes, os procedimentos administrativos para a celebração de termo de compromisso para cumprimento das obrigações relacionadas à compensação ambiental de que trata o *art.* 36 da Lei nº 9.985/2000, no âmbito das unidades de conservação federais, e dá outras providências".
- Lei da Mata Atlântica (Lei n° 11.428/2006), "dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica", com objetivo a conservação, a proteção, a regeneração e a utilização do Bioma;
- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (Resolução n° 388/2007), "dispõe sobre a convalidação das Resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica";
- Resolução CONAMA (Resolução nº 279/2001), "Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental";
- Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), "dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal, visando um desenvolvimento sustentável";

- Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Lei Federal n° 14.119/2021), "esta Lei define conceitos, objetivos, diretrizes, ações e critérios de implantação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), institui o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), dispõe sobre os contratos de pagamento por serviços ambientais e altera as Leis n° 8.212/1991, n° 8.629/1993, e, n° 6.015/1973".

O contexto da ausência do fortalecimento e aplicação da legislação, também implicou em uma baixa fiscalização que influencia diretamente no aceleramento do desmatamento, poluição e perda da biodiversidade.

Atualmente, em reconhecimento da importância dos serviços ecossistêmicos para os compromissos voltados a redução do desmatamento visa, prioritariamente, as mudanças climáticas, sobretudo com redução de CO_2 atmosférico, e em menor grau a proteção do funcionamento dos serviços ecossistêmicos (SKUTSCH & VAN LAAKE, 2008; STOCKER, 2014).

Na discussão voltada a legislação de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), temos o surgimento da política nacional como parâmetro sistematizador das normas de PSA no Brasil, o que acaba por influenciar iniciativas voluntárias nas esferas estaduais. Em resposta a necessidade de implementação dessa nova política ambiental, no contexto nacional, apenas sete estados (Alagoas, Amapá, Ceará, Maranhão, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rondônia, Sergipe) ainda não aprovaram a Lei estadual, encontram-se em processo de aprovação ou formulação da lei de PSA (*ver APÊNDICE I*).

Embora a política de PSA sejam uma discussão e efetivação sejam executadas na última década, no cenário de Sergipe algumas leis podem destacar-se por similaridade com as leis de PSA:

- Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA) (Lei nº 2.181/1978), "autoriza o Poder Executivo a criar a Administração Estadual do Meio Ambiente, sob a forma de autarquia estadual, e dá outras providências";
- Comitê Estadual da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (Lei n °18.638/2000), "considerando o dever de se promover a conservação da biodiversidade, do desenvolvimento sustentável e do conhecimento científico da Mata Atlântica e seus ecossistemas associados no Estado de Sergipe";

- Política Estadual do Meio Ambiente (Lei n° 5.858/2006), “Dispõe sobre a Política Estadual do Meio Ambiente, institui o Sistema Estadual do Meio Ambiente, e dá providências correlatas”;
- Licenciamento Ambiental Estadual (Lei n° 19/2001), aprova normas para Licenciamento Ambiental;
- Lei do Fundo da Defesa do Meio Ambiente de Sergipe (FUNFEMA) (Lei n° 5.360/2004), “tem por finalidade a captação e aplicação de recursos orçamentários e financeiros para implementação e/ou desenvolvimento de ações, atividades, programas e/ou projetos de defesa e preservação do meio ambiente, abrangendo prevenção, recuperação e melhoria da qualidade ambiental, no Estado de Sergipe”.

As leis voltadas à temática ambiental no estado de Sergipe surgem a partir da criação da Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA) por meio da Lei nº 2.181/1978, que contribui para o direcionamento das ações legislativas ambientais necessárias até os anos atuais. Entre as importantes aprovações e tratamentos voltados a proteção ambiental, como as leis de proteção ao mangue e criação de comitê da Mata Atlântica que reconhece a importância do bioma no estado, a política de implementação do licenciamento ambiental também passa a ser considerado fundamental nas últimas duas décadas, principalmente pela implementação do desenvolvimento sustentável.

Uma das primeiras experiências nacional de PSA poderia ser extraída da aplicação da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei n° 9.433/1997), que viabiliza o pagamento aos que preservam áreas de vegetação nos entornos de importantes recursos hídricos, segundo a lógica do protetor/recebedor.

Ao longo do tempo, outras formas de ideias voltadas a pagamento ou cobrança por alguma medida mediante o uso do recurso natural acabou surgindo, a exemplo da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, Lei 9.985/2000), regulamentada também por meio da política de compensação ambiental (Instrução Normativa nº 3/2018), estabelece procedimentos para calcular o pagamento mediante a potencialidade e impactos ambientais que determinada atividade poluidora, que parte desse financiamento deve ser direcionado para ações mitigadoras, assim como para a criação e proteção de unidade de conservação. Para além dessas leis, Sergipe viveu sua primeira experiência de um programa com previsão de PSA com o Fundo da Defesa do Meio Ambiente de Sergipe (FUNFEMA), sendo a primeira lei que prioriza o argumento do pagamento ou recebimento de financiamento para o meio ambiente.

Neste contexto, os programas de pagamentos por serviços ambientais, utilizarão dos valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos como ponto de partida para as tomadas de decisão e planejamento das políticas ambientais, e em sua maioria atribuída pelos valores de uso e não uso (SEEHUSEN & PREM, 2011). Essa ideia de pagamentos pelos serviços ambientais cria fortes ligações com o desenvolvimento sustentável, de forma que ambas têm como ideia o objetivo de solucionar ou amenizar as crises ambientais resultantes da exploração desregulada.

Na perspectiva de reduzir as emissões de carbono e o avanço do desmatamento estaríamos caminhando para um modelo de desenvolvimento sustentável. Algumas alternativas que incentivam esse movimento, como a criação dos programas de pagamentos pelos bens naturais (GARDNER *et al*., 2012). A nível internacional, destaca-se "Reduced Emissions from Deforestation in Developing" (REDD), o qual realiza doações aos países subdesenvolvidos que contenham reservas florestais, influenciando a taxa da redução de desmatamento anual (SKUTSCH *et al*., 2007; UNFCCC, 2008), tornando assim, uma política internacional mais palpável.

Dentro dos serviços ecossistêmicos, destaca que os itens avaliados sejam relevantes para o bem-estar social e ambiental, sendo as modalidades a serem avaliadas: "Serviços de provisão; Serviço de suporte; Serviço de regulação; Serviço cultural". Essa nova normativa (Lei n° 14.119/2021), terá como objetivo atender aos aspectos de estímulo da conservação dos elementos naturais, da importância social, visando uma atribuição econômica e política, pelos serviços ecossistemas:

> "Art. 2° Para os fins desta Lei, consideram-se:
> I - Serviços ambientais: serviços desempenhados pelo meio ambiente que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades:
> a) serviços de aprovisionamento: serviços que resultam em bens ou produtos ambientais com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas;
> b) serviços de suporte e regulação: serviços que mantêm os processos ecossistêmicos e as condições dos recursos ambientais naturais, de modo a garantir a integridade dos seus atributos para as presentes e futuras gerações;
> c) serviços culturais: serviços associados aos valores e manifestações da cultura humana, derivados da preservação ou conservação dos recursos naturais" (Lei n° 14.119/2021).

As estratégias nacionais, ainda são tímidas e derivadas de iniciativas voluntárias dos estados, com diversos problemas de implantação e estabelecimento de indicadores que melhor definem a destinação dos recursos (BRITO & MARQUES, 2016). A lei Federal (Lei n° 14.119/2021), que visa a implantação de pagamentos pelos serviços ambientais, ainda não foi aprovada. Mas passos importantes já foram dados, o texto da lei engloba os "ecossistemas; serviços ecossistêmicos; pagamentos, pagador e provedor por serviços ambientais" como sendo os elementos chaves a serem utilizados para os recebimentos dos pagamentos.

A partir dessa percepção, alguns mecanismos como incentivos, leis, acordos internacionais, firmam compromissos em financiar projetos que minimizem os processos de degradação e emissão de carbono. Da mesma forma que uma lei geral incentiva políticas internas, a exemplo da implantação de políticas de PSA estaduais.

3.3 Perspectiva do estoque de carbono para o pagamento dos serviços ecossistêmico na Mata Atlântica

Os sistemas de pagamento por serviços ambientais - PSA englobam todo o conjunto de elementos ambientais que possam estar disponíveis na natureza, sejam eles de origem natural ou manipulado (MURADIAN *et al*., 2010), levando em consideração que aqueles que são beneficiados pelos serviços devam pagar por ele (usuário-pagador), e aquele que é responsável pela proteção e manutenção das áreas recebam esse pagamento (provedor-recebedor) (WUNDER, 2005; PAGIOLA & PLATAIS, 2007; ENGEL *et al.*, 2008).

Embora a mecânica de pagamentos pelos serviços também esteja voltada ao atendimento dos serviços ecossistêmicos, o termo PSA as vezes é utilizado de forma geral:

> "Em resumo, a principal diferença entre serviços ambientais e serviços ecossistêmicos é que, no primeiro caso, os benefícios gerados estão associados a ações de manejo do homem nos sistemas naturais ou agroecossistemas; já os serviços ecossistêmicos refletem apenas os benefícios diretos e indiretos providos pelo funcionamento dos ecossistemas, sem a interferência humana" (TOSTO *et al*., 2012, não paginado).

Entre os variados elementos naturais avaliados dentro dos ecossistemas, o estoque de carbono apresenta grande efeito positivo no combate ao desequilíbrio climático por gerar

atribuição econômica para os provedores-recebedores (MURADIAN et al., 2010; CHAVE et al., 2005).

As iniciativas para uma boa prospecção do PSA são derivadas da luta reversa do valor somente atribuído a bens que gerem utilidade de satisfação imediata. Insere-se aqui o contexto da atribuição do valor pessoal e influência direta da perspectiva econômica, que regem e guiam a perspectiva geral do imediatismo de bem-estar associado ao consumo (BECKER & EDDA, 2011).

As limitações do PSA encontram-se na resistência de atribuir um pagamento aos serviços oferecidos pelos ecossistemas. Dessa forma, muitos dos benefícios oferecidos pelos ecossistemas por não terem uma base originada na economia, acabam não possuindo valor. Embora, os incentivos econômicos também possam gerar barreiras mediante a relação de poder e as regras atribuídas de acesso aos pagamentos, prejudicando as iniciativas de preservação (CLEMENTS *et al*., 2010).

De forma geral, o objetivo dos PSA é incentivar por meio de planos econômicos uma sensibilização às mudanças e ações coletivas ou individuais voltadas à conservação (PAGIOLA *et al*., 2013), e no gerenciamento da tomada de decisão política, seja ela local e global (Figura 3-2). O capital social torna-se fundamental no sucesso das ações dos PSA, mas é importante que haja bons gerenciamentos, como qualificação, estabelecer os serviços alvos, a implementação de práticas de conservação, políticas ambientais de incentivos, visando uma melhor efetivação da cobrança do pagamento (PAGIOLA & PLATAIS, 2007; GONG *et al*., 2010) e, portanto, apresenta maior incentivo à participação social.

Esses financiamentos influenciarão diretamente na forma de como as pessoas tomarão decisões atuais e futuras sobre o uso da terra, onde esses mecanismos podem possibilitar ações e decisões que valorizem a biodiversidade, passando a contribuir por mais visibilidade e percepção social à medida que esses pagamentos se efetivam (VATN, 2010). Mas para que haja sucesso na propagação dos PSA é necessário que iniciativas voluntárias do provedor e um comprador dos serviços, onde o provedor terá como função a propagação dos bens de serviço diante da oferta de disponibilidade, na tentativa de atrair o comprador por meio do interesse em usufruir desse serviço ecossistêmico ofertado (WUNDER, 2005). Cabe ao setor público a responsabilidade da negociação, manutenção e gerenciamento dos compradores e pagadores, principalmente por meio de formatação da legislação (KEMKES *et al*., 2010).

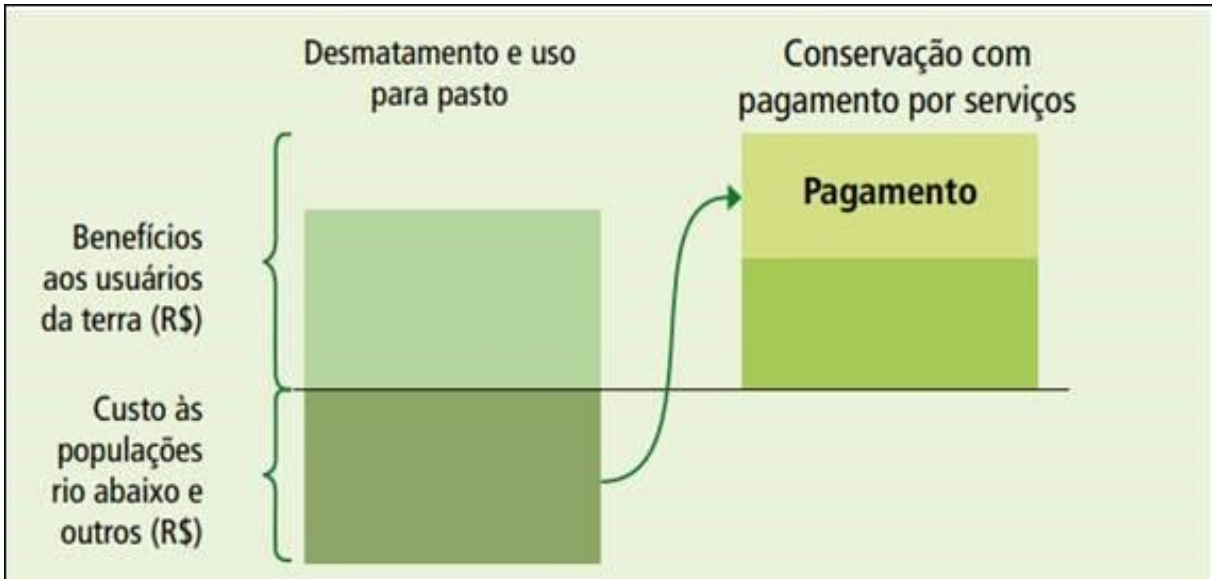


Figura 3-2. Ideia central dos programas de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA
Fonte: Adaptado de Pagiola & Platais (2007).

As instituições governamentais são fundamentais para a fomentação de políticas públicas que incentivem os PSA, principalmente para servir como mediadora da percepção social em função do modo da utilização da terra, correlacionando com o papel fundamental da preservação dos serviços ecossistêmicos. Esse debate deve ser levantado porque a forma de utilização da terra reflete diretamente na funcionalidade dos ecossistemas, principalmente em localidades que possuam vegetação consolidada (KOSOY *et al*., 2007; PAGIOLA *et al*., 2013).

Segundo Pagiola *et al*. (2013), alguns mecanismos são importantes para que torne atraente a adoção do PSA, (i) como a criação de pagamentos de inclusão e beneficie a conservação, (ii) a seleção de serviços que consigam desempenhar o papel sustentável que contenha sua independência ecológica e econômica para atrair provedor-pagador, sem uma dependência dos órgão fiscalizadores e, (iii) que o serviço selecionado consiga ter uma abrangência ecológica geral, protegendo assim os demais elementos independentemente do valor pago.

Entre as florestas representativas da América do Sul, os projetos da Mata Atlântica não foram incluídos nos programas internacionais do Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD). Provavelmente, porque a floresta Amazônica possui área de vegetação em proporções maiores (maior floresta tropical), sendo mais apelativa e uma excelente propaganda para que o governo consiga atrair os investimentos.

Diante da grande mobilização social e política - os governos e o setor privado - ações globais contribuíram para que os fundos internacionais conseguissem alcançar e acumular aproximadamente US$ 143,7 bilhões entre 2007 a 2009 (KOSOY & AMBROSI, 2010), por meio do mecanismo de mitigação das mudanças climáticas das Nações Unidas (REDD). Como encontram-se as maiores quantidades de florestas localizadas na América, essas regiões receberam maiores partes dos pagamentos do mercado do carbono (MAY *et al.*, 1999; MAY, 2011).

Em parte, podemos observar que o fundo amazônico recebeu aproximadamente 1,7 bilhões até 2014, objetivando incentivar em políticas públicas e ações de preservação, e redução do desmatamento da Amazônia (MARCOVITCH & PINSKY, 2014). Mesmo com as altas doações para o crédito de carbono neste bioma, o país apresentou grandes dificuldades para controlar o desmatamento na região.

Mesmo que a Mata Atlântica possua o segundo maior estoque de carbono no Brasil, este bioma não é beneficiado diretamente com financiamento do fundo REED. Diante desse cenário, a preocupação com o desmatamento na Mata Atlântica ainda é necessária, quando observamos o avanço do desmatamento em todo território brasileiro, os dados são ainda alarmantes onde houve a perda de aproximadamente 18.103 hectares apenas no ano de 2020 (PROJETO MAPBIOMAS ALERTA, 2020).

Após a adesão da proposta do REDD, surgiram importantes iniciativas nacionais e independentes para a aplicabilidade dos PSA nos demais biomas, envolvendo assim, os proprietários de áreas com florestas para evitar o desmatamento (MAY, 2011). O surgimento dos créditos de carbono ainda não como commodities, cresceu como grande alternativa para proteção dos ecossistemas e até mesmo, para recuperação de áreas degradadas (FEARNSIDE & BARBOSA, 2003; SANTILLI *et al*., 2005; FEARNSIDE, 2018), com fortes influências políticas oriundas do Protocolo de Quioto. Importante destacar que os créditos do REDD são concretizados por ações de doação voluntária de países desenvolvidos (BECKER & EDDA, 2011).

Essas transações envolvendo a venda do estoque de carbono tomam força desde meados do ano 2002, mas os resultados concretos só foram observados após o Protocolo de Quioto (HAMILTON *et al*., 2009), somente após o surgimento da pressão internacional do controle das mudanças climáticas. De fato, o PSA só chega ao Brasil a partir de 2006, por meio do

projeto Projeto Plantar do Fundo Prototipo de Carbono (Prototype Carbon Fund - PCF) no estado de Minas Gerais (KOSSOY, 2005).

Como resultado positivo a nível internacional, pode-se destacar a redução na emissão de carbono de 927 mil toneladas/ano de CO_2 (UNFCCC, 2010). Exemplo esse, que foram fortalecidos de forma voluntária por mercados mundiais, como Over-the-Counter (OTC), e o de Chicago Climate Exchange (CCX). No Brasil, MAY (2011) cita o surgimento da Bolsa de Mercadorias e Futuros (BM&F/Bovespa), trazendo uma perspectiva de discussão e apoio na efetivação das ações nacionais de PSA.

Mas é importante destacar que no Brasil temos outras iniciativas pioneiras que já travavam a luta pelos pagamentos dos serviços ecossistêmicos, antes chamadas de mitigações ambientais. Como foi mostrado, a floresta Amazônica, por exemplo, foi o primeiro bioma a receber financiamento internacional para o pagamento pelos serviços ecossistêmicos em função, principalmente, da alta diversidade, mas também das várias formas de extrativismo e exploração econômica na área e alta capacidade de estocar carbono (SHIKI & SHIKI, 2011), assim como pagamentos por serviços ambientais. Partindo dessa ideia, os pagamentos por serviços ambientais estaduais nas áreas de Mata Atlântica também podem suprir essa ausência de investimentos dos serviços ecossistêmicos nos biomas.

Na Mata Atlântica, também se desenvolveram importantes iniciativas de caráter mitigatório ao longo dos anos (MMA, 2011), destaca-se o Fundo Nacional do Meio Ambiente que incentivou cerca de 15 projetos envolvendo investimento de conservação para a Mata Atlântica desde os anos 2000. Sua maioria sendo realizados por ONGs na perspectiva de conservação e uso sustentável das florestas. O fundo investe em apenas quatro projetos voltados ao estoque de carbono na Mata Atlântica.

Na perspectiva do pagamento do estoque de carbono, e que justificaria a adoção dos pagamentos dos serviços no Nordeste brasileiro, observa-se que os principais resultados e implantação dos projetos de PSA-carbono da Mata Atlântica, estão centralizados nos estados SP, RJ, PR, BA, MG, SC e RS, representando uma baixa ocorrência nos estados do nordeste brasileiro (MAY, 2011). Portanto, a aprovação da lei federal do PSA poderá aumentar as perspectivas de criar políticas de incentivos para a Mata Atlântica. Além disso, a discussão sobre a adoção da temática torna-se comum, principalmente após a maioria dos estados brasileiros adotarem suas normativas locais.

