



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**HERON CASATI FERNANDES**

**EFEITOS DO HISTÓRICO DE USO DO SOLO NA RESILIÊNCIA DA MATA  
ATLÂNTICA**

Prof. Dr. JERÔNIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO  
Orientador

SEROPÉDICA, RJ  
Junho – 2019



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**HERON CASATI FERNANDES**

**EFEITOS DO HISTÓRICO DE USO DO SOLO NA RESILIÊNCIA DA MATA  
ATLÂNTICA**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. JERÔNIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO  
Orientador

SEROPÉDICA, RJ  
Junho – 2019

**EFEITOS DO HISTÓRICO DE USO DO SOLO NA RESILIÊNCIA DA MATA  
ATLÂNTICA**

**HERON CASATI FERNANDES**

Aprovada em: 24 de junho de 2019

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. JERÔNIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO – UFRRJ  
Orientador

---

Prof. Dr. LUÍZ FERNANDO DUARTE DE MORAES – EMBRAPA  
Membro

---

Msc. POLLYANNA R. O. SANTOS COUTINHO – UFRRJ  
Membro

## DEDICATÓRIA

*A Deus Pai, Filho e Espírito Santo,  
A Santíssima Virgem Maria,  
E a José, Maria e Cassia minha família,  
com carinho eu dedico.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço e louvo a Deus que na sua infinita bondade e misericórdia me permitiu chegar até aqui suportando e vencendo todas as cruzes que ele me enviou. A Jesus meu sustento eucarístico, sustento na palavra e espiritual, meu pastor, que tanto me amou e continua nos amando na cruz. Ao Espírito Santo minha inspiração, a força que vem do alto sobre minha vida. A santíssima virgem Maria, uma mãe que tanto intercedeu por mim junto a Jesus.

Ao meu pai José Casati, minha mãe Maria Aparecida e minha irmã Cassia, minha família, que mesmo longe, sempre me apoiando e sustentando em minhas aventuras, e sendo base que permitiu esse passarinho continuar voando e chegar até aqui. Meu coração será eternamente grato, obrigado Senhor pela minha Família.

A Eliane, Zezé, Priscila e Patrícia, mais que vizinhos, uma segunda família nesses anos de rural, obrigado por tanto me acolherem.

A Paróquia Santa Teresinha de Seropédica e ao pároco Pe Fábio, mais que uma igreja, mas também um cenáculo onde Deus me transformou, me alimentou, me orientou, me perdoou, para esta missão universitária.

Ao Ministério Universidades Renovadas (MUR) da rural, uma missão de Deus, onde pude ser instrumento da palavra, e que me fez renovar minha caminhada universitária, minhas amizades, me moldando a ser um profissional do reino.

A todos os meus amigos do MUR, amizades em Cristo, família universitária, mais que amigos de missão, mas também sustento nas correrias da rural, amizades onde pude compartilhar a minha cruz e continuar minha caminhada.

Ao meu orientador Jerônimo, que me acolheu em seu laboratório quando não sabia para onde ir, teve paciência comigo mesmo não sabendo o que queria fazer e quando queria chutar o balde nessa fase final da monografia, mas aqui vemos o resultado de tudo isso. Obrigado pela atenção e paciência para comigo.

Ao Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp), pelo companheirismo nesses 2 anos, onde pude aprender algo com cada um, como tomar um café sem açúcar, a marcar uma parcela, a plantar jaqueira. Apesar de poucos, mas bons momentos, obrigado.

A todos que de alguma forma Deus colocou na minha vida, passaram pela minha caminhada, mesmo que num instante, sei que foram suficientes e necessários para permitir que alcançasse esse momento da minha vida terrena.

*DEO GRATIAS!*

## RESUMO

As constantes perturbações que vem ocorrendo nas florestas tropicais nas últimas décadas retrata o quanto se faz necessário termos um olhar crítico também às ações que tem ocorrido na Mata Atlântica brasileira. A quantificação do grau de resiliência das florestas secundárias da Mata Atlântica é fundamental para compreender a capacidade de recuperação de ambientes em regeneração natural. Este estudo teve por objetivo quantificar os efeitos do histórico de uso do solo na resiliência de florestas secundárias da Mata Atlântica. Quantificamos os efeitos do histórico de uso da terra sobre a resiliência por meio de um método matemático que nos permitiu calcular um índice de recuperação dos atributos área basal, diversidade, densidade e equidade de ambientes em regeneração natural após uso pela pastagem, agricultura e exploração de madeira. Encontramos em nossos resultados uma alta variação do tempo médio de recuperação da diversidade com 60 anos para recuperar ao menos 90% em relação as áreas de referência, enquanto a densidade se mostrou com pouca variação, contudo se recuperando em pouco tempo, 29 anos. Áreas com uso anterior da terra pela agricultura demonstraram grande influência sobre a resiliência da diversidade e área basal, enquanto a pastagem pouco interferiu nas taxas de recuperação. No entanto, observamos que apesar da pouca influência da pastagem na resiliência, este efeito é incerto. A agricultura e exploração de madeira mostraram-se mais confiáveis em seus valores. Sugerimos que esses resultados demonstram que a resiliência não é garantia de maior eficiência na regeneração, e o monitoramento de distúrbios futuros é uma alternativa válida para incrementar melhor solidez na capacidade resiliente de ambientes em restauração.

**Palavras-chave:** Degradação, recuperação, trajetórias sucessionais, florestas secundárias.

## ABSTRACT

The constant disturbances that have been occurring in the tropical forests in the last decades shows how much it is necessary to have a critical look at the restoration actions that have taken place in the Brazilian Atlantic Forest. The degree quantification of resilience of the secondary forests of the Atlantic Forest is fundamental to understand the recoverability of environments in natural regeneration. The objective of this study was to quantify the effects of the history of soil use on the resilience of secondary forests of the Brazilian Atlantic Forest. We quantified the effects of land use history on resilience by means of a mathematical method that allowed us to calculate a recovery index of basal area, diversity, density, and equity attributes of natural regeneration environments after pasture, agriculture and logging. Our results showed a high variation of the average recovery time that took at least 60 years to recover 90% of diversity in relation to the reference areas, while the density was shown with little variation, however recovering in a short time, 29 years. Areas with previous land use by agriculture showed great influence on diversity resilience and basal area, while pasture interfered a little in recovery rates. However, we observed that despite the low influence of pasture on resilience, this effect is less predictable compared to agriculture and logging past land use. We suggest that these results demonstrate that the degree of resilience shows a wide variation depending of the past land use. Therefore, the monitoring of future disturbances is a valid alternative to increase the solidity in the resilient capacity of restoration environments.

**Keywords:** Degradation, recovery, successional trajectories, secondary forests.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	2
2.1. Resiliência.....	2
2.2. Histórico de uso do solo.....	3
2.3. Trajetórias sucessionais .....	4
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	6
3.1. Coleta de dados .....	6
3.2. Análise de dados .....	8
4. RESULTADOS .....	8
4.1. Tempo médio de recuperação .....	8
4.2. Efeito do uso do solo .....	9
4.3. Trajetórias de recuperação .....	12
5. DISCUSSÃO.....	14
6. CONCLUSÃO .....	16
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	17

## 1. INTRODUÇÃO

De 1990 a 2015, a área da Terra coberta por florestas caiu de 31,6% para 30,6%, sendo o desmatamento a segunda maior causa das mudanças climáticas, ficando atrás apenas da queima de combustíveis fósseis (FAO, 2018). As florestas tropicais representam o legado de períodos sucessivos