Em Sergipe observa-se o projeto de lei de incentivo ao pagamento pelos serviços ambientais (PSA) em processo de aprovação pela câmara de deputados estaduais. No estado, já existem outras formas de iniciativas de pagamentos pelos serviços do Rio São Francisco, a exemplo do município de Canindé, sendo o primeiro a receber pagamentos da Agência Nacional de Águas (ANA). Trata-se de um pagamento para proprietários que possuam vegetação em áreas de nascentes do rio São Francisco, sendo este realizado por empresas privadas responsáveis pela coordenação da hidrelétrica de Paulo Afonso e Xingó. Outras atividades voltadas aos pagamentos são os ICMS e planos de licenciamento onde a solicitação de programas é realizada por meio de mitigação e compensação ambiental, mas a maioria dos pagamentos são voltadas à isenção de impostos ou convertidos na criação de Área de Preservação Permanente – APP, e não priorizam os serviços ecossistêmicos. Aqui os pagamentos são efetivados por meio de ações de preservação do meio ambiente (LIMA *et al.*, 2020, FERNANDES & GOMES, 2017).

Neste contexto, a relevância do estudo está atrelada ao conhecimento básico sobre os conceitos e os fatores que influenciam de forma positiva para uma visão econômica sustentável, além de fomentar iniciativas que auxiliam nas decisões dos pagamentos dos serviços ecossistêmicos diante dos paradigmas econômicos e ambientais. Para Naidoo *et al.* (2006) demonstram como os mecanismos econômicos afetam a negociação e trade-off entre quem reduz o carbono da atmosfera e estoca carbono na floresta (em pé e no solo) deve ser compensado, no entanto, é um problema de tomada de decisão de ambas partes e que precisa ser entendida como um custo de oportunidade para a conservaçao.

4 METODOLOGIA E MÉTODO APLICADO NA PESQUISA

4.1 Caracterização do estudo

Este trabalho se utiliza do método hipotético-dedutivo, que se baseia em apresentar criticamente provas para comprovar as teorias. Este modelo adota a hipótese para que a teoria seja investigada. Aqui os mecanismos para comprovar a teoria terão como base a experimentação científica, para que possa ser utilizado como comparação e replicação, em favor da comprovação (POPPER, 2007).

A forma de abordagem foi com a utilização das ferramentas exploratórias, partindo da interpolação quantitativa, isto é, os dados serão coletados a partir de experimentação e passada por análise estatística, resultando em réplicas para a tentativa de respostas menos tendenciosas (LAKATOS & MARCONI, 1991).

Neste capítulo será priorizado a investigação dos serviços ecossistêmicos por meio da relação entre o estoque de carbono e a biodiversidade das espécies arbóreas, em um remanescente da Mata Atlântica. Abordando se a relação entre aumento da riqueza resulta em um aumento linear dos serviços de estoque de carbono em áreas florestais.

4.2 Caracterização da área e do objeto de estudo

A área de estudo engloba áreas particulares de três fazendas – Itália, Rio Fundo e São José, localizadas no município de Itaporanga D'Ajuda, SE com coordenadas centrais 11º08'07" S e 37º18'43" W (Figura 4-1).

De acordo com a caracterização florestal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2012), a vegetação desta região se enquadra na categoria de Floresta Ombrófila, pertencente ao bioma da Mata Atlântica, com área de aproximadamente 800 hectares.

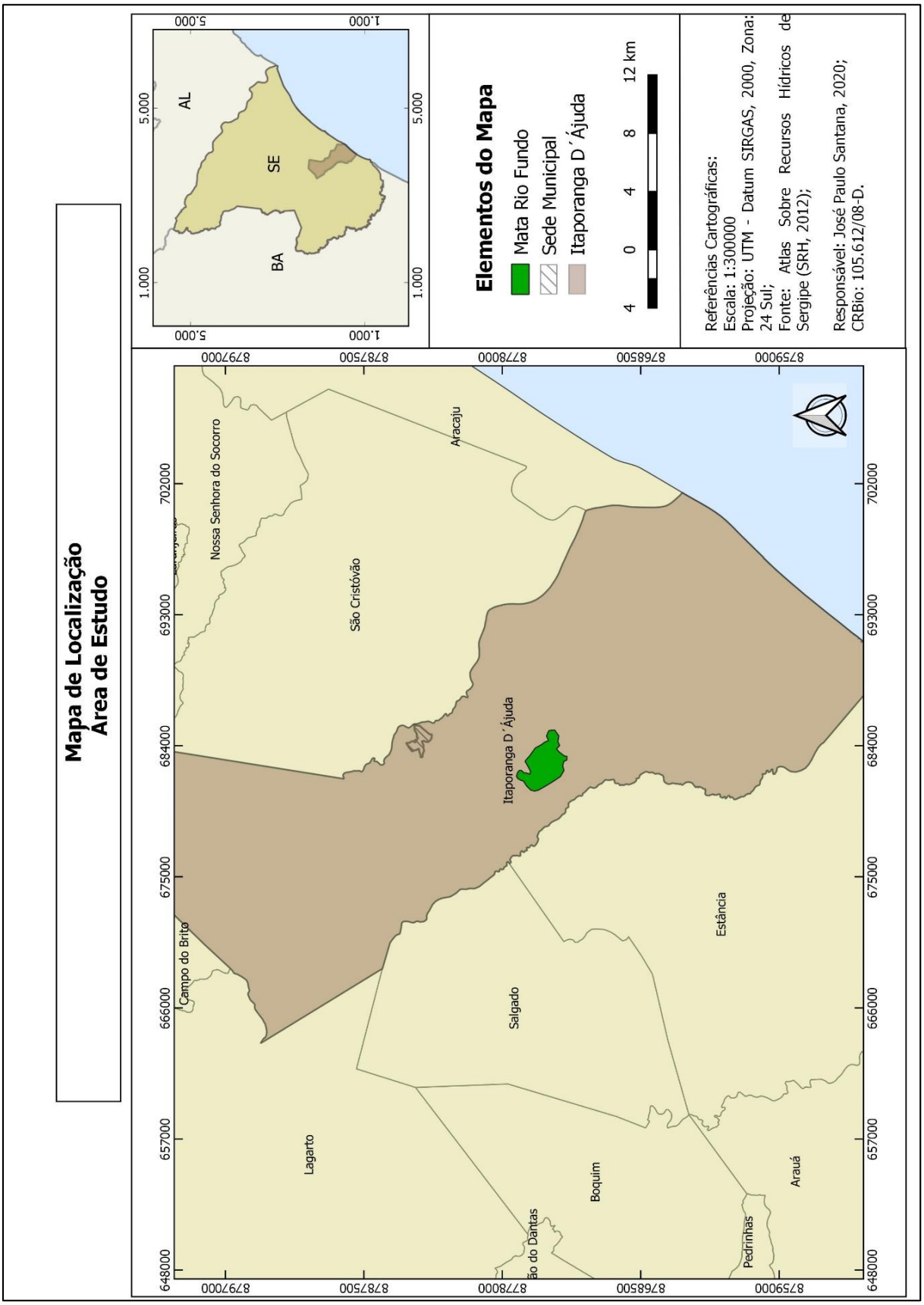


Figura 4-1. Localização do fragmento Mata do Rio Fundo, município Itaporanga D'Ajuda, Sergipe
Elaboração: Elaboração autor, 2021.

Silvestre (2016) caracterizou três estágios diferentes da vegetação dentro do fragmento Fazenda Rio Fundo: Mata de tabuleiro (MTa), Floresta madura (FMa), Floresta secundária (FSe), com entorno possuindo plantações de eucalipto e plantações de bambu. Sendo essas subformações derivadas das variações da composição do solo, topografia e influência antrópica, como distúrbio ocorrente no fragmento.

Essa forma de organização dos diferentes estágios da regeneração da vegetação será adotada, que traduz em pequenos agrupamentos baseados nas características dos bosques dentro do fragmento estudado (Figura 4-2). Neste contexto, encontra-se uma heterogeneidade de habitat no fragmento, destacando-se três diferentes estágios de sucessão da vegetação:

(i) Floresta Madura (FMa): floresta madura, com um dossel fechado em estágio mais avançado de sucessão quando comparado com as demais áreas; maior concentração das árvores altas, sub-bosque menos denso, com poucas clareiras;

(ii) Floresta Secundária (FSe): com aspecto de floresta contínua, em estágio de sucessão consolidado, porém, não chega a ser comparado com a floresta madura. Com árvores altas, dossel e sub-bosque mais denso, com maiores proximidades entre as árvores.

(iii) Mata de Tabuleiro (MTa): com vegetação de floresta secundária, considerada a área mais jovem e com maior influência de tensores antrópicos, apresentando vegetação aglomerada e de altura baixa. Essa vegetação aparentemente foi devastada anteriormente e encontra-se se recuperando, comum aos topos das áreas íngremes e em algumas áreas planas.

Segundo Silvestre (2016), o fragmento é rodeado pelos povoados do Arame, Colégio e Nova Descoberta, e alguns assentamentos nas proximidades. O autor também descreve que existe uma relação de retirada de produtos da floresta por esses moradores do entorno da área, sendo os principais materiais a retirada da madeira, caça de animais nativos (cutias, pacas, tatus). Também se observa a retirada de frutas nativas, como o Araticum (*Annona* spp.), e folhas de espécies conhecidas localmente para utilizações “medicinais” (obs. Pess.).

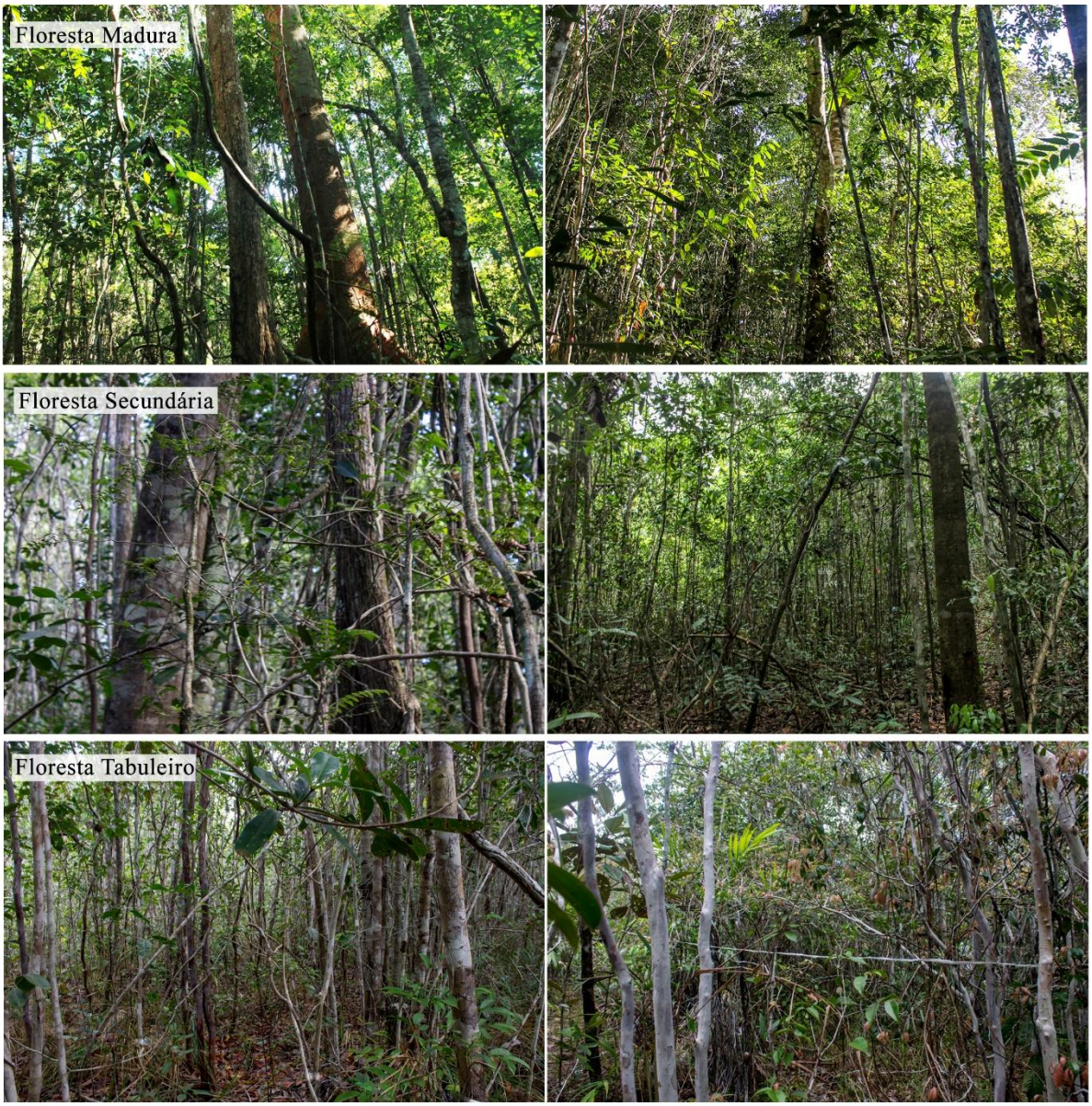


Figura 4-2. Ilustração das fitofisionomias amostradas no fragmento Mata do Rio Fundo, município Itaporanga D'Ajuda, Sergipe
Fonte: Fotos José Paulo Santana, 2021.

O solo da região é classificado por Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico com fase relevo plano e suave ondulado da classe pedregosa, do agrupamento Barreiras (IBGE, 2020).

O clima baseado nos dados de precipitação histórica (2010-2020) para o município de Itaporanga D'Ájuda, encontra-se no período chuvoso restringindo a seis meses com maiores precipitações (acima de 70 mm). Enquanto que o período da estação seca foi representado pelos demais meses, contando com setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro e fevereiro (com baixa precipitação) (PROCLIMA/CPTEC/INPE, 2020).

4.3 Procedimentos Metodológicos para Avaliação do Serviço Ecossistêmico

4.3.1 Coleta dos dados

Para o levantamento fitossociológico foram demarcadas 30 parcelas com dimensão de 100 m^2 (10 x 10 m^2), totalizando 3000 m^2 de área amostral. As parcelas foram distribuídas de forma aleatórias nas fitofisionomias, sendo 10 parcelas para cada bosque avaliado. Para demarcação dessas parcelas, foram utilizadas em campo a medição das laterais das parcelas para permitir o alinhamento, em conjunto com os ângulos de 90 graus dos vértices (Figura 4-3). Após marcação das áreas efetiva das parcelas, foi realizado (etiquetagem) dos indivíduos com placas de alumínios a altura de 1,30 metros e em sentido norte (Figura 4-3), procedimento este que melhora o controle das plantas já medida dentro da parcela.

Este procedimento de marcação é atribuído a todos os indivíduos arbóreos possuindo diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 3 cm, localizados dentro das parcelas. E assim, para cada indivíduo foi medido o DAP e, a sua altura (estimada por um observador em campo) do tronco (FELFILI *et al*., 2011). Os indivíduos mortos por serem difíceis de identificar, não foram inseridos no levantamento fitossociológico.

Figura 4-3. Representação da marcação dos indivíduos em campo

Os indivíduos foram amostrados e os materiais férteis (ramos com flor ou fruto) e inférteis (ramos com folhas), foram coletados e prensados em campo, e posteriormente levados para possível identificação em laboratório. Todos os ramos coletados foram etiquetados e correlacionados com a numeração adicionada no indivíduo dentro da parcela. Em laboratório, as identificações das espécies foram feitas com ajudas de especialistas e comparações com exsicatas do herbário ASE. Posteriormente, apenas as exsicatas com materiais férteis, foram depositados no acervo do Herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE), no coletor Santana, JP. Os indivíduos que não foi possível mensurar a identificação, foram classificados como Morfotipo.

4.3.2 Caracterização da vegetação arbórea

Para caracterização correspondente as informações das espécies ocorrentes, foi realizada análise de similaridade (JACCARD). Essa técnica possibilita entender o agrupamento das espécies e a forma que elas se organizam ou como estão organizadas em determinados ambientes. Esses dados também ajudam a compreender a formação dos agrupamentos das espécies por meio de sua abundância, podendo assim correlacionar diferenças florísticas nas diferentes fisionomias. O índice de similaridade é calculado por meio de uma matriz de presença (p = 1) e ausência (p = 0) da espécie para cada parcela, utilizando o par não ponderado método de grupo com média aritmética (UPGMA), por meio do software Fitopac2 (SHEPHERD, 2010).

Para a estimativa dos parâmetros fitossociológicos e volumétricos, como área basal (g), referente ao somatório dos diâmetros de cada indivíduo pertencente a uma espécie, utilizou-se a equação 1, proposta por Scolforo *et al*. (2008).

$$\mathbf{g = \pi * DAP^2 \,/\, 40000} \qquad \text{Equação 1}$$

Onde, *g* corresponde a área basal dos indivíduos em hectare (ha); π é a constante, cujo valor 3.14159; *DAP* é o diâmetro do tronco na altura do peito (1.30 metros) dos indivíduos (cm).

Para caracterizar a estrutura da vegetação foram levantados dados fitossociológicos para a estimativa dos parâmetros de densidade, frequência, dominância e Índice de Valor de Importância de cada espécie por área (FELFILI *et al*., 2011), sendo calculado exclusivamente para os indivíduos vivos, assim foi possível estimar:

I - Densidade Relativa (DRe): é definida como a porcentagem do número de indivíduos de uma determinada espécie em relação ao total de indivíduos amostrados.

$$\mathbf{DRe = 100n_e/N} \qquad \text{Equação 2}$$

Onde, n_e= número de indivíduos amostrados da espécie; N = número total de indivíduos da amostrados.

II - Frequência relativa (FR): é obtida da relação entre a frequência absoluta de cada espécie e a soma das frequências absolutas de todas as espécies amostradas.

Frequência absoluta (FAe) da espécie:

$$\mathbf{FAe= 100(Pe/Pt)} \qquad \text{Equação 3}$$

Frequência relativa (FRe) da espécie:

$$\mathbf{FRe = 100(FAe/FAt)} \qquad \text{Equação 4}$$

Em que, Pe é o número de unidades amostrais em que a espécie e ocorre; Pt é o número total de unidades amostrais; e FAt é o somatório da frequência absoluta de todas as espécies.

III – Dominância Relativa (DoR): é definida como a taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma espécie. Para comunidades florestais, a dominância geralmente é obtida através da área basal que expressa quantos metros quadrados a espécie ocupa numa unidade de área. Os valores individuais de Área Basal (AB) podem ser calculados a partir do perímetro da altura do peito de cada indivíduo na parcela DAP (cm).

$$\mathbf{DoR = 100(Ge/Gt)} \qquad \text{Equação 5}$$

Onde, Ge é a área basal individual da espécie; Gt é a área basal total, considerando o somatório de todos os indivíduos amostrados.

V - Índice de Valor de Importância (IVI): representa em que grau a espécie se encontra bem estabelecida na comunidade e resulta dos resultados dos parâmetros relativos, já calculados, sendo eles a densidade (DRe), frequência (FR) e dominância (DoR).

IVI = [(DRe + FR + DoR)/3] Equação 6

Foi realizada a avaliação da riqueza de espécie a partir do cálculo do índice de diversidade Shannon-Wiener e da Equabilidade de Pielou (OLIVEIRA & AMARAL, 2004; MAGURRAN, 2004), para exemplificar a diferença de riqueza entre as parcelas. Os índices de diversidade também funcionam como métricas para comparação entre as áreas estudadas, padronizando a avaliação e potencializando possíveis comparações frente às diferenças ou semelhanças voltadas à diversidade da flora (SCOLFORO *et al.*, 2008).

O Índice de Shannon-Wiener – *H'* é o cálculo da diversidade que avalia a influência da abundância sobre as suas respectivas espécies. Dessa forma, o conteúdo em análise do índice de Shannon comporta-se diante da influência do número de indivíduos e do valor do número total de espécies, em conjunto com o envolvimento da proporção de indivíduos em cada espécie (LAMPRECHT, 1990). Os valores da estimativa de Shannon-Weaver (H') costumam variar, chegando na maioria dos casos ao valor máximo 4,0 na Mata Atlântica.

O índice de Equabilidade de Pielou é relacionado como complementar ao índice de Shannon e permite avaliar o formato em que os indivíduos se distribuem dentro das comunidades florestais (PIELOU, 1966). A análise pode apresentar uma amplitude de O (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima), sendo os valores máximos deduzindo uma distribuição dos indivíduos pouco heterogênea, pois neste cenário poucas espécies concentram as maiores dominâncias na comunidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas por meio dos softwares Excel e Past 3.16 (HAMMER *et al*. 2001).

4.3.3 Determinação da biomassa arbórea

Para calcularmos as estimativas de biomassa lenhosa das espécies arbóreas por meio das equações aplicáveis especificamente para as plantas encontradas nas áreas de florestas da Mata Atlântica (SILVEIRA *et al*., 2008; CHAVE *et al*., 2014; SCOLFORO *et al*., 2015). A equação alométrica desenvolvida por Chave *et al*. (2014) na equação 7, tem como base as três variáveis coletadas para este estudo: área basal, altura e densidade da madeira (DAP+H+p), para alcançar os resultados. A variável de densidade da madeira (*p*) também foi baseada nas recomendações de Chave *et al*. (2014) para espécies da Mata Atlântica.

$$\mathbf{AGB1 = 0.0673 * (p * DAP^2 * H)^{0.976}} \qquad \text{Equação 7}$$

Sendo, *AGB1* referente a biomassa acima do solo (quilograma - kg); *p* é a densidade da madeira, cujo valor é de 0.701 $g.cm^{-3}$ (CHAVE *et al*., 2014); *H* é referente à altura da árvore (m).

$$\mathbf{AGB2 = exp[-10.95 + 2.09 * ln(DAP) + 0.81 * ln(H)]} \qquad \text{Equação 8}$$

$$\mathbf{AGB2 = exp[-3{,}1141+0{,}9719.ln(DAP^2.H)]} \qquad \text{Equação 9}$$

Onde, *AGB2* representa a sigla para biomassa acima do solo (mg); *e* corresponde a base logaritmo natural (número de Euller); *ln* é o logaritmo natural, H= altura (SCOLFORO *et al*., 2015); *AGB3*; DAP = diâmetro à altura do peito; H = altura (SILVEIRA *et al*., 2008).

Serão adotadas três metodologias para as estimativas da biomassa das espécies arbóreas, e aquele que apresentar valores menos discrepantes será selecionado para realizar as analises, sendo as fórmulas selecionadas para assim, quantificar a biomassa viva (AGB) existente nos bosques (*ver Apêndices II*).

Para complementação da estimativa do carbono, também foi utilizada a equação para calcular a biomassa abaixo do solo (BLG) das espécies arbóreas, proposta por CAIRNS *et al*. (2001), fórmula também estabelecida para áreas de florestas tropicais.

BLG = -exp(-1.085 + 0.926 * ln(*AGB*)) Equação 10

BLG sigla em inglês para biomassa abaixo do solo (CAIRNS *et al*., 2001).

Considerando o valor intermediário entre as estimativas para biomassa aérea, apenas os valores baseados na fórmula de Chave *et al*. (2014), foram apresentados no capítulo dos resultados. Os dados completos foram apresentados como Apêndice I.

Por fim, a distribuição diamétrica foi seguida de acordo com o critério de inclusão já definido em seção anterior, sendo que, todos os resultados encontrados foram apresentados por unidade parcela, e extrapolados em hectare. Todas as análises estatísticas foram realizadas no Software Excel. A biomassa neste estudo foi contabilizada a partir do somatório da biomassa aérea e biomassa abaixo do solo (raiz), seguindo as fórmulas apresentadas nos estudos citados anteriormente.

Biomassa total = AGB + BLG Equação 11

4.4 Procedimentos Metodológico da Estimativa de Estoque de Carbono

4.4.1 Conversão da Biomassa em estoque de carbono

A estimativa do carbono será por meio da fórmula atribuída pelo IPCC, que define o sequestro de carbono florestal como a ação da capacidade de retirada do carbono da atmosfera pelas vegetais (IPCC, 2000), e essa ideia é usada como ação importante para redução das mudanças climáticas causadas pelo desmatamento. Desse modo, o "crédito de carbono" é usualmente atribuido como forma de pagamento pelo estoque armazenado pelas florestas, além de considerar os efeitos das emissões por "sumidouros" resultantes das ações antrópicas (HUSTON & MARLAND, 2003), e que podem ser mensurados matematicamente em inventários florestais.

Para a quantificação do carbono estocado será por meio da equação 12, que reflete em um resultado de 50% de carbono estipulado do valor total da biomassa (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo) (IPCC, 2000).

EC = *Fs* * 0.50 Equação 12

Onde, *EC* representando o estoque de carbono; *Fs* a biomassa total amostrada.

A estimativa do estoque de carbono ($mg.C.ha^{-1}$) foi considerada 0.50 do valor obtido na biomassa em hectares ($mg.ha^{-1}$), podendo assim realizar a extrapolação por unidade de hectare. Esta transformação do carbono na medida de tonelada proporciona a padronização de medida, e assim podendo viabilizar a contabilização do carbono e comercialização a partir de modelos internacionais.

4.4.2 Avaliação da Relação entre Estoque de Carbono e diversidade

Os resultados dos parâmetros encontrados entre as áreas foram analisados para avaliar possíveis diferenças nas parcelas entre as áreas, por meio da análise ANOVA aplicado aos parâmetros com distribuição normal para avaliar a possibilidade das diferenças entre os bosques através dos parâmetros: número de espécies, índice de Shannon, Equitabilidade, além das médias gerais da biomassa e estoque de carbono. Nestas análises também foram usadas as médias das 30 parcelas para a comparação. Essas variáveis foram analisadas de forma conjunta para diminuir a variabilidade do local. As comparações entre os tratamentos na ANOVA foram validadas usando comparações pareadas para identificar as diferenças significativas. Em caso de diferença estatística, este teste foi seguido pela comparação par a par das médias com o teste de Tukey Mann-Witney.

Também foi realizado o teste de Pearson para avaliar se tem correlação entre os parâmetros utilizados nesta pesquisa, sendo para a variável dependente biomassa dentro de cada conjunto de pares (estoque de carbono, número de espécie, índice de Shannon, Equitabilidade), a variável de classe independente "Biomassa" foi o tratamento principal, por meio das médias das parcelas. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software Past 3.16 (HAMMER *et al*., 2001) e Software RStudio 4.0.3 (RSTUDIO TEAM, 2020).

4.4.3 Estimativa do valor econômico Estoque de Carbono

A atribuição monetária valor foi atribuída como custo para manter a biomassa florestal em pé, principalmente com a capacidade de estocar carbono pela floresta viva ao longo dos anos. O valor pago nas áreas de florestas segue os valores estabelecidos pelo mercado do carbono internacional. Neste contexto, o preço de sequestro de carbono (Yc) a ser pago para as áreas florestais podem ser estimados a partir da seguinte fórmula (YOUNG *et al.,* 2015):

$$\mathbf{Yc = Pc * Qi} \qquad \text{Equação 13}$$

Onde, Pc é o valor a ser pago pelo mercado financeiro do estoque de carbono em tonelada; Qi é o valor da quantidade de carbono fixado (t/ha), em nosso estudo refere-se ao estimado para 1 hectare.

A moeda internacional, sendo 1,0 Dólar corresponde a R$ 5,16 reais; C$t: considerando a cotação 1 tonelada de carbono, no mercado financeiro custa de 36,07 Dólares (186,12 reais/t.C). Valor do crédito carbono internacional, considerando a cotação do dia 05 de dezembro de 2020 segundo o Investing (https://www.investing.com/).

A fórmula de Young *et al*. (2015), também foi aplicada aos resultados de estimativas de carbono encontradas em estudos pela Mata Atlântica para possibilitar a avaliação e discussão do nosso resultado (*ver tópico 6*).

Dessa maneira, a transformação dos valores do estoque em estimativa anual, considera-se o cálculo para o período de um ano do capital (custo de oportunidade do capital) (YOUNG *et al*., 2015). Onde considera-se que o valor a ser pago poderá receber um desconto entre 3% e 10% do total encontrado na fórmula 14. Este valor é importante para a negociação com a comunidade ou com os donos das floretas em áreas particulares, dispostos a conservar e que deveria receber para não desmatar. Essa ideia foi aqui aplicada como avaliação do quantitativo da negociação.

$$\boldsymbol{Yc = Pc \,.\, Qi \,.\, Ni} \qquad \text{Equação 14}$$

Onde, *Yc* é o valor a ser pago pela fixação de carbono ($); *Pc* é preço ($/t) do carbono fixado; *Qi* é a quantidade de carbono fixado (t/ha), em nosso estudo refere-se a 1 hectare; *Ni* é o número de hectares reconhecidos para a fixação de carbono.

5 RESULTADOS - CARACTERIZAÇÃO E PRODUTIVIDADE DO ESTOQUE DE CARBONO NA MATA ATLÂNTICA

5.1 Caracterização Estrutural da Vegetação

Conforme a amostragem, pode-se observar que as áreas estudadas apresentaram cerca de 1.271 indivíduos dentro das 30 parcelas (Tabela 5-1). Neste cenário, foram identificadas cerca de 99 espécies nas parcelas e 17 Morfotipos, sendo a área de Floresta Secundária (FSe) com 92 espécies (Shannon (H)= 4,14; Equitability (J)= 0,916), seguida da Floresta Madura (FMa) (69 espécies; H= 3,88; J= 0,918) e Tabuleiro (MTa) (66 espécies; H= 3,53; J= 0,843), apenas 17 (238 indivíduos) ficaram indeterminados como morfotipos.

No contexto de composição florística por meio da análise de Jaccard, houve o agrupamento de dois grupos principais entre os grupos, sendo o primeiro agrupamento representado por FMa com 48% de similaridade. Enquanto que os bosques FSe e Tab apresentaram 48% de similaridade entre si, formando o segundo agrupamento (Figura 5-2). Curiosamente, a composição da FSe apresentou maior compartilhamento de espécie com o Tabuleiro, mostrando que as espécies desse bosque estão colonizando as áreas de tabuleiros, que neste estudo foi caracterizada em processo inicial de regeneração.

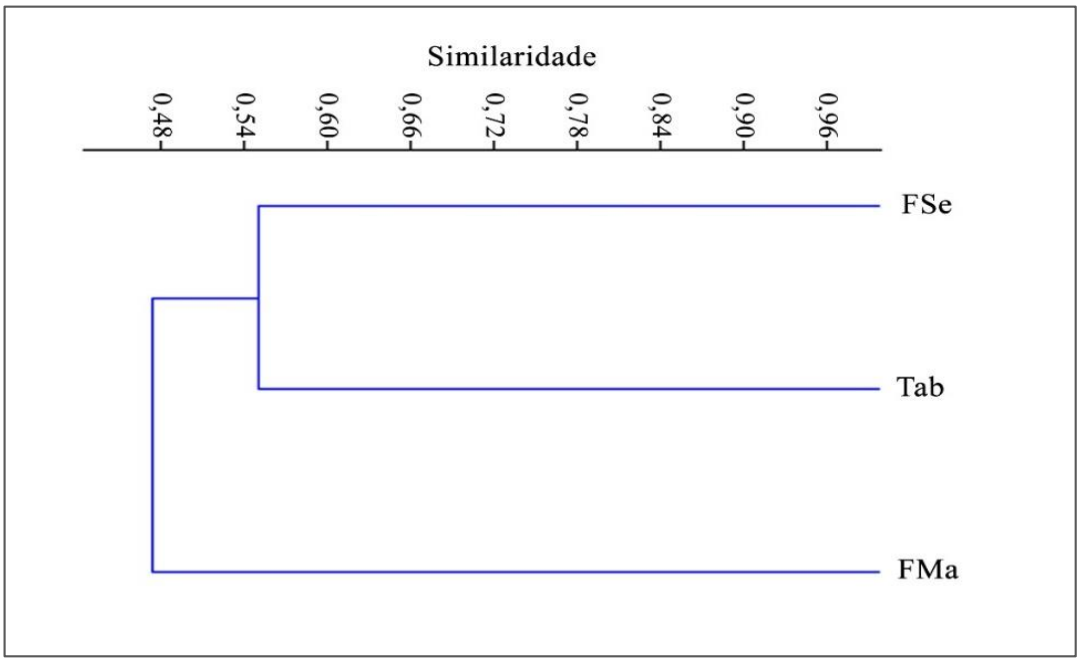


Figura 5-1. Similaridade dos bosques estudados por meio da análise de Jaccard

Em relação à abundância, as áreas FSe e MTa apresentaram valores de abundância semelhantes (FSe: 498 indivíduos; MTa: 497 ind.), enquanto que na área de FMa apresentou 276 indivíduos (Tabela 5-1; Figura 5-3). Por meio do teste Kruskal-Wallis, os valores de abundância entre as áreas houve diferença significativa apenas para a FMa (F 16,44; p= <0,05).

Para a abundância e composição das áreas, temos os seguintes cenários para as espécies dominantes: *Guapira opposita* (FSe: 29 ind.; MTa: 50 ind.), *Myrcia polyantha* (FSe: 06 ind.; MTa: 45 ind.), *Eschweilera ovata* (FMa: 21 ind.; FSe: 18 ind.; MTa: 07 ind.), *Coccoloba laevis* (FSe: 12 ind.; MTa: 32 ind.), *Tabebuia roseoalba* (FSe: 07 ind.; MTa: 27 ind.), *Myrcia decorticans* (FMa: 06 ind.; FSe: 07 ind.; MTa: 18 ind.), *Moquiniastrum oligocephalum* (FSe: 5 ind.; MTa: 25 ind.), *Tachigali densiflora* (FMa: 13 ind.; FSe: 10 ind.; MTa: 07 ind.), *Eugenia* sp2 (FMa: 4 ind.; FSe: 13 ind.; MTa: 12 ind.), *Myrcia rosangelae* (FMa: 01 ind.; FSe: 11 ind.; MTa: 16 ind.), *Swartzia apetala* (FMa: 2 ind.; FSe: 14 ind.; MTa: 12 ind.), *Byrsonima sericea* (FMa: 13 ind.; FSe: 13 ind.; MTa: 1 ind.) (Tabela 5-1).

As espécies de maiores frequências foram *T. densiflora, E. ovata, G. oposita, M. polyantha, C. laevis, T. roseoalba* e *M. oligocephalum*. Havendo algumas exceções entre as áreas, essas espécies também são consideradas importantes para os valores de densidade relativa e para as dominâncias (Tabela 5-1).

Cada área apresentou variação entre as espécies para os Valores do Índice de Importância (IVI) (Tabela 5-1), resultando na *T. densiflora* com maior destaque no IVI, embora tenha apresentando baixa abundância mostrou-se importante para as áreas, principalmente por sua influência na dominância (área basal) e altura.

A tabela 5-1 apresenta o resumo dos dados fitossociológicos da vegetação, contendo as 10 espécies mais abundantes para cada bosque. Os Dados completos encontram-se apresentados em Apêndice III.

Tabela 5-1. Estimativa fitossociológica da vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Legenda: Ab: abundância, FR: frequência absoluta, DR: dominância absoluta, DoR: dominância absoluta, VI: valor de importância. Apresentação das 10 primeiras espécies para cada bosque

Bosque	Espécie	Ab	FR%	DR(%)	DoR(%)	VI(%)
Floresta Madura	*Tachigali densiflora*	13	4,94	4,71	32,25	13,97
	Eschweilera ovata	21	4,32	7,61	8,36	6,76
	Byrsonima sericea	13	3,70	4,71	4,50	4,30
	Eriotheca globosa	12	3,70	4,35	3,91	3,99
	Tetracera boomii	1	0,62	0,36	9,08	3,35
	Protium heptaphyllum	11	3,70	3,99	0,76	2,82
	Ecclinusa ramiflora	4	1,85	1,45	4,80	2,70
	Myrcia sp2	7	3,09	2,54	1,06	2,23
	Eugenia sp	6	2,47	2,17	1,90	2,18
	Syagrus sp	5	2,47	1,81	1,52	1,93
Floresta Secundária	*Guapira opposita*	29	2,58	5,82	5,73	4,71
	Eschweilera ovata	18	2,15	3,61	5,61	3,79
	Tapirira guianensis	7	2,15	1,41	6,67	3,41
	Tachigali densiflora	10	1,72	2,01	6,47	3,40
	Coccoloba laevis	12	2,58	2,41	4,15	3,05
	Swartzia apetala	14	1,29	2,81	4,85	2,98
	Himatanthus obovatus	11	2,58	2,21	3,55	2,78
	Cocoloba sp.	2	0,43	0,40	7,02	2,62
	Tabernaemontana pandacaqui	16	1,72	3,21	2,55	2,49
	Rubiaceae sp2	11	1,72	2,21	3,40	2,44
Mata de Tabuleiro	*Myrcia polyantha*	45	5,06	9,05	8,80	7,64
	Guapira opposita	50	5,06	10,06	7,67	7,60
	Coccoloba laevis	32	3,37	6,44	11,71	7,17
	Tabebuia roseoalba	27	3,37	5,43	4,49	4,43
	Moquiniastrum oligocephalum	25	3,93	5,03	4,08	4,35
	Myrcia decorticans	18	2,25	3,62	3,89	3,25
	Tachigali densiflora	7	2,25	1,41	4,76	2,80
	Eugenia sp2	12	2,81	2,41	3,02	2,75
	Swartzia apetala	12	3,37	2,41	1,44	2,41
	Maytenus opaca	11	3,37	2,21	1,60	2,39

Fonte: Elaboração Autor, 2021.

Em relação às médias de diâmetro entre os bosques, observou-se certa semelhança entre os bosques FSe e MTa (Figura 5-3A), resultando na existência de diferença estatística apenas para a Floresta Madura. O diâmetro médio variou entre os bosques estudados, com o maior média de diâmetro observada para a Floresta Madura (FMa= 6,48 cm; FSe= 5,86 cm; MTa= 5,22 cm).

A altura média das fitofisionomias analisadas foi de 6,01 metros. Ao avaliar os valores deste parâmetro por meio do teste Kruskal-Wallis temos uma diferença significativa apenas para a fisionomia tabuleiro (p= <0,05), enquanto que não houve diferença significativa entre FMa e FSe. Observando a figura 5-3b, temos a área da Mata Tabuleiro, considerada a área mais jovem e com maior influência de tensores antrópicos, com as maiores dominâncias de indivíduos variando entre 2 e 6 metros de altura, diferente das demais áreas que apresentam uma distribuição mais homogênea. Os resultados obtidos sobre a abundância de indivíduos jovens foram comuns nos resultados, nos quais a representatividade de árvores baixas se deu nos bosques considerados em processos de regeneração secundários.

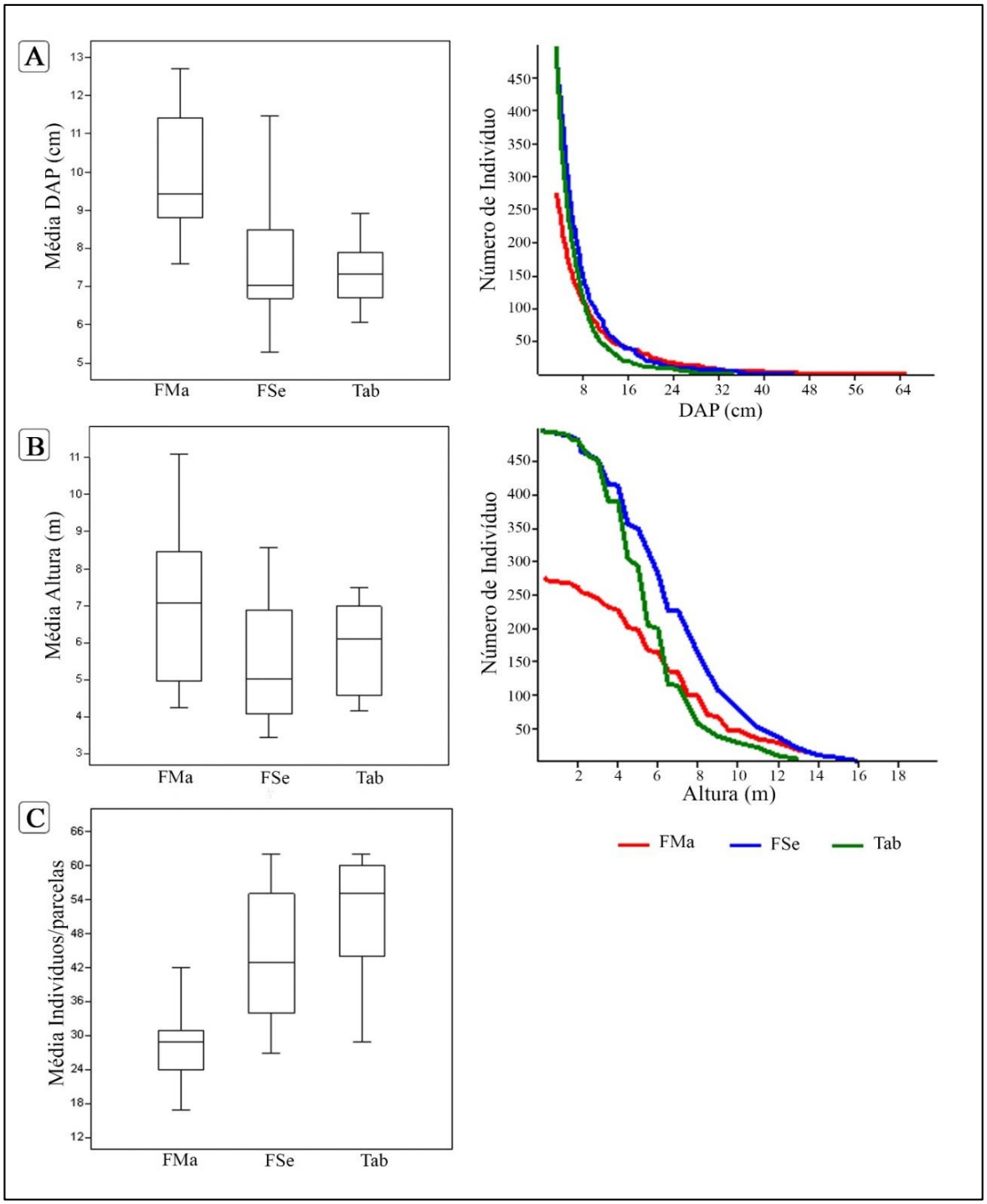


Figura 5-2. Os parâmetros estruturais altura e diâmetro a altura do peito (DAP) e abundância dos indivíduos avaliados entre as fisionomias estudadas no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha). Legenda: FMa= Floresta Madura, FSe= Floresta Secundária, Tab= Mata Tabuleiro
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

5.2 Análise da Diversidade e Estoque de Carbono

5.2.1 Diversidade arbórea e biomassa (aérea e raiz)

Para os parâmetros de riqueza houve diferença significativa (p>0,05) entre o número de espécies e o índice de Shannon da Floresta Madura com a Floresta Secundária e Tabuleiro, porém não houve diferença significativa entre Floresta Secundária e Tabuleiro. Para o contexto da Equitabilidade, onde avalia a distribuição dos indivíduos entre as espécies, apenas a Floresta Madura apresentou diferença significativa (Tabela 5-2), embora o valor tenha sido considerado alto para todos os bosques.

As estimativas para a biomassa (aérea e abaixo do solo), diferiram de forma significativa para a Floresta Madura, que se destacou com as maiores proporções de biomassa entre as áreas avaliadas, e as outras duas áreas apresentam uma proximidade no quantitativo da biomassa (Tabela 5-2).

Tabela 5-2. Teste ANOVA para os parâmetros avaliados para a vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores da diversidade constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha), enquanto que biomassa e carbono representam valores totais. Nível de significância: P < 0.01 **, P < 0.05 * em relação às médias das parcelas.

Área	Espécie total	Shannon	Equitabilidade	Biomassa ($t.ha^{-1}$)	Estoque Carbono ($C/t.ha^{-1}$)
FMa	69 *	2,29 **	0,95 *	20,60 *	10,30 *
FSe	92 **	2,54 *	0,92	15,84	7,92
MTa	66	2,52	0,90	10,29	5,14

Fonte: Elaboração Autor, 2021. Legenda: FMa= Floresta Madura, FSe= Floresta Secundária, MTa= Mata Tabuleiro.

No geral, observa-se o nível de conservação dos bosques apresentou efeito sobre a determinação dos resultados, que em parte se deduz na influência das espécies ocorrentes nesses ambientes. Dessa forma, os maiores valores da biomassa total foram observados para a área considerada para o bosque da FMa (biomassa: 20,6 t), enquanto que a FSe e MTa apresentam valores de biomassa inferiores (Figura 5-4). Baseado na amostragem, foi observado que os dois últimos bosques possuem quase o dobro do número de indivíduos, mas apresentaram resultados inferiores à biomassa.

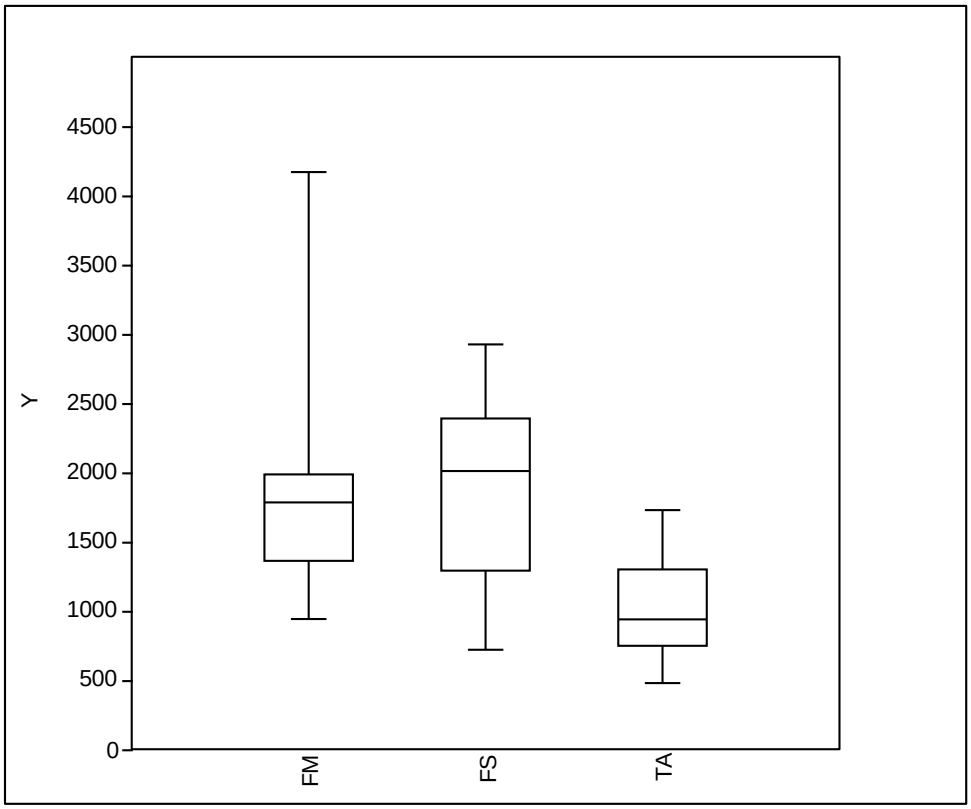


Figura 5-3. Valores médios da biomassa total (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha) Legenda: FM= Floresta Madura, FS= Floresta Secundária, Ta= Mata Tabuleiro.

A influência das espécies dominantes nos bosques, com destaque para o predomínio dos indivíduos de *T. densiflora, E. ovata, G. oposita, M. polyantha, C. laevis, T. roseoalba* e *M. oligocephalum*, foram importantes para os altos valores de biomassa. A espécie *Tachigali densiflora* (Fabaceae) teve predominância maciça nos valores de biomassa (Figura 5-5), principalmente pela influência da dominância (área basal) e altura dos indivíduos da espécie.

Os baixos valores de densidade para *Tachigali densiflora* não impossibilitaram que a espécie fosse considerada a mais importante no aspecto da biomassa e paralelamente o maior estoque de carbono, mostrou-se importante para as áreas. Esses resultados demonstram que as diferenças na densidade geral dos indivíduos amostrados não foi um quantitativo diferenciador na produtividade de biomassa dos bosques, mas a presença da espécie *Tachigali densiflora* pode ser considerada um fator importante.

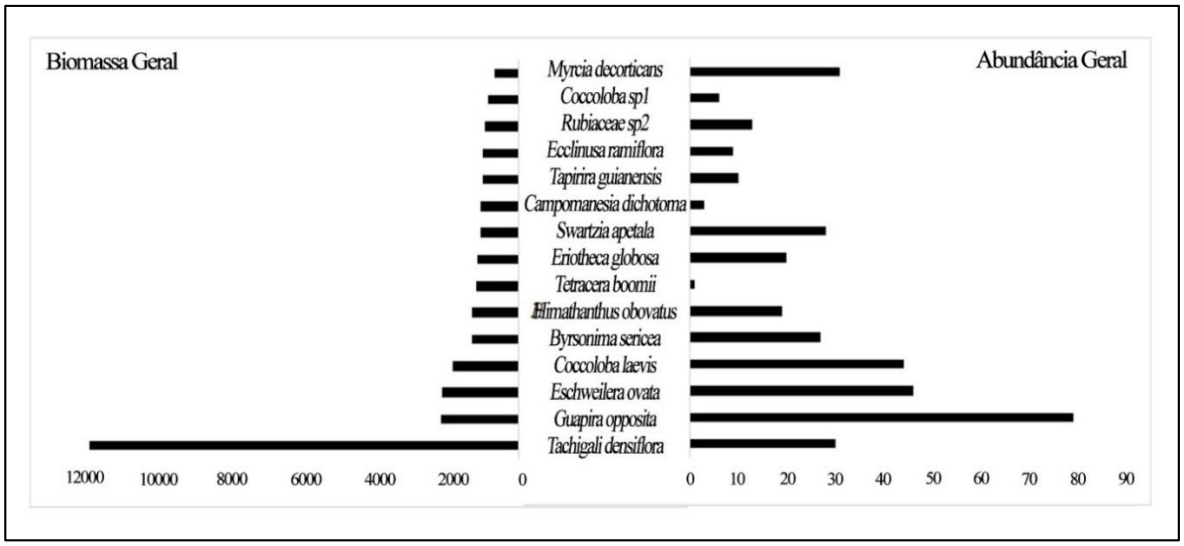


Figura 5-4. Distribuição da produção de biomassa das 15 primeiras espécies de acordo com valor da biomassa.
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

5.2.2 Biomassa e Estoque de carbono

Dado a aplicação da correlação com base nos valores de biomassa para os parâmetros de riqueza de espécie, observa-se que não houve estatisticamente relação positiva, principalmente para o número de espécies, índice de Shannon e a equitabilidade (Figura 5-6).

Os parâmetros de riqueza e estruturais com a biomassa das florestas formando um *trat-off* em relação ao número de espécies ocorrentes, ou seja, locais que se encontram em estágio mais avançado de regeneração apresentam pouco indivíduos, mas esses possuem grande porte arbóreo que estoca alta quantidade de biomassa. As comunidades em estágio de regeneração intermediários possam apresentar indivíduos de pequeno ou médio porte arbóreo, porém a alta densidade de indivíduos possa elevar a biomassa.

Dessa forma, os dados mostram que a quantidade de carbono não aumenta juntamente com a riqueza de espécies. No geral, a riqueza total não influenciou no estoque de carbono, mas sim, pode-se destacar grandes influências na presença de espécies chaves sobre o aumento do carbono. A presença de algumas espécies arbóreas torna-se fundamental por possuir maior capacidade de estocar carbono, mesmo possuindo menos indivíduos, enquanto outras necessitam de alta abundância para apresentar o mesmo resultado.

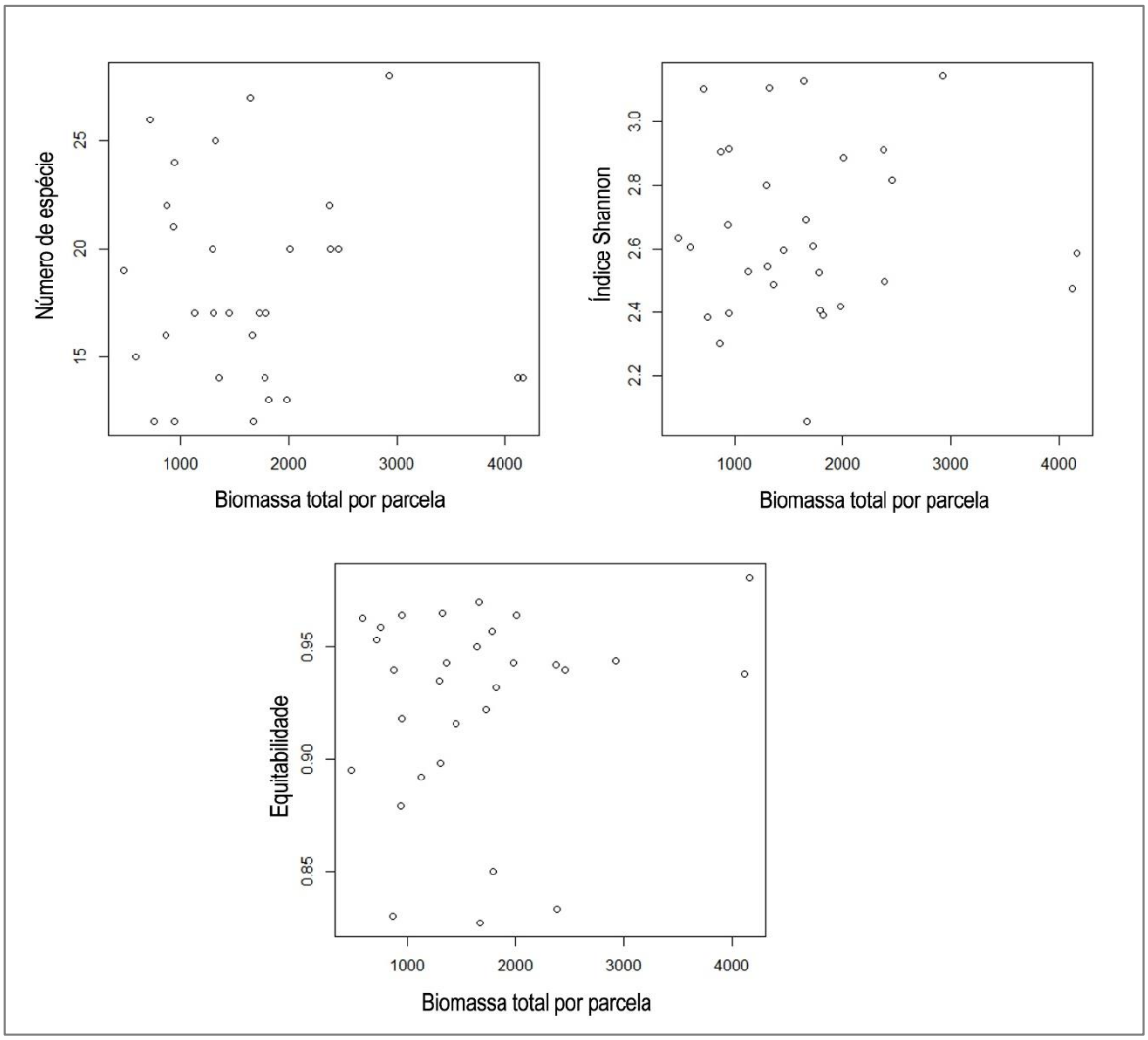


Figura 5-5. Correlação entre biomassa por parcela (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha) e os parâmetros de riqueza
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

A diferença estrutural pode ocorrer a nível de comunidade, uma vez que as áreas que sofreram menos corte das árvores e apresentam estágio de sucessão mais avançado apresentam menos de indivíduos jovens e maiores valores de estoque do carbono. Enquanto áreas que historicamente sofreram com cortes seletivos, apresentam cenário inverso, necessitam de maior número de indivíduos para alcançar essa mesma capacidade de estoque.

5.2.3 Valor do estoque de carbono

Pode-se observar que os ambientes considerados mais preservados por ter uma sucessão mais avançada (Floresta Madura e Floresta Secundária) apresentaram os maiores valores, mostrando a relevância da conservação e manutenção dos ambientes naturais. Embora não tenha encontrado relação no aumento do estoque de carbono em locais com maiores riquezas, o estado de conservação da área pode ser considerado importante, onde observa-se maior estoque de carbono para os bosques FMa, também considerado mais preservados (Apêndice III e IV; Tabela 5-3). O bosque FSe foi considerado o segundo com maior biomassa, mesmo possuindo o maior número de espécies entre os bosques.

Tabela 5-3. Valor monetário estimado para o estoque de carbono nas parcelas amostradas. Valores válidos para o ano de 2020. Biomassa (aérea + raiz) por parcela (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha)

	Floresta Madura	**Floresta Secundária**	**Mata Tabuleiro**	**Médias bosques**
Número de Espécies	69	92	66	-
Biomassa ($t.ha^{-1}$) *	68,67	61,8	34,3	61,80
Estoque Carbono ($t.ha^{-1}$) **	34,33	30,9	17,15	30,90
Valoração Carbono ($R\$/t.ha^{-1}$) +	6.385,38	5.747,40	3.189,90	5.747,40
3% ($R\$/t.ha^{-1}$)	6.193,82	5.574,98	3.094,20	5.574,98
10% ($R\$/t.ha^{-1}$)	5.746,84	5.172,66	2.870,91	5.172,66

Fonte: Elaboração, Autor 2021. * Chave *et al*. (2014); **IPCC (2000); +YOUNG *et al*. (2015).

A técnica de avaliação e estimativa da capacidade de estoque (aéreo e raízes) de carbono florestal nos remete a dimensão ambiental da importância desses ambientes e dos serviços ecossistêmicos gerados. A Mata Rio Fundo possui por hectare o estoque médio de estoque de carbono de aproximadamente 30,90 ($t.ha^{-1}$) (Tabela 5-3).

Visando a oportunidade de financiamentos voltados à capacidade de valoração comercial da biomassa florestal por meio do estoque de carbono, em questão, avalia-se uma valoração baseada no mercado financeiro de 216,00 reais a tonelada do acumulado. A aplicação das estimativas para o contexto geral do fragmento nos traz importantes resultados, mostrando

a capacidade das alternativas que justifiquem o pagamento do serviço ecossistêmico, o qual é visualizado a partir do valor pago por todo o estoque de carbono (Tabela 5-3).

Diante dos cenários apresentados, a relevância advém não somente da quantidade de biodiversidade local, mas também por sua alta influência na prestação do serviço do estoque. Agrega-se a área estudada, o importante desempenho deste serviço para a regulação do clima de forma local, como no bem-estar associado a qualidade de fontes hídricas que percorrem a área da mata, como pode ser observado a seguir:

Considerando a estimativa de pagamentos por hectares, considerando a média dos valores dos bosques da Tabela 5-3, pode-se selecionar alguns cenários para estimativa do pagamento do armazenamento do carbono, visando o pagamento a pequenos produtores pela formula YOUNG *et al*. (2015):

- Estimativa do valor total do estoque do fragmento Mata Rio Fundo, Itaporanga

Yc = 750 hectares x 30,90 toneladas de carbono estocado (média por hectare) x 186,00 o valor pago pela tonelada do carbono, temos valoração total do fragmento em:

Yc = R$ 4.310.550,00 a ser pago.

- Cenário 2 - 3 % (R$/t.ha^{-1}) de desconto para pagamento:

Yc = 750 hectares x 30,90 toneladas de carbono estocado (média por hectare) x 186,00 o valor pago pela tonelada do carbono x 3% de desconto do pagamento, temos valoração total do fragmento em:

Visando este cenário para planejamento de desconto para pagamento, estima-se:

Yc = R$ 4.181.233,50 a ser pago.

- Cenário 1 - 10% (R$/t.ha^{-1}) de desconto para pagamento:

Yc = 750 hectares x 30,90 toneladas de carbono estocado (média por hectare) x 186,00 o valor pago pela tonelada do carbono x 10% de desconto do pagamento, temos valoração total do fragmento em:

Yc = R$ 3.879.495,00 a ser pago.

6 DISCUSSÕES DOS RESULTADOS - ESTOQUE DE CARBONO COMO INDICADOR DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A avaliação da estrutura da comunidade de vegetação neste estudo mostra o quanto os ambientes possuem características adversas. Segundo HUSTON & MARLAND (2003), essas dificuldades em entender a dinâmica dos ecossistemas e seus serviços, é reflexo de sua alta diversidade em conjunto com a ausência de dados.

Esta amostragem representa a maior riqueza entre estudos de fitossociologia realizada no estado de Sergipe para o mesmo bioma, com aproximadamente 116 espécies analisadas (99 espécies + 17 morfotipos). Entre os estudos da temática fitossociológicas de maiores riquezas de espécies arbóreas, destaca-se o estudo realizado na área da nascente do rio Piauitinga, com registro de 101 espécies, pertencentes a 41 famílias (OLIVEIRA *et al*., 2013), mas grandes partes dessas espécies são consideradas como pioneiras e de sucessão secundárias. O segundo estudo em destaque para a riqueza foi realizado na FLONA do Ibura, é observado a segunda maior riqueza arbórea (84 espécies) dentre os estudos fitossociológicos avaliados (SANTANA *et al*., 2020). Outros estudos realizados na Mata Atlântica também se destacam para essa comparação, a exemplo do estudo na fazenda Trapsa, com 83 espécies, e na RVS Mata do Junco, com 41 espécies (SOUZA-ALVES *et al*., 2014).

Embora os resultados da área de estudo apresentam maior riqueza arbóreo do estado, como foi apresentado, e os valores apresentem diferenças entre as estruturas e parâmetros de diversidade, não se observa a influência ou dependência da diversidade de plantas para o aumento da biomassa, consequentemente o estoque de carbono. Autores associam os maiores valores de assimilação da biomassa as localidades as quais possuam melhores condições de preservação (TIEPOLO *et al.*, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2010), e, assim, corroborando com os resultados observados neste estudo, onde a área considerada Floresta Madura apresentou maior acúmulo de biomassa.

Segundo Hooper *et al*. (2005), os ecossistemas e a organização das comunidades vegetais podem ser influenciados pelos sistemas de "interações determinísticas (competição, ligações características / ambiente) e os processos estocásticos (perturbação e colonização)" que em conjunto atuará diretamente na conformação da comunidade de plantas. Esses efeitos podem atuar de forma estabilizadora à medida que aumenta o número de espécies nos ambientes

naturais (MCCANN, 2000; HOOPER *et al.,* 2005), embora não seja possível misturar os efeitos entre estabilidade da composição da comunidade e a estabilidade.

Curiosamente, voltado à biomassa da floresta, algumas espécies de grande porte acabam contribuindo fortemente e em alguns casos podem sozinhas influenciar a totalidade da produção de biomassa da floresta. Na expectativa desse estudo, observa-se que a espécie *T. densiflora* apresentou uma das maiores proporções de biomassa influenciada por seu grande porte arbóreo. Em contrapartida, as áreas de maiores abundâncias dessa espécie possuem em seu sub-bosque uma baixa abundância de espécies, onde ela possa causar efeito de competição por espaço nos locais onde ocorre, hipótese essa que não foi testada e nem será abordada. Portanto, os dados mostram que ela poderia ser considerada a espécie mais importante para o "suporte" de estocagem de carbono, aparentemente sozinha consegue suprir grande parte do estoque de carbono da área total amostrada.

Resultados similares são observados para a Mata Atlântica de Alagoas, onde apresentam a influência de árvores com caules grandes (> 70 cm DAP) e árvores muito altas, no quantitativo final do estoque de carbono, mostrando variação em comparação aos ambientes em regeneração inferiores, embora os autores associam esse resultado aos efeitos de borda. Em concordância conosco, os autores também visam a importância de espécies arbóreas grandes, pois sua eficiência em estocar carbono não é compensada pelas espécies de sub-bosque (PAULA *et al*., 2011).

Esse dinamismo ambiental entre a relação de colonização por plantas tardias ou pioneiras pode explicar as diferentes formas de crescimentos e as vantagens de cada grupo, onde as espécies de crescimento lento e sobrevivência tardia conseguem prolongar e apresentar maior estocagem do carbono, tornando ambientalmente mais vantajosa para o aspecto de sequestro desse carbono (HENRY *et al*., 2010; SHIMAMOTO *et al.*, 2014).

É notório que a associação entre a baixa produtividade das plantas em locais com alta diversidade, possa distorcer a interpretação das dimensões de importância da biodiversidade na Mata Atlântica, principalmente para as áreas florestais que apresentam algum nível de degradação e possua espécies ameaçadas. Muitas das florestas que restam após uma atividade de estresse ecológico estão associadas a locais de difícil acesso, áreas de solo pobre ou em condições climáticas não favoráveis para o desenvolvimento das espécies (BERENDSE, 1994;

MAHDI *et al*., 1989; HUSTON & MARLAND, 2003), podendo ser considerado como resultado recorrente para as florestas tropicais.

Também se observa que a alta riqueza no ecossistema não necessariamente implicará em uma maior assimilação da biomassa. A ideia de associar áreas de monoculturas para justificar essa hipótese que remete ao perigo de substituição das florestas nativas, a observação da influência de algumas espécies nativas com alta área basal, em um ambiente diverso essas também acabam compensando a função daquelas que apresentam valores inversos. No entanto, a alta diversidade de plantas ainda é considerada importante para a manutenção e equilíbrio dos serviços ecossistêmicos, principalmente em situações onde ocorra a perturbação e cause a mortandade de espécies, ambientes mais biodiversos possui maior resiliência (LOREAU *et al.*, 2001; HUSTON & MARLAND, 2003).

Este cenário pode ser visualizado em neste estudo pois constata-se que os bosques considerados jovens ou que passaram por algum tensor ecológico, a exemplo da Floresta Secundária e o Tabuleiro, apresentaram menores valores de biomassa, embora houvesse maior quantidade de espécies. Este mesmo cenário foi observado em fragmentos de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo por Matos *et al*. (2020), onde as áreas de florestas maduras apresentaram maiores valores de estoque de carbono. O estudo também mostra que houve diferença significativa do estoque de carbono relacionado com o tipo de bosque e seu estado de conservação.

Este estudo apresenta descobertas que apoiam a expectativa que a abundância e a composição das espécies contribuam para entender o agrupamento das comunidades vegetais. Os diferentes tipos de espécies podem apresentar variação para alcançar sua maior abundância, principalmente em diferentes contextos ambientais de estresses, podendo assim, a diversidade de espécies também varia muito entre os ambientes. Esses relatos caminham em composição com a difícil explicação de descrever os padrões da diversidade e como as espécies se relacionam, uma vez que o funcionamento do ecossistema é dependente das interações ambientais (CHESSON *et al.*, 2002, LOREAU *et al*., 2002a).

6.1 Valor do Estoque de Carbono no Remanescente de Mata Atlântica em Sergipe

A relação entre estudar a biodiversidade e sua biomassa é importante mediante as preocupações com o avanço da degradação das florestas, em particular a Mata Atlântica que já contém uma pequena área de floresta existente. Essa alteração efetuada de forma antrópica sobre a biodiversidade tem trazido grandes danos ao funcionamento dos ecossistemas. O entendimento se as áreas com maiores riquezas de espécies apresentam maior bioma, visando responder e entender como os organismos podem influenciar e regular o fluxo de carbono na atmosfera, além de suas relações com os *trat-off* gerados pelos serviços ecossistêmicos (HUSTON & MARLAND, 2003).

Considerando a capacidade de monetização do estoque de carbono, pode-se observar que a Mata Atlântica, além se destacar sua maior diversidade entre os biomas brasileiros, embora possua menores áreas de florestas contínuas, os valores de mercado do estoque de carbono podem ser considerados de relevância para a sua proteção. Assim, o impacto deste pagamento pelo carbono na Mata Atlântica, principalmente por financiar ações de restauração florestal, pode ser considerado ferramenta importante para aumento de áreas verdes do bioma (FEARNSIDE & BARBOSA, 2003; SANTILLI *et al*., 2005; FEARNSIDE, 2018).

As estimativas de carbono armazenado na biomassa encontram-se abaixo da média da Mata Atlântica brasileira, são aproximadamente 30,90 $t.ha^{-1}$. Esse resultado pode estar associado a baixa contribuição dos valores de carbono encontrados no bosque da mata de tabuleiro, embora os valores se assemelham as Florestas Semidecíduas (VILLELA, 2012; MATOS *et al.*, 2020).

Destaca-se que estes valores do estoque de carbono estão associados a apenas um tipo de serviço ecossistêmico, mostrando que os ecossistemas possuem valores inestimáveis e que podem influenciar de forma positiva na economia nacional (MEDEIROS *et al.*, 2011; SEEHUSEN & PREM, 2011).

As condições das diferentes fitofisionomias na Mata Atlântica contribuem para que haja variação no quantitativo e capacidade de assimilação do carbono. Estudos realizados em florestas no sul do Brasil apresentam maiores assimilações de carbono quando comparada aos resultados do Nordeste, aparentemente alguns efeitos antrópicos e naturais apresentar fortes

influências nestes cenários, como o estado de conservação dos ambientes (TOLEDO *et al*., 2018; D'ALBERTAS *et al*., 2018; MATOS *et al*., 2020).

6.2 A compensação por estoques de carbono e os riscos à preservação da biodiversidade

A preocupação com a conservação a partir do foco no carbono possa não atuar na proteção das florestas com maiores riquezas, tem trazido algumas preocupações para as florestas tropicais, como a falta de proteção de áreas com alta biodiversidade e consideradas em processo de regeneração menos avançado e de importante valor ecológico, proteger apenas áreas consideradas de maiores valores de carbono (GRAINGER, *et al*., 2009).

À medida que descobri neste estudo que não existe correlação entre e biomassa x diversidade, e que espécies chaves em ambientes mais avançados sucessionalmente[13] apresentam maior biomassa e ambientes menos evoluídos sucessionalmente podem apresentar maior diversidade, porém menor capacidade de estoque de carbono, podemos chegar à hipótese que proteger áreas mais evoluídas sucessionalmente não garante a proteção da biodiversidade. Apesar das diversas iniciativas voltadas para o mercado de carbono, não houve uma integração com a conservação da biodiversidade, já que a biodiversidade é mais frequentemente considerada como um benefício auxiliar ou co-benefício (VAN OOSTERZEE, 2012). Os instrumentos do mercado de carbono podem ter impactos negativos sobre a biodiversidade, se forem concebidos sem essa consideração (ESSL *et al*., 2018).

Neste sentido, a preocupação com as medidas de proteção da biodiversidade faz repensar nos modelos que atribuem o pagamento por serviços ecossistêmicos, sugerindo uma reavaliação na necessidade de criar programas que consigam proteger esses dois elementos. Entre várias alternativas, duas ações que podem contribuir de forma eficiente do uso do carbono para proteção da biodiversidade[14]: (i) ações governamentais, que torna variável as ações de

[13] Sucessionalmente - referente ao termo Sucessão Ecológica, corresponde a explicação dos processos de recuperação das áreas florestais após o distúrbio (CONNELL, 1978), principalmente pela modificação estrutural (BARTON, 1984; MACIEL *et al.*, 2003). Neste estudo foi aplicado para se referir às diferenças estruturais dos bosques, uma vez que os dados mostram diferença nas escalas de dominância dos indivíduos "jovens ou adultos", e a partir de tal dominância assumimos que estão em processo secundário ou tardio de desenvolvimento.

[14] Caparrós & Jacquemont (2003); Kosoy *et al.* (2007); Kosoy & Ambrosi (2010).

proteção ambiental à medida que seu gestor encontra-se envolvido com as preocupações e as práticas socioambientais; (ii) metodologias de avaliação, destacando a necessidade de informações que consigam corresponder às demandas, e direcione as ações de implementação dos PSE, e reduza as lacunas do complexo funcionamento dos ecossistemas.

Outro aspecto preocupante é a possibilidade de ocorrer o direcionamento das pressões de degradação para áreas mais perturbadas e de baixo carbono (GRAINGER, *et al*., 2009; FERREIRA *et al*., 2018). À medida que os financiamentos e a proteção da biodiversidade estão voltados às grandes áreas de vegetação na Floresta Amazônica, as florestas consideradas menores e em diferentes biomas podem passar a correr sérios riscos. Esta dissociação pode prejudicar a Mata Atlântica, podendo atuar de forma reversa em sua proteção, consequentemente a maior biodiversidade de plantas do Brasil também é o bioma mais degradado (BRASIL, 2019).

Mesmo que os resultados desse estudo se mantiverem como padrão para a Mata Atlântica, viabilizando o uso do pagamento do carbono para proteger as áreas de alta diversidade, é necessário que haja políticas de conservação florestal que considerem aspectos da biodiversidade e aqueles voltados a capacidade máxima de produtividade do carbono florestal (LE TOAN *et al*., 2011; FERREIRA *et al.*, 2018). Embora seja complexo o entendimento do uso de áreas com baixa diversidade e com alta taxa de carbono para a conservação, ou no contexto inverso, deve-se criar programas de pagamento por serviços ambientais separadamente para carbono e outros específicos para diversidade de espécies (VENTER *et al.*, 2013).

Combinar o conhecimento entre as relações dos fragmentos na Mata Atlântica pode ser importante para compreensão da relação biodiversidade-carbono, podendo aumentar as chances de sucesso das tentativas de escolhas de onde e como se deve selecionar as áreas de proteção e pagamentos dos serviços ecossistêmicos. As avaliações voltadas ao financiamento de ações mitigadoras voltadas ao carbono devem ser direcionadas principalmente à proteção de remanescentes importantes, aproveitando de forma efetiva as oportunidades (VENTER *et al.*, 2013).

Logo, a compreensão que a Mata Atlântica possua a maior biodiversidade e o segundo maior estoque de carbono em território brasileiro, pode possibilitar que o bioma passe a ser beneficiado com financiamento voltados ao controle das mudanças climáticas, em específico o

crédito de carbono. Diante desse cenário de oportunidade, a preocupação com o desmatamento na Mata Atlântica ainda é necessária, quando observamos o avanço do desmatamento em 5 estados do Nordeste (Tabela 6-1), os dados mostram que em 2020 houve a perda de aproximadamente 6.891,71 hectares de vegetação, nos revela um aumento de aproximadamente 100% de desmatamento quando comparado com o ano anterior. O cenário é bastante crítico no estado da Bahia e Sergipe com os maiores valores em desmatamento do Nordeste nos últimos três anos (PROJETO MAPBIOMAS ALERTA, 2020).

Tabela 6-1. Resumo por estado das taxas de desmatamento no Nordeste brasileiro

Estado	**Vegetação total 2018* (ha)**	**Vegetação (%)**	**Total de desmatamento (hectares)**			
			2016-17 *	2018 *	2019 **	2020 **
Alagoas	140.659	9.2%	259,00	8,00	58,94	79,86
Bahia	2.004.746	11.1%	4.050,00	1.985	3.874,64	6.051,43
Paraíba	54.982	9.2%	63,00	33,00	3,5	2,96
Pernambuco	198.346	11.7%	354,00	90,00	24,92	190,59
Rio G do Norte	12.041	3,4%	23,00	13,00	56,95	60,24
Sergipe	69.901	6.9%	340,00	98,00	252,5	506,63
Total	2.480.67	-	5.089 ha	2.227 ha	4.271 ha	6.891 ha

Fonte: ** PROJETO MAPBIOMAS ALERTA (2020); *FSOSMA, INPE (2019).

Os dados são ainda mais alarmantes quando comparados com o desmatamento da Mata Atlântica no cenário nacional, onde houve a perda de aproximadamente 19.482,79 hectares apenas no ano de 2020 (PROJETO MAPBIOMAS ALERTA, 2020), a Bahia foi o estado que mais perdeu vegetação nativa da Mata Atlântica.

A Mata Atlântica, à medida que gera esses bens de serviços naturais, paralelamente sofre com os efeitos antrópicos com o desmatamento e a fragmentação das florestas (SCARANO, 2015). Estudos mostram os efeitos negativos causados pelo ser humano sobre a biodiversidade ou alterações dos ambientes naturais que pode influenciar nos funcionamentos dos serviços ecossistêmicos (LOREAU *et al*., 2002; HOOPER *et al*., 2005; ZANINI *et al*., 2021), ao longo das últimas décadas.

Entre as implicações com a redução das áreas florestais, destaca-se os efeitos negativos sobre a perda da biodiversidade e redução no potencial dos processos (funções) ecossistêmicos,

como o sequestro do carbono (LIMA *et al*., 2020). Atrelado ao debate da perda de serviços ecossistêmicos, cresce a associação positiva entre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, e inúmeras questões aumentaram a hipótese que o aumento do desmatamento implica diretamente na redução do funcionamento do ecossistema pós impacto (ENRÍQUEZ, 2010). Porém, os efeitos negativos sobre os ecossistemas possuem relevância econômica, podendo influenciar em grandes perdas monetárias irreversíveis (MUELLER, 2007; DE GROOT *et al.*, 2012), onde essas ações negativas sobre a Mata Atlântica podem levar a uma perda de aproximadamente US $ 2,3-2,6 bilhões em créditos de carbono (LIMA *et al*., 2020).

Esse efeito das mudanças na biodiversidade nas funções dos serviços ecossistêmicos pouco é avaliado, principalmente o quanto que a biodiversidade ao ser alterada pode afeta as propriedades do ecossistema, e em que medida essas modificações podem influenciar os bens de serviços utilizados pelo ser humano, afetando assim seu bem-estar (MAY, 2010; BECKER & EDDA, 2011). Grande parte das preocupações conservacionistas sempre estiveram associadas ao desaparecimento das espécies chaves frente aos impactos gerados pelo homem. Neste estudo, os resultados apresentam a importância de espécies chave que potencializaram o armazenamento do estoque de carbono, e o desaparecimento local dessas espécies pode ser muito difícil e possuir um alto custo para reverter este cenário (SAX & GAINES, 2003).

À medida que nossos resultados mostram que não foi possível observar a correlação da diversidade com o estoque de carbono, neste cenário teste, algumas questões surgem sobre as políticas de incentivos a preservação, instrumento esse que têm adotado o controle das ações climáticas como principal método de proteção das áreas florestais nas últimas décadas (CAPARRÓS & JACQUEMONT, 2003), embora se tenha ideia que o funcionamento dos serviços ecossistêmica dependa das interações e composições funcionais das espécies existentes (LEPS *et al*., 2001, HECTOR, 2002; HOOPER *et al.*, 2005).

Alguns estudos apresentam que ao priorizar a proteção dos mananciais de vegetação a partir de critério das mudanças climáticas, em alguns cenários podem desenvolver uma falha na proteção e preservação dos fragmentos de alta biodiversidade e baixa produtividade (CAPARRÓS & JACQUEMONT, 2003). Esses autores destacaram como é fundamental o papel da governança, pois são os principais responsáveis em executar as metas e objetivos atribuídos por órgãos internacionais. No entanto, essas ações ainda sofrem pela ausência de

regras fortes e que incentivem o desejo de cumprimento e assim consigam ultrapassar os limites da boa vontade dos governantes.

Entende-se que a capacidade de estocar carbono, embora nem sempre esteja associado a influência da diversidade, tem tornado um fator importante e fundamental para a conservação e a preservação da biodiversidade, o que influencia as tomadas de decisão em nível de governança até o surgimento de políticas públicas da proteção dos *HotSpot*, como a Mata Atlântica (MITTERMEIER *et al*., 2004). Segundo Huston & Marland (2003), os efeitos e funções da biodiversidade ultrapassam seus limites, elas apresentam influências que englobam as ações econômicas, sociais, políticas, a produtividade agrícola e florestal. Os estudos que avaliam os serviços ecossistêmicos abrangem os aspectos e elementos que são gerados pelas florestas, uma parte do que é produzido pelas florestas já possuem valor de mercado e outra parte dos serviços não possuem valor atribuído (EVERARD, 2016; MALLICK & CHAKRABORTY, 2018).

Essa nova ideia de atribuir à biodiversidade um valor econômico contribui para o início de um possível paradigma dentro das discussões ambientais. Os resultados desse estudo descrevem que os bosques apresentam relevante produtividade monetária. Esta possibilidade pode ser vista como forte benefício econômico e socioambiental, pois trazem para nossas florestas um valor de proteção também voltado a sua capacidade de atrair recursos financeiros, destacando os atributos que podem torná-las autossustentáveis (COSTANZA *et al*., 2014).

A busca da compreensão de como a qualidade ambiental interfere na relação biodiversidade-carbono na Mata Atlântica, essa conceituação pode ser utilizada como ferramenta importante como política ambiental no delineamento do combate à crise ambiental (VENTER *et al*., 2013). Embora a maioria dos estudos lidem com a apresentação e avaliação dos fragmentos ou do serviço ecossistêmico, a abordagem financeira como pagamento para preservação ambiental, garante a eficiência da proteção de todos os elementos envolvidos nas áreas a serem protegidas.

Para os ambientes onde não existe correlação entre a biomassa e a diversidade, fazer o PSA com base nos estoques de carbono pode determinar a proteção de áreas com menor biodiversidade ou financiar iniciativas de reflorestamentos monotípicos, preterindo áreas com maiores riquezas ou restaurações mais complexas.

Os programas de mitigações voltadas à preservação da biodiversidade ou estoque de carbono podem se somar para atender aos incentivos de preservação da Mata Atlântica (LIMA *et al.*, 2020). As expectativas não precisam estacionar no aspecto apenas de incentivar passando o financiamento para essas áreas florestais, mas promover o investimento consiga trazer a proteção, criação de unidades de conservação como promover a restauração ou reflorestamento. No contexto da Mata Atlântica, cerca de 80% dos remanescentes se encontram em propriedades particulares (RIBEIRO *et al.*, 2009), a exemplo da área desse estudo, que é considerada uma das maiores áreas do bioma no estado de Sergipe e que contribui para a ligação de propriedades.

Os recursos voltados às áreas florestais, também precisam garantir seu melhoramento por meio do manejo, principalmente se os recursos são provenientes do manejo sustentável. As ações de degradação que alteram a qualidade ambiental, e em sua maioria sendo fruto da pressão antrópica como a ocupação do meio e falta de planejamento para a exploração dos recursos naturais, são fatores que acarretam uma série de impactos sociais e ambientais (OLIVERA *et al.*, 2020; LIMA *et al*., 2020), além de poder interferir no processo de estoque do carbono. A recuperação de áreas degradadas com vegetação nativa envolve um conjunto de fatores que visam o financiamento para reflorestamento, com o intuito de criar as condições propícias para o restabelecimento dos processos ambientais, como a recuperação da vegetação secundária, incremento em biodiversidade, ciclagem de nutrientes, filtragem do efeito climáticos, melhoria do microclima, das propriedades químicas e físicas do solo (PESSI *et al*., 2020; FEREZ *et al*., 2015).

Neste aspecto, os projetos voltados à conservação podem proporcionar que ocorra o surgimento de vários projetos voltados à proteção e que gerem não só a conservação da natureza, mas o surgimento de rendas. Não pode passar despercebido que a conservação dos serviços ecossistêmicos está diretamente associada a garantir as relações socioambientais, estimulando uma boa relação entre por meio de estímulos financeiros (FERREIRA *et al*., 2018; PHELPS *et al.*, 2013).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados reconciliam a discussão sobre o uso do estoque de carbono como meio de controle das mudanças climáticas, porém existem grandes críticas aos modelos que usam o carbono como base para a proteção da biodiversidade. É notório que a associação entre a baixa produtividade das plantas em locais com alta diversidade, possa distorcer a interpretação das dimensões de importância da biodiversidade, principalmente para as áreas florestais que apresentam algum nível de degradação e possua espécies ameaçadas.

Ao consolidar que a estrutura e nível de conservação são mais incisivos para maior biomassa, e paralelamente maior capacidade de estoque de carbono, amplia-se a necessidade de projetos que visam contextualizar essa discussão e avaliação dos mecanismos para proteção da biodiversidade, implementando os riscos e consequências em detrimento de resultados que não contribua para preservação da biodiversidade. Notavelmente, o estoque de carbono pode ser usado como modo de medidas mitigadoras, possibilitando ações de reflorestamento, e, portanto, pode ser utilizado como caminho para preservação e melhoramento das áreas florestais.

Foi apresentado que o estoque de carbono florestal na Mata Atlântica pode propiciar importantes fomentos a captação de recursos monetários, portanto, observa-se que as práticas de gestão para implementar os pagamentos pelos serviços ecossistêmicos, via estoque de carbono ou proteção a biodiversidade, ainda são incipientes, e acabam travando a possibilidade de implantação. Nesse sentido, a possibilidade de traçar algumas dessas configurações econômicas podem possibilitar de forma clara as formas de utilização dos bens naturais, embora a razão e a proporção da degradação seja uma ação consciente.

A concepção do caminho dos estudos sobre a “economia dos ecossistemas” ainda vem buscando entendimento do complexo relação entre serviços, economia e bem-estar humano. Diante do foco que foi atribuído ao caminho da economia ecológica, aborda-se a necessidade da proposta de um desenvolvimento econômico com base na sustentabilidade, sob uma ótica em que os “bens e serviços ecossistêmicos” devam ser inseridos como componente econômicos; principalmente ao saber que os bens ambientais geram grandes ganhos econômicos, e diante da necessidade de preservação mediante alto grau de escassez.

Importantes ferramentas são destacadas para um início de novos modelos econômicos sustentáveis, como adoção de energias renováveis, a adoção de valores ligados aos serviços ecossistêmicos oferecidos pela biodiversidade, com a perspectiva do beneficiamento econômico das florestas, e por fim, reverter os principais modelos e técnicas que possibilitem a redução das mudanças climáticas no planeta. E no que diz respeito às iniciativas governamentais, ainda se comportam de forma tímida, mas podemos observar muitas ações e projetos que iniciam a discussão e implementação de um desenvolvimento sustentável.

Os principais modelos e técnicas que possibilitem a redução das mudanças climáticas no planeta, e no que diz respeito às iniciativas governamentais, ainda se comportam de forma tímida, mas pode-se observar muitas ações e projetos que iniciam a discussão e implementação de um desenvolvimento sustentável.

A possibilidade de traçar algumas dessas configurações econômicas pode possibilitar de forma clara as formas de utilização dos bens naturais, embora "a razão e a proporção que estão perdendo os recursos (capital) naturais seja uma ação consciente". Mesmo sabendo que os bens ambientais podem gerar ganhos econômicos, este capital natural necessita de ações de preservação, principalmente por causa da escassez.

Com o aumento do desmatamento em Sergipe, mesmo durante a pandemia, percebe-se a importância de focar mais nas ações de mitigações por meio dos serviços ecossistêmicos, como estoque de carbono, para aumentar os esforços de conservação, especialmente na Mata Atlântica.

Este trabalho fundamenta-se na hipótese em que a relação entre diversidade e o estoque de carbono sejam correlacionadas, e, essa relação poderia garantir a possibilidade do uso do estoque de carbono para a busca por investimentos – por meio da valoração monetária dos serviços ecossistêmicos - possibilitando a implementação de pagamentos dos serviços ecossistêmicos e a preservação da biodiversidade. Após a análise dos cenários abordados, a hipótese foi parcialmente refutada, os bosques com maiores diversidades não apresentaram correlação com os maiores valores de biomassa e estoque de carbono; embora o estoque de carbono tenha sido considerado uma ferramenta fácil de mensuração na valoração dos bosques, é preciso que haja atenção, pois para ambientes com alta diversidade e baixa biomassa, o do carbono como base para a proteção da biodiversidade pode tornar-se um risco.

Neste sentido, considera-se a necessidade conjunta de proteção da biodiversidade e retenção de carbono nos faz repensar os modelos que atribuem o pagamento por serviços ecossistêmicos, sugerindo uma reavaliação das diretrizes dos programas para que consigam proteger esses dois elementos. Entre variadas alternativas, recomenda-se, portanto:

I. A pesquisa por ambientes em que haja uma relação positiva entre estoque de carbono e biodiversidade;
II. O melhoramento das metodologias de avaliação, destacando a necessidade de informações que consigam corresponder às demandas, e direcione as ações de implementação dos PSA e PSE, e reduza as lacunas do complexo funcionamento dos ecossistemas;
III. A adoção das recomendações descritas por ESSL *et al*. (2018) para garantir que os instrumentos do mercado de carbono sejam eficazes e proporcionar os benefícios mútuos para mitigação das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade.

Diante das considerações, espera-se que este estudo seja utilizado como incentivo para avaliar as observações apresentadas nesta pesquisa, e que juntem a discussão das relações dos serviços ecossistêmicos para entender o papel da biodiversidade, e assim compreender quais os mecanismos e os benefícios da preservação dos recursos florestais. Além de visar como a valoração dos serviços ecossistêmicos possam ser usados para futuras aplicações de incentivos na redução do desmatamento na Mata Atlântica e redução da emissão de carbono.

REFERÊNCIAS

ALIER, J. M.; JUSMET, J. R.; SÁNCHEZ, J. Curso de economía ecológica. Programa de las Naciones Unidad Para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. 1998.

ANDRADE, D., & ROMEIRO, A. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: Rumo a uma "Economia dos Ecossistemas". IE / UNICAMP, 159. http: //www.eco.unicamp.br/images/arquivos/artigos/1789/texto159.pdf. 2009.

ARMSWORTH, P. R.; CHAN, K. M.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; KREMEN, C.; RICKETTS, T. H.; SANJAYAN, M. A. Ecosystem-service science and the way forward for conservation, v.21(6), 1383–1384. 2007.

ANDERSON, C. Deforestation. The Science Teacher, 87(3), 15-15. 2019.

BALVANERA, P.; PFISTERER, A. B.; BUCHMANN, N.; HE, J. S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecology letters, 9(10), 1146-1156. 2006.

BANDI, M. Forest-dependent people, their livelihood challenges and forest rights act: A review. Mainstream, 51(37), 23-24. 2013.

BARBIER, E.B. Economics, Natural Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views. Earthscan Publications, London. 1989.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E., ... HOOGMOED, M. S. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. Proc Natl Acad Sci USA, 104: 18555-18560. 2007.

BARTON, A. M. Neotropical pioneer and shade -tolerant tree species: do they partition tree fallgaps? Tropical Ecology, (25) :196-202. 1984.

BASTIN, J. F.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ... & CROWTHER, T. W. The global tree restoration potential. Science, 365(6448), 76-79. 2019.

BECKER, F., & EDDA, S. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica. *Lições aprendidas e desafios.* Brasília. MMA. 2011.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications, Boston. 1990.

BELCHER, B.; RUÍZ-PÉREZ, M.; ACHDIAWAN, R. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: Implications for livelihoods and conservation. World Development, 33, 1435–52. Damania et al. 2005.

BERENDSE, F. Competition between plant populations at low and high nutrient supplies. Oikos 71, 253–260. 1994.

BISHOP, J. (Ed.). Valuing Forests: A Review of Methods and Applications in Developing Countries. International Institute for Environment and Development, London. 1999.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecúaria e Abastecimento. Floresta do Brasil em resumo: 2019. Serviço Florestal Brasileiro. Brasília. MAPA/SFB, 207p. 2019.

BRITO, R. O., & MARQUES, C. F. Pagamento por Serviços Ambientais: uma análise do ICMS Ecológico nos estados brasileiros. Planejamento e Políticas Públicas, (49). 2016.

BROCKERHOFF, E. G., BARBARO, L., CASTAGNEYROL, B., FORRESTER, D. I., GARDINER, B., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R., ... & JACTEL, H. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. Biodivers Conserv, v.26, p.3005–3035. 2017.

BROCKERHOFF, E.G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J.A.; QUINE, C.P.; SAYER, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodivers Conserv 17:925–951. 2008.

BROWN, S.; SWINGLAND, I. R.; HANBURY-TENISON, R.; PRANCE, G. T.; MYERS, N. Changes in the use and management of forests for abating carbon emissions: issues and challenges under the Kyoto Protocol. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series A-Mathematical Physical and Engineering Sciences, v.360, 1593–605. 2002.

BURKHARD, B., & MAES, J. Mapping ecosystem services. Pensoft Publishers, Sofia, p.374. 2017.

BURNEO, D. Métodos de Valoração dos Ecossistemas Florestais. *In*: IZKO, X.; BURNEO, D. **Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos.** UICN-Sur. p.13-57. 2003.

BUTCHART, S.H.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A.; SCHARLEMANN, J.P.; ALMOND, R.E.; BAILLIE, J.E.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science, v.328, 1164–1168. 2010.

BYERLEE, D.; DE JANVRY, A.; SADOULET, E. Agriculture for development: Toward a new paradigm. Annual Review of Resource Economics, v.1, 15–31. 2009.

CAIRNS, R., & LASSERRE, P. Carbon credits for forests and forest products. Cahier de recherche/Working Paper No, 20, 02. 2001.

CARDINALE, B.J.; DUFFY, J.E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D.U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature v.486, 59–67. 2012.

CARDOSO, D. J.; PARRON, L. M.; FRANCISCON, L. Carbono de Biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais. *In*: PARRON, L. M.;

GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; Brown, G. G.; PRADO, R. B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas-Livro científico. Brasília, 370 p. 2015.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; ... YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia, v.145(1), 87-99. 2005.

CHESSON, P.; PACALA, S; NEUHAUSER, C. Environmental niches and ecosystem functioning. Pages 213–245 in A. Kinzig, D. Tilman, and S. Pacala, editors. Functional consequences of biodiversity: experimental progress and theoretical extensions. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 2002.

CLEMENTS, T.; JOHN, A.; NIELSEN, K.; DARA, A.; SETHA, T.; MILNER-GULLAND, E.J. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. Ecological Economics, v.69(6), 1283–1291 (this issue). 2010.

COCHARD, R.; RANAMUKHAARACHCHI, S. L.; SHIVAKOTI, G. P.; SHIPIN, O. V.; EDWARDS, P. J.; SEELAND, K. T. "The 2004 tsunami in Aceh and Southern Thailand: A review on coastal ecosystems, wave hazards and vulnerability." Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, v.10, 3–40. 2008.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, v.199(4335), 1302-1310. 1978.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. VAN DEN. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nature, 1997.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; ... TURNER, R. K. Changes in the glob al value of ecosystem services. Global environmental change, v.26, 152-158, 2014.

DAILY, G. C. Introduction: what are ecosystem services? Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems, v.1(1). 1997.

DAILY, G. What are ecosystem services. Global environmental challenges for the twenty-first century: Resources, consumption and sustainable solutions, p.227-231. 2003.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. Forest Ecology and Management, v.407, 57-65. 2018.

DALY, H. E. & FARLEY, J. Ecological economics: principles and applications. Island press. 2001.

DAMANIA, R.; MILNER-GULLAND, E. J.; CROOKES, D. J. A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, v.272, 259–66. 2005.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; VAN DER PLOEG, S.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; HUSSAIN, S.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L.C.; TEN BRINK, P.; VAN BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystems Services, v.1, 50–61, 2012.

EMERTON, L. & TERRAZAS, A. L. Antecedentes e perspectivas da valoração econômica para o manejo florestal sustentável. *In*: IZKO, X.; BURNEO, D. **Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos.** UICN-Sur, p.3-9. 2003.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. "Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues." Ecological Economics, v.65(4), pp.663-674. 2008.

ENRÍQUEZ, M. A. Economia dos recursos naturais. *In*: MAY, P. H (org.). Economia do meio ambiente: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, p.49-78. 2010.

ESSL, F.; ERB, K. H.; GLATZEL, S.; PAUCHARD, A. Climate change, carbon market instruments, and biodiversity: focusing on synergies and avoiding pitfalls. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, v.9(1), p. e486. 2018.

EVERARD, M. Community-based groundwater and ecosystem restoration in semi-arid north Rajasthan (2): reviving cultural meaning and value. Ecosystem Services, v.18, 33-44. 2016.

FAO - Food and Agricultural Organization of the United Nations. Global Forest Resources Assessment 2005, Main Report: Progress Towards Sustainable Forest Management. FAO Forestry Paper 147. FAO, Rome. 2006.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global forest resources assessment 2015, Rome. 2015.

FEARNSIDE, P. M., & BARBOSA, R. I. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: The case of Mato Grosso. World Resource Review, v.15(3), 352-361. 2003.

FEARNSIDE, P.; BARBOSA, R. I. Avoided deforestation in Amazonia as global warming measure: the case of Mato Grosso. *World Resources Review*, v.15(3), 352–361, 2003.

FEARNSIDE, P.M. Valoração do estoque de serviços ambientais como estratégia de desenvolvimento no Estado do Amazonas. Inclusão Social, v.12(1), 141-151. 2018.

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Editora Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2011.

FELIPE-LUCIA, M. R.; SOLIVERES, S.; PENONE, C.; FISCHER, M.; AMMER, C.; BOCH, S.; ... ALLAN, E. Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. Proceedings of the National Academy of Sciences, v.117(45), 28140-28149. 2020.

FEREZ, A. P. C.; CAMPOE, O. C.; MENDES, J. C. T.; STAPE, J. L. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. Forest Ecology and Management, v.350, 40-45. 2015.

FERNANDES, M. M.; GOMES, L. J. Pagamento por serviços ambientais - conceitos e aplicações no Brasil e EUA. ed. 1. Aracaju: Editora Criação A&C, v.1. p.92. 2017.

FERRAZ, R. P. D.; PRADO, R. B.; PARRON, L. M.; CAMPANHA, M. M. Marco Referencial em Serviços Ecossistêmicos. Brasília, DF: Embrapa. 2019.

FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; ... MOURA, N. G. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. Nature Climate Change, v.8(8), 744-749. 2018.

FORZZA, R.C.; BAUMGRATZ, J.F.A.; BICUDO, C.E.M.; CANHOS, D.; CARVALHO JR., A.A.; NADRUZ-COELHO, M.A., ... & ZAPPI, D.C. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. BioScience v.62: 39-45. 2012.

FRIEDMAN, B. The Moral Consequences of Economic Growth. Alfred A. Knopf: New York. 2005.

GAMFELDT, L.; SNALL, T.; BAGCHI, R.; JONSSON, M.; GUSTAFSSON, L.; KJELLANDER, P.; ... MIKUSIŃSKI, G. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nature communications, v.4(1), 1-8. 2013.

GARDNER, T. A.; BURGESS, N. D.; AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CLEMENTS, T.; ... KHAN, S. M. A framework for integrating biodiversity concerns into national REDD+ programmes. Biological Conservation, v.154, 61-71, 2012.

GONG, Y.; BULL, G.; BAYLIS, K. Participation in the world's first clean development mechanism forest project: the role of property rights, social capital and contractual rules. Ecological Economics, v.69 (6), 1292–1302. 2010.

GONZALEZ-AKRE, E.; MEAKEM, V.; ENG, C. Y.; TEPLEY, A. J.; BOURG, N. A.; MCSHEA, W.; ... ANDERSON-TEIXEIRA, K. Patterns of tree mortality in a temperate deciduous forest derived from a large forest dynamic plot. Ecosphere, v.7(12). 2016.

GRAINGER, A.; BOUCHER, D. H.; FRUMHOFF, P. C.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; MCNEELY, J.; ... PIMM, S. L. Biodiversity and REDD at Copenhagen. Current Biology, v.19(21), R974-R976. 2009.

GROSSMAN, G.M. & KRUEGER, A.B. Economic Growt h and the Environment. NBER Working Paper, n° 4634, fevereiro. 1994.

GUEDES, F. B. & SEEHUSEN, S. E. Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, v.272. 2011.

GULLISON, R. E.; FRUMHOFF, P. C.; CANADELL, J. G.; FIELD, C. B.; NEPSTAD, D. C.; HAYHOE, K.; ... NOBRE, C. Tropical forests and climate policy. Science, v.316, 985-986. 2007.

HAMILTON, K.; CHOKKALINGAM, U.; BENDANA, M. The state of the forest carbon markets: 2009; Taking root and branching out. Washington, D.C., Ecosystem Marketplace/Forest Trends, 2009.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, v.4, 9p, 2001.

HENRY, M.; BESNARD, A.; ASANTE, W. A.; ESHUN, J.; ADU-BREDU, S.; VALENTINI, R.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRÉ, L. Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. Forest Ecol. Manage. 260, 1375–1388. 2010.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; SCHMID, B. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological monographs, v.75(1), 3-35, 2005.

HUSTON, M. A. & MARLAND, G. Carbon management and biodiversity. Journal of environmental Management, v.67(1), 77-86. 2003.

HUSTON, M.A. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. Oecologia, v.110, 449–460. 1997.

HUSTON, M.A.; AARSSEN, L.W.; AUSTIN, M.P.; ... Wardle, D. A. No consistente effect of plant diversity on productivity. Science, v.289, 1255. 2000.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Banco de Dados de Informações Ambientais. Disponível em <bdiaweb.ibge.gov.br> 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Manuais Técnicos em Geociências, v.1, 2012.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change 2007: mitigation of climate change: Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, New York. 2007.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Land use, land-use change, and forestry. In: Watson, R.T., Noble, I.R., BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N.H.; VERARDO, D.J.; DOKKEN, D.J. (Eds.), A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2000.

ISBELL, F.; CALCAGNO, V.; HECTOR, A.; CONNOLLY, J.; HARPOLE, W. S.; REICH, P. B.; ... WEIGELT, A. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature, v.477(7363), 199-202. 2011.

ISBELL, F.; CRAVEN, D.; CONNOLLY, J.; LOREAU, M.; SCHMID, B.; BEIERKUHNLEIN, C.; ... EISENHAUER, N. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. Nature, v.526(7574), 574-577. 2015.

JACTEL, H.; BAUHUS, J.; BOBERG, J.; BONAL, D.; CASTAGNEYROL, B.; GARDINER, B.; ... BROCKERHOFF, E. G. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. Current Forestry Reports, v.3(3), 223-243. 2017.

KAREIVA, P.; LALASZ, R.; MARVIER, M. Conservation in the Anthropocene: beyond solitude and fragility. Breakthrough Journal, v.2, 29-37. 2011.

KEMKES, R. J.; FARLEY, J.; KOLIBA, C. J. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. Ecological economics, v.69(11), 2069-2074. 2010.

KOCH, E. W.; BARBIER, E. B.; SILLIMAN, B. R.; REED, D. J.; PERILLO, G. M.; HACKER, S. D.; ... HALPERN, B. S. "Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection." Frontiers in Ecology and the Environment v.7, 29–37. 2009.

KOSOY, N.; MARTINEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. Ecological Economics, v.61, 446–455. 2007.

KOSSOY, A. "The role of carbon finance in project development." In: S. Silveira (Ed.), Bioenergy: Realizing the Potential. Amsterdam: Elsevier. 2005.

KOSSOY, A., & AMBROSI, P. State and trends of the carbon market 2010. 2010.

KREBS, C. J. Ecología: estudio de la distribución y la abundancia (No. 574.5 K92e). México, MX: Edit. Harla. 1985.

KUBISZEWSKI, I.; COSTANZA, R.; ANDERSON, S.; SUTTON, P. The future value of ecosystem services: global scenarios and national implications. Ecosystem Services, v.26, 289-301. 2017.

KUBISZEWSKI, I.; COSTANZA, R.; DORJI, P.; THOENNES, P.; TSHERING, K. An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosystem Services*, v.3, e11–e21, 2013.

LAKATOS, E. M., & MARCONI, M. D. A. Métodos científicos - Fundamentos da metodologia científica, v.3, 83-113. 1991.

LE TOAN, T.; QUEGAN, S.; DAVIDSON, M. W. J.; BALZTER, H.; PAILLOU, P.; PAPATHANASSIOU, K.; ... ULANDER, L. The BIOMASS mission: Mapping global forest

biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. Remote sensing of environment, v.115(11), 2850-2860. 2011.

LEHMANN, J. A handful of carbon. Nature, v.447, 143–4. 2007.

LEPS, J.; BROWN, V. K.; DIAZ LEN, T. A.; GORMSEN, D.; HEDLUND, K.; KAILOVÁ, J.; ... SANTA REGINA, I. Separating the chance effect from other diversity effects in the functioning of plant communities. Oikos, v.92(1), 123-134. 2001.

LIANG, J.; ZHONG, M.; ZENG, G.; CHEN, G.; HUA, S.; LI, X.; ... GAO, X. Risk management for optimal land use planning integrating ecosystem services values: A case study in Changsha, Middle China. Science of the Total Environment, v.579, 1675-1682. 2017.

LIMA, I. M. C.; GOMES, L. J.; FERNANDES, M. M.; MOURA FERNANDES, M. R. Economia e Meio Ambiente: Uma Proposta de ICMS. Geografia, v.34(2), 295-310. 2014.

LIMA, R. A.; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; DE GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; ... PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. Nature communications, v.11(1), 1-16. 2020.

LOREAU, M.; DOWNING, A.; EMMERSON, M.; GONZALEZ, A.; HUGHES, J.; INCHAUSTI, P.; ... SALA, O. A new look at the relationship between diversity and stability. *In*: Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P. (Eds.). Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press on Demand. pg.79–91. 2002b.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P. Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, Oxford, UK. 2002a.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; … WARDLE, D. A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science, v.294, 804–808. 2001.

LUSTOSA, M. C. J.; CANÉPA, E. M.; YOUNG, C. E. F. Política ambiental. MAY, P. H. (org). Economia do meio ambiente: teoria e prática. Rio de Janeiro: Elsevier. 2003.

MAASS, J. M.; BALVANERA, P.; CASTILLO, A.; DAILY, G. C.; MOONEY, H. A.; EHRLICH, P.; ... MARTÍNEZ-YRIZAR, A. Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. Ecology and Society, v.10(1), 17. 2005.

MACIEL, M. D. N. M.; WATZLAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Classificação ecológica das espécies arbóreas. Revista Acadêmica Ciência Animal, v.1(2), 69-78. 2003.

MAGURRAN, A. E. Medindo a Diversidade biológica. Editora da Universidade Federal do Paraná. 261p. 2011.

MAHDI, A.; LAW, R.; WILLIS, A.J. Large niche overlaps among coexisting plant species in a limestone grassland community. Journal of Ecology, v.77, 386–400. 1989.

MALLICK, P.H.; CHAKRABORTY, S.K. Forest, wetland and biodiversity: Revealing multi-faceted ecological services from ecorestoration of a degraded tropical landscape. Ecohydrology & Hydrobiology, v.18(3), 278-296. 2018.

MARCOVITCH, J. & PINSKY, V. C. Financiamento da sustentabilidade: Fundo Amazônia. Revista de Administração (São Paulo), v.49(2), 280-290. 2014.

MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. Embrapa Meio Ambiente-Capítulo em livro científico (ALICE). 1997.

MATOS, F.A.; MAGNAGO, L.F.; AQUILA, C.M.C.; DE MENEZES, L.F.; GASTAUER, M.; SAFAR, N.V.; MARTINS, S.V. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity co-benefits. Glob. Change Biol, v.26, 509–522. 2020.

MAY, P. H. (org). Economia do meio ambiente: teoria e prática. 2 ed. Elsevier Brasil. 2010.

MAY, P. H. (org). Economia do meio ambiente: teoria e prática. 3 ed. Elsevier Brasil. 2018.

MAY, P. H. Iniciativas de PSA de Carbono Florestal na Mata Atlântica. *In:* GUEDES, F. B., SEEHUSEN, S. E. *Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: MMA, p.55-121. 2011.

MAY, P. H.; NETO, F.C.V.; POZO, O.V.C. Valoração econômica da biodiversidade no Brasil: revisão da literatura. *Encontro Da Sociedade Brasileira De Economia Ecológica*, v.3, 1999.

MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. Nature, v.405, 228–233. 2000.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press: Washington D.C. 2005.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F.; PAVESE, H. B.; ARAÚJO, F. F. S. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. Brasília: UNEP-WCMC, 2011.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. D.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. Megadiversidade, v.1(1), 14-21. 2005.

MITTERMEIER, R.A.; ROBLES-GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G.A.B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. EMEX/ Agrupación Sierra Madre, Mexico City, 392p. 2004.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br>. Acesso em: 18 de julho. 2019.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

MUELLER, C.C. Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente. Brasília: Editora UnB. 2007.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. Ecological economics, v.69(6), 1202-1208. 2010.

NAGAMATSU, F. Conceito de economia e os três problemas econômicos fundamentais. In NAGAMATSU, F. Economia do meio ambiente. Editora Senac. São Paulo. 2019.

NAIDOO, R. et al. Integrating economic costs into conservation planning. Trends in ecology & evolution, v. 21, n. 12, p. 681-687, 2006.

NAIDOO, R; BALMFORD, A; FERRARO, P. J.; POLASKY, S.; RICKETTS, T. H.; ROUGET, M. Integrating economic costs into conservation planning. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 12, p. 681-687, 2006.

NDANGALASI, H. J.; BITARIHO, R.; DOVIE, D. B. K. Harvesting of non-timber forest products and implications for conservation in two montate forests of East Africa. Biological Conservation, v.134, 242–50. 2007.

NELSON, E.; WOOD, S., KOO, J.; POLASKY, S. Provisioning and regulatory ecosystem service values in agriculture. Natural capital: Theory & practice of mapping ecosystem services, p.150-167. 2011.

NÚÑEZ, D.; NAHUELHUAL, L.; OYARZÚN, C. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. Ecological Economics, v.58(3), 606-616. 2006.

OLIVEIRA, D. G.; FERREIRA, R. A.; MELLO, A. A.; ALMEIDA, E. S. Estrutura diamétrica da vegetação arbustivo-arbórea no entorno de nascentes da bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Salgado–SE, Brasil. Biotemas, v.26(2), 19-31. 2013.

OLIVEIRA, N. A., & AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. Acta Amazônica, v.34(1), 21- 34, 2004.

OLIVERA, M. M., & DE ARAÚJO, S. M. S. Recuperação de áreas degradadas e mineração. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v.11, n. 7, 2020.

PAGIOLA, S., & PLATAIS, G. Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. Washington: World Bank. 2007.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Org.). Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: SMA/CBRN, v.274. 2013.

PARKS, P. J., HARDIE, I. W., TEDDER, C. A., & WEAR, D. N. Using resource economics to anticipate forest land use change in the US Mid-Atlantic region. Environmental Monitoring and Assessment, v.63(1), 175-185. 2000.

PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. Tropical Conservation Science, v.4(3), 349-358. 2011.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. Economics of natural resources and the environment. JHU press. 1990.

PESSI, D. D.; WEIS, M. G.; DE MATOS, D. S.; DOS SANTOS, T. D. F. S.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C.; DA SILVA, N. M. ANÁLISE FITOPATOLÓGICA COMO SUBSÍDIO PARA PROJETOS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v.9(3), 110-126. 2020.

PHELPS, J.; FRIESS, D. A.; WEBB, E. L. Win-win REDD+ approaches belie carbon–biodiversity trade-offs. Biol. Conserv, v.154, 53–60. 2012.

POPPER, K. A lógica da pesquisa cientifica. Editora Cultrix. São Paulo. 2007.

PROCLIMA/CPTEC/INPE - PROGRAMA DE MONITORAMENTO CLIMÁTICO EM TEMPO REAL DA REGIÃO NORDESTE. 2020. Available at: <http://proclima.cptec.inpe.br/> Accessed on: January, 2020.

PROJETO MAPBIOMAS ALERTA. Relatório Anual de Desmatamento 2019. São Paulo, MapBiomas, p.49, 2020. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>.

PRUGH, T.; COSTANZA, R.; CUMBERLAND, J. H.; DALY, H.; GOODLAND, R.; NORGAARD, R. B. Natural Capital and Human Economic Survival. 2nd ed CRC Press; 2ª edição. 2020.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A.C.; METZ, M.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. Nat. Commun, v.5, 1–8. 2014.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation Biological Conservation, v.142(6), p.1141-1153. 2009.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; NARDELLI, Á. M. B.; SOUZA, A. L. D. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. Revista Árvore, v.34(3), 495-504. 2010.

ROCHA, S. J. S. S.; TORRES, C. M. M. E.; VILLANOVA, P. H.; SCHETTINI, B. L. S.; JACOVINE, L. A. G.; LEITE, H. G.; ... DA SILVA, L. F. Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. Forest Ecology and Management, v.465, 118097. 2020.

ROMEIRO, A. R. Cultural and institutional constrains on ecological learningunder uncertainty. Texto para Discussão, Instituto de Economia/ UNICAMP, n° 110, agosto. 2002.

RSTUDIO TEAM. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA Version 4.0.3.< http://www.rstudio.com/>. Accessed on: 24/11/2020.

SACHS, J. Common wealth: Economics for a crowded planet. Penguin. 2008.

SANTANA, J. P.; DA ROCHA, P. A.; OLIVEIRA, E. V. S.; PRATA, A. P. N.; RIBEIRO, A. S. Phytosociology of the shrub-arboreal stratum of the Ibura National Forest, Northeastern Brazil: are 35 years sufficient to promote the regeneration of a forest fragment?. Neotropical Biology and Conservation, v.15, 89. 2020.

SANTILLI, M.; MOUTINHO, P.; SCHWARTZMAN, S.; NEPSTAD, D.; CURRAN, L.; NOBRE, C. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol: An editorial essay. *Climatic Change*, v.71, 267–276, 2005.

SAX, D. F., & GAINES, S. D. Species diversity: from global decreases to local increases. Trends in Ecology and Evolution v.18:561–566. 2003.

SCARANO, F. R. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. Biodivers. Conserv, v.24, 2319–2331. 2015.

SCHULZE, E. D., & MOONEY, H. A. (Eds.). Biodiversity and ecosystem function. Springer Science & Business Media. Ecological Studies, v.99. 2012.

SCOLFORO, H. F.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, C. R.; MELLO, J. M.; FERRAZ FILHO, A. C. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland. PLoS One, v.10(6). 2015.

SCOLFORO, J. R. S.; RUFINI, A. L.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; SILVA, C. P. C. Equações para a quantidade de carbono das fisionomias, em Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JR., F. W. (Eds.). *Inventário Florestal de Minas Gerais - Equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa*. Lavras: UFLA, cap.9, p.198-216, 2008b.

SCOLFORO, J. R. S.; RUFINI, A. L.; MELLO, J. M.; TRUGILHO, P. F.; OLIVEIRA, A. D.; SILVA, C. P. C. Equações para o peso de matéria seca das fisionomias, em Minas Gerias. *In:* SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JR., F. W. (Eds.). *Inventário Florestal de Minas Gerais - Equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa*. Lavras: UFLA, cap.3, p.103-114, 2008a.

SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; FERRAZ FILHO, A. C.; MELLO, J. M. Diversidade, equabilidade e similaridade no domínio da caatinga. Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Decidual-Florística, Estrutura, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Manejo Florestal. Lavras: UFLA, p.118-133. 2008c.

SEEHUSEN, S. E., & PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais? In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.) Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, p.15-45. 2011.

SERGIPE. Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe. CD-ROM. Secretaria de Estado do Planejamento e Ciência e Tecnologia (SEPLANTEC). Aracaju, Sergipe. 2004.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário florestal nacional: Sergipe: principais resultados. Brasília. MMA. p.87. 2017.

SHEPHERD, G. J. FITOPAC 2: File Version 2.1. 2.85. UNICAMP, Campinas, Brasil. 2010.

SHIKI, S., & SHIKI, S. Os desafios de uma política nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. Sustentabilidade em Debate, Brasília, v.2(1), 99-118, 2011.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. Forest Ecology and Management, 329, 1-9. 2004.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. Floresta, v.38(1). 2008.

SINHA, A., & BRAULT, S. Assessing sustainability of nontimber forest product extractions: How fire affects sustainability. Biodiversity and Conservation, v.14(14), 3537–3563. 2005.

SKUTSCH, M., & VAN LAAKE, P. E. Redd as multi-levelgovernance in-the-making. *Energy & environment*, v.19(6), 831-844, 2008.

SKUTSCH, M.; BIRD, N.; TRINES, E.; DUTSCHKE, M.; FRUMHOFF, P.; DE JONG, B. H.; ... MURDIYARSO, D. Clearing the way for reducing emissions from tropical deforestation. environmental science & policy, v.10(4), 322-334. 2007.

SOHNGEN, B., & BROWN, S. Extending timber rotations: carbon and cost implications. Climate Policy, v.8, 435–51. 2008.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2019. SOS Mata Atlântica e INPE divulgam dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, no período de 2017 a 2018. 2019. Available in: <http://www.sosmatatlantica.org.br> Accessed in: Jan 2020.

SOUZA-ALVES, J.; FERRARI, S.; BARBOSA, M.; THOMAS, W. Diversity of trees and lianas in two sites in the coastal Atlantic Forest of Sergipe, northeastern Brazil. Check List, v.10, 709. 2014.

STERN, N. The economics of climate change: the Stern review. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2007.

STOCKER, T. (Ed.). Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 2014.

STRASSBURG, B. B. N. Sumária avaliação econômica dos impactos das mudanças climáticas sobre biomas brasileiros. Author's Report. 2009.

TAKI, H. M. Slum revitalizing plan of baghdadiyah by spatial re-modeling configuration. Journal of Geomatics and Planning. 2017.

TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services. Oxford University Press. 2011.

TICKTIN, T. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. Journal of Applied Ecology, v.41, 11–21. 2004.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. *In:* International Symposium On Forest Carbon Sequestration And Monitoring. Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, p.11-15. 2002.

TILMAN, D.; KINZIG, A. P.; PACALA, S. (Eds.). The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical extensions. Princeton University Press, v.33. 2013.

TOLEDO, R.M.; SANTOS, R.F.; BAETEN, L.; PERRING, M.P.; VERHEYEN, K. Soil properties and neighboring forest cover affect above-ground biomass and functional composition during tropical forest restoration. Appl. Veg. Sci., v.21(2), 179–189. 2018.

TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MANGABEIRA, J. D. C. Serviços ecossistêmicos e serviços ambientais: conceitos e importância. Embrapa Territorial-Artigo de divulgação na mídia (INFOTECA-E). 2012.

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE 2010. CDM. Projects Search. 2010. Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>.

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. Addendum, Part 2. Document FCCC/CP/2007/6/Add.1. UNFCCC, Bonn, Germany. 2008.

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. UN Environment Annual Report 2016. Engaging People to Protect de Planet. United Nations Environment Programme. 2019.

VAN OOSTERZEE, P. The integration of biodiversity and climate change: a contextual assessment of the carbon farming initiative. Ecological Management & Restoration, v. 13, n. 3, p. 238-244, 2012.

VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. Ecological Economics, v.69(6), 1245–1252. 2010.

VENTER, O.; HOVANI, L.; BODE, M.; POSSINGHAM, H. Acting optimally for biodiversity in a world obsessed with REDD+. Conserv. Lett, v.6, 410–417. 2013.

VENTER, O.; HOVANI, L.; BODE, M.; POSSINGHAM, H. Acting optimally for biodiversity in a world obsessed with REDD+. Conserv. Lett, v.6, 410–417. 2013.

VILÀ-CABRERA, A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; VAYREDA, J.; RETANA, J. Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. Ecological Applications, 21(4), 1162-1172. 2011.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR (Center for International Forestry Research), Bogor, Indonesia. Occasional Paper, n°.9. 2005.

ZANINI, A. M.; MAYRINCK, R. C.; VIEIRA, S. A.; CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, R. R. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. Forest Ecology and Management, v.481, 118734. 2021.

ZAPPI, D. C.; FILARDI, F. L. R.; LEITMAN, P.; SOUZA, V. C.; WALTER, B. M.; PIRANI, J. R.; ... FORZZA, R. C. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. Rodriguésia, v.66(4), 1085-1113. 2015.

APÊNDICES

APÊNDICE I – QUADRO DO CENÁRIO DE APROVAÇÃO DA LEI DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

Tabela 9-1. Cenário de aprovação da Lei de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil

REGIÃO	ESTADO	LEGISLAÇÃO
Brasil	Lei Federal	Lei n° 14.119/2021
Centro-Oeste	Distrito Federal	Lei n° 5.955/2017
Centro-Oeste	Goiás	Decreto n° 9.099/2017
Centro-Oeste	Goiás	Decreto n° 9.130/2017
Centro-Oeste	Mato Grosso	Lei n° 320/2016
Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Lei nº 5.235/2018
Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Decreto nº 15.323/2019
Nordeste	Alagoas	Projeto de Lei nº 0078/2009
Nordeste	Bahia	Lei n° 13.223/2015
Nordeste	Ceará	-
Nordeste	Maranhão	Projeto de Lei n° 792/2007
Nordeste	Paraíba	Lei nº 10.165/2013
Nordeste	Pernambuco	Lei nº 15.809/2016
Nordeste	Piauí	Lei n° 09/2015
Nordeste	Rio Grande do Norte	-
Nordeste	Sergipe	-
Norte	Acre	Lei n° 2.308/2010
Norte	Acre	Lei Complementar N° 300/2015
Norte	Amapá	Projeto de Lei nº 0078/2009
Norte	Amapá	Projeto de Lei nº 0036/2010
Norte	Amazonas	Lei n° 3.135/2007
Norte	Amazonas	Decreto n° 25.958/2007
Norte	Amazonas	Lei n° 4.266/2015
Norte	Pará	Lei nº 9.048/ 2020
Norte	Pará	Decreto n° 1.696/2017
Norte	Rondônia	Projeto de Lei n° 792/2007

Norte	Roraima	Lei n° 733/2009
Norte	Tocantins	Lei n° 1.917/2008
Sudeste	Espírito Santo	Lei n° 8.995/2008
Sudeste	Espírito Santo	Lei nº 9.864/2012
Sudeste	Minas Gerais	Lei nº 13.194/1999
Sudeste	Minas Gerais	Lei nº 17.727/2008
Sudeste	Minas Gerais	Decreto n° 45.113/2009
Sudeste	Rio de Janeiro	Decreto n° 42.029/2011
Sudeste	Rio de Janeiro	Projeto de Lei n° 453/2015
Sudeste	São Paulo	Lei n° 13.798/2009
Sudeste	São Paulo	Resolução SMA n° 123/2010
Sudeste	São Paulo	Lei nº 14.350/2011
Sudeste	São Paulo	Resolução SMA n° 37/2012
Sudeste	São Paulo	Resolução SMA n° 89/2013
Sul	Paraná	Lei n° 17.134/2012
Sul	Paraná	Decreto n° 4.381/2012
Sul	Paraná	Decreto n° 1.591/2015
Sul	Rio Grande do Sul	Lei nº 15.434/2020
Sul	Santa Catarina	Lei n° 15.133/2010

Fonte: Elaboração Autor, 2021.

APÊNDICE II – TABELA COM DADOS FITOSSOCIOLÓGICOS ENTRE OS BOSQUES

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

Tabela 9-2. Estimativa fitossociológica da vegetação no fragmento de Mata Atlântica em Itaporanga D'Ajuda, SE. Valores constituem as médias das parcelas (10 parcelas por bosque, totalizando 0,3 ha). Legenda: FMa= Floresta Madura, FSe= Floresta Secundária, Tab= Mata Tabuleiro

Espécie	**Abundância**			**Frequência Relativa%**			**Densidade Relativa**			**Dominância Relativa**			**Valor de Importância**		
	Fma	Fse	Tab	Fma	Fse	Tab	Fma	Fse	Tab	Fma	Fse	Tab	FmaB	Fse	Tab
Tachigali densiflora	13	10	7	4,94	1,72	2,25	4,71	2,01	1,41	32,25	6,47	4,76	13,97	3,40	2,80
Eschweilera ovata	21	18	7	4,32	2,15	1,69	7,61	3,61	1,41	8,36	5,61	1,20	6,76	3,79	1,43
Byrsonima sericea	13	13	1	3,70	2,15	0,56	4,71	2,61	0,20	4,50	2,38	0,56	4,30	2,38	0,44
Eriotheca globosa	12	8	0	3,70	2,15	0,00	4,35	1,61	0,00	3,91	1,08	0,00	3,99	1,61	0,00
Tetracera boomii	1	0	0	0,62	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	9,08	0,00	0,00	3,35	0,00	0,00
Protium heptaphyllum	11	4	1	3,70	0,86	0,56	3,99	0,80	0,20	0,76	0,29	0,05	2,82	0,65	0,27
Ecclinusa ramiflora	4	4	1	1,85	0,43	0,56	1,45	0,80	0,20	4,80	0,36	0,16	2,70	0,53	0,31
Myrcia sp2	7	1	2	3,09	0,43	1,12	2,54	0,20	0,40	1,06	0,04	0,28	2,23	0,22	0,60
Eugenia sp	6	1	3	2,47	0,43	1,12	2,17	0,20	0,60	1,90	0,17	0,14	2,18	0,27	0,62
Morfotipo 2	6	10	17	2,47	1,72	3,93	2,17	2,01	3,42	1,33	4,48	4,91	1,99	2,73	4,09
Tanaecium pyramidatum	6	2	0	3,09	0,43	0,00	2,17	0,40	0,00	0,45	0,25	0,00	1,91	0,36	0,00
Casearia javitensis	7	2	1	1,23	0,86	0,56	2,54	0,40	0,20	1,57	0,09	0,04	1,78	0,45	0,27
Campomanesia dichotoma	3	0	0	0,62	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	3,61	0,00	0,00	1,77	0,00	0,00
Himatanthus obovatus	3	11	5	1,85	2,58	1,12	1,09	2,21	1,01	1,91	3,55	1,27	1,62	2,78	1,13
Hirtella racemosa	8	0	0	1,69	0,00	0,00	1,61	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	1,53	0,00	0,00
Simaba cedron	6	7	0	1,85	0,86	0,00	2,17	1,41	0,00	0,45	0,39	0,00	1,49	0,89	0,00
Eugenia sp2	4	13	12	2,47	2,15	2,81	1,45	2,61	2,41	0,40	1,50	3,02	1,44	2,09	2,75

Tabernaemontana pandacaqui	4	16	0	1,85	1,72	0,00	1,45	3,21	0,00	0,90	2,55	0,00	1,40	2,49	0,00
Myrcia decorticans	6	7	18	1,23	0,86	2,25	2,17	1,41	3,62	0,79	0,57	3,89	1,40	0,95	3,25
Eugenia sp1	4	2	1	1,85	0,43	0,56	1,45	0,40	0,20	0,43	0,09	0,07	1,24	0,31	0,28
Myrcia splendens	4	0	1	1,23	0,00	0,56	1,45	0,00	0,20	0,99	0,00	0,06	1,23	0,00	0,27
Morfotipo 1	4	7	19	1,23	1,29	4,49	1,45	1,41	3,82	0,85	1,44	3,26	1,18	1,38	3,86
Inga sp.	4	1	0	1,85	0,43	0,00	1,45	0,20	0,00	0,13	0,05	0,00	1,14	0,23	0,00
Guarea guidonia	3	0	0	1,85	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	1,11	0,00	0,00
Helicteres laciniosa	4	0	0	1,23	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00	1,05	0,00	0,00
Coccoloba mollis	3	3	4	1,85	1,29	1,69	1,09	0,60	0,80	0,15	1,39	0,66	1,03	1,09	1,05
Morfotipo 3	3	11	8	1,23	2,15	2,25	1,09	2,21	1,61	0,75	1,68	0,76	1,02	2,01	1,54
Pouteria sp.	4	8	0	1,23	1,29	0,00	1,45	1,61	0,00	0,36	0,59	0,00	1,01	1,16	0,00
Bauhinia corifolia	4	8	0	1,23	2,15	0,00	1,45	1,61	0,00	0,29	0,65	0,00	0,99	1,47	0,00
Morfotipo 6	2	2	0	0,62	0,86	0,00	0,72	0,40	0,00	1,31	0,21	0,00	0,88	0,49	0,00
Myrcia racemosa	3	5	3	1,23	0,86	0,56	1,09	1,00	0,60	0,27	0,60	0,99	0,86	0,82	0,72
Cordia superba	3	5	3	1,23	1,29	1,12	1,09	1,00	0,60	0,17	0,22	0,17	0,83	0,84	0,63
Diospyros gaultheriaefolia	3	4	0	1,23	0,86	0,00	1,09	0,80	0,00	0,12	0,44	0,00	0,81	0,70	0,00
Manilkara salzmannii	2	2	0	1,23	0,43	0,00	0,72	0,40	0,00	0,47	0,51	0,00	0,81	0,45	0,00
Annona salzmannii	4	6	3	0,62	1,72	1,12	1,45	1,20	0,60	0,30	0,82	0,86	0,79	1,25	0,86
Thyrsodium spruceanum	2	6	1	1,23	1,72	0,56	0,72	1,20	0,20	0,40	0,64	0,06	0,79	1,19	0,27
Allophylus edulis	2	0	4	1,23	0,00	0,56	0,72	0,00	0,80	0,32	0,00	0,53	0,76	0,00	0,63
Micropholis gardneriana	2	0	0	1,23	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
Apeiba tibourbou	2	1	0	1,23	0,43	0,00	0,72	0,20	0,00	0,25	0,07	0,00	0,74	0,23	0,00
Swartzia flaemingii Raddi.	2	1	2	1,23	0,43	1,12	0,72	0,20	0,40	0,23	0,04	0,18	0,73	0,22	0,57
Himatanthus bracteatus	2	2	4	1,23	0,43	1,12	0,72	0,40	0,80	0,15	0,30	0,72	0,70	0,38	0,88
Pogonophora schomburgkiana	2	0	1	1,23	0,00	0,56	0,72	0,00	0,20	0,13	0,00	0,04	0,70	0,00	0,27
Fabaceae sp1	2	1	5	1,23	0,43	0,56	0,72	0,20	1,01	0,13	0,15	4,05	0,70	0,26	1,87
Sorocea hilarii	2	1	0	1,23	0,43	0,00	0,72	0,20	0,00	0,12	0,03	0,00	0,69	0,22	0,00
Pouteria gardneri	2	4	1	1,23	0,86	0,56	0,72	0,80	0,20	0,07	0,99	0,09	0,68	0,88	0,28

Cupania racemosa	3	0	0	0,62	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00
Ocotea glomerata	1	11	7	0,62	1,72	0,56	0,36	2,21	1,41	0,84	0,49	0,50	0,61	1,47	0,82
Swartzia apetala	2	14	12	0,62	1,29	3,37	0,72	2,81	2,41	0,48	4,85	1,44	0,61	2,98	2,41
Eugenia brejoensis	4	0	0	0,86	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00
Morfotipo 13	2	0	0	0,62	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00
Myrcia sp1	2	16	0	0,62	0,86	0,00	0,72	3,21	0,00	0,14	1,05	0,00	0,49	1,71	0,00
Maytenus opaca	2	2	11	0,62	0,86	3,37	0,72	0,40	2,21	0,11	0,17	1,60	0,49	0,48	2,39
Rubiaceae sp2	1	11	1	0,62	1,72	0,56	0,36	2,21	0,20	0,28	3,40	0,04	0,42	2,44	0,27
Psychotria bracteocardia	2	0	0	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00
Pagamea guianensis	1	2	8	0,62	0,43	1,12	0,36	0,40	1,61	0,20	0,06	0,67	0,39	0,30	1,13
Psidium sp.	1	0	4	0,62	0,00	1,12	0,36	0,00	0,80	0,16	0,00	0,24	0,38	0,00	0,72
Trema micrantha	1	1	1	0,62	0,43	0,56	0,36	0,20	0,20	0,11	0,05	0,05	0,36	0,23	0,27
Abarema cochliacarpos	1	1	0	0,62	0,43	0,00	0,36	0,20	0,00	0,09	0,05	0,00	0,36	0,23	0,00
Pouteria grandiflora	1	10	1	0,62	1,29	0,56	0,36	2,01	0,20	0,08	0,99	0,22	0,35	1,43	0,33
Miconia albicans	1	1	0	0,62	0,43	0,00	0,36	0,20	0,00	0,07	0,02	0,00	0,35	0,22	0,00
Lecythis ibiriba	1	3	1	0,62	1,29	0,56	0,36	0,60	0,20	0,06	0,83	0,04	0,35	0,91	0,27
Pera anisotricha	1	2	0	0,62	0,86	0,00	0,36	0,40	0,00	0,06	1,34	0,00	0,35	0,87	0,00
Myrcia rosangelae	1	11	16	0,62	3,00	1,69	0,36	2,21	3,22	0,06	1,28	1,48	0,34	2,16	2,13
Guapira laxa	1	1	1	0,62	0,43	0,56	0,36	0,20	0,20	0,05	0,06	0,04	0,34	0,23	0,27
Cupania impressinervia	1	6	0	0,62	1,72	0,00	0,36	1,20	0,00	0,05	0,55	0,00	0,34	1,16	0,00
Schoepfia brasiliensis	1	4	5	0,62	1,72	1,69	0,36	0,80	1,01	0,04	0,26	0,65	0,34	0,93	1,11
Adenocalymma sp.	1	0	0	0,62	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00
Tocoyena sp.	1	0	0	0,62	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00
Rubiaceae sp1	2	0	0	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
Adenocalymma bracteatum	0	3	0	0	0,43	0	0	0,60	0	0	0,22	0,00	0,00	0,42	0,00
Alibertia edulis	0	3	2	0	1,29	0,56	0	0,60	0,40	0,00	0,35	0,32	0,00	0,75	0,43
Anacardiaceae sp1	0	2	0	0	0,86	0,00	0	0,40	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,47	0,00
Anacardiaceae sp2	0	0	1	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,28

Annona glabra L.	0	4	1	0	1,29	0,56	0	0,80	0,20	0,00	0,84	0,03	0,00	0,98	0,27
Campomanesia aromatica	0	2	0	0,00	0,86	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	0,74	0,00
Chrysophullum rufum	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,32	0,00
Clusia nemorosa	0	1	13	0,00	0,43	2,25	0,00	0,20	2,62	0,00	0,10	1,58	0,00	0,24	2,15
Coccoloba laevis	0	12	32	0,00	2,58	3,37	0,00	2,41	6,44	0,00	4,15	11,71	0,00	3,05	7,17
Cocoloba sp.	0	2	4	0,00	0,43	1,12	0,00	0,40	0,80	0,00	7,02	0,40	0,00	2,62	0,78
Cordia toqueve	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,24	0,00
Davilla flexuosa	0	4	0	0,00	1,29	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	1,51	0,00	0,00	1,20	0,00
Eugenia punicifolia	0	2	2	0,00	0,86	1,12	0,00	0,40	0,40	0,00	0,39	0,25	0,00	0,55	0,59
Eugenia sp3	0	0	1	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,27
Euphorbiaceae	0	0	4	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,74
Guapira opposita	0	29	50	0,00	2,58	5,06	0,00	5,82	10,06	0,00	5,73	7,67	0,00	4,71	7,60
Guettarda viburnoides	0	11	1	0,00	2,15	0,56	0,00	2,21	0,20	0,00	0,84	0,15	0,00	1,73	0,30
Lecythis sp	0	3	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,89	0,00	0,00	0,64	0,00
Moquiniastrum oligocephalum	0	5	25	0,00	0,86	3,93	0,00	1,00	5,03	0,00	0,69	4,08	0,00	0,85	4,35
Myrcia bergiana	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,22	0,00
Myrcia guianensis	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,24	0,00
Myrcia polyantha	0	6	45	0,00	2,15	5,06	0,00	1,20	9,05	0,00	0,67	8,80	0,00	1,34	7,64
Myrciaria ferruginea	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,23	0,00
Morfotipo 9	0	2	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,30	0,00
Morfotipo 10	0	2	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,33	0,00
Morfotipo 11	0	3	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,41	0,00
Morfotipo 12	0	2	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,31	0,00
Morfotipo 14	0	0	2	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,42
Morfotipo 4	0	8	7	0,00	1,72	2,25	0,00	1,61	1,41	0,00	0,89	3,46	0,00	1,40	2,37
Morfotipo 5	0	7	4	0,00	1,72	1,69	0,00	1,41	0,80	0,00	0,37	2,95	0,00	1,17	1,81
Morfotipo 7	0	0	2	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,35
Morfotipo 8	0	0	2	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	3,92	0,00	0,00	1,63

Ocotea fasciculata	0	4	2	0,00	1,29	0,56	0,00	0,80	0,40	0,00	1,01	0,15	0,00	1,03	0,37
Ourataea crassa	0	6	14	0,00	1,72	2,25	0,00	1,20	2,82	0,00	0,77	1,75	0,00	1,23	2,27
Posoqueria latifolia	0	1	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,25	0,00
Pouteria macahensis	0	3	4	0,00	0,43	1,69	0,00	0,60	0,80	0,00	1,35	0,86	0,00	0,79	1,12
Psidium decussatum	0	3	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,72	0,00
Tabebuia sp.	0	1	2	0,00	0,43	0,56	0,00	0,20	0,40	0,00	0,49	0,15	0,00	0,37	0,37
Tabebuia roseoalba	0	7	27	0,00	1,29	3,37	0,00	1,41	5,43	0,00	0,49	4,49	0,00	1,06	4,43
Tapirira guianensis	0	7	3	0,00	2,15	0,56	0,00	1,41	0,60	0,00	6,67	0,63	0,00	3,41	0,60
Vismia guianensis	0	1	1	0,00	0,43	0,56	0,00	0,20	0,20	0,00	0,64	0,10	0,00	0,42	0,29
Vitex rufescens	0	2	0	0,00	0,43	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,34	0,00
Identerminado	37	34	35	6,17	3,86	5,62	13,41	6,83	7,04	7,68	3,57	4,73	9,09	4,75	5,80

Fonte: Elaboração Autor, 2021.

APÊNDICE III – TABELA COMPARATIVOS ENTRE AS METODOLOGIAS DE RESULTADOS PARA BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

Estimativa da Biomassa

Tabela 9-3. Estimativa da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo) por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas para 0,3 hectares

Bosque	**Biomassa (kg) ***	**Biomassa (kg) ****	**Biomassa (kg) *****
Floresta Madura	15076,36	20603,52	21842,16
Floresta Secundária	14818,59	18541,37	19369,97
Mata Tabuleiro	7722,64	10293,23	11937,32

Legenda: * Scolforo *et al*. (2015) + Cairns *et al*. (2001); ** Chave *et al*. (2014) + Cairns *et al*. (2001); *** Silveira *et al*. (2008) + Cairns *et al*. (2001).
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

Tabela 9-4. Estimativa da biomassa (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo) por diferentes autores por hectare. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas para 1,0 hectare

Bosque	**Biomassa (ton/hecterare) ***	**Biomassa (ton/hecterare) ****	**Biomassa (ton/hecterare) *****
Floresta Madura	50,3	68,7	72,8
Floresta Secundária	49,4	61,8	64,6
Mata Tabuleiro	25,7	34,3	39,8

Legenda: * Scolforo *et al*. (2015) + Cairns *et al*. (2001); ** Chave *et al*. (2014) + Cairns *et al*. (2001); *** Silveira *et al*. (2008) + Cairns *et al*. (2001).
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

APÊNDICE IV – TABELA COMPARATIVOS ENTRE VALORES DO ESTOQUE DE CARBONO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

Estimativa do Estoque de Carbono

Tabela 9-5. Estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo), por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas.

Bosque	Estoque Carbono (kg) *	Estoque Carbono (kg) **	Estoque Carbono (kg) ***
Floresta Madura	6118,90	8410,95	10921,08
Floresta Secundária	5937,31	7459,32	9684,98
Mata Tabuleiro	3061,66	4100,57	5968,66

Legenda: * Scolforo *et al.* (2015) e IPCC (2000); ** Chave *et al*. (2014) e IPCC (2000); *** Silveira *et al*. (2008) e IPCC (2000).
Fonte: Elaboração Autor, 2021.

Tabela 9-6. Estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa total (biomassa aérea + biomassa abaixo do solo), por diferentes autores. Dados gerais estimados a partir das 30 parcelas.

Bosque	Estoque Carbono (tonelada /hectare) *	Estoque Carbono (tonelada /hectare) **	Estoque Carbono (tonelada /hectare) ***
Floresta Madura	20,4	34,3	36,4
Floresta Secundária	19,8	30,9	32,3
Mata Tabuleiro	10,2	17,1	19,9

Legenda: * Scolforo *et al.* (2015) e IPCC (2000); ** Chave *et al*. (2014) e IPCC (2000); *** Silveira *et al*. (2008) e IPCC (2000).
Fonte: Elaboração Autor, 2021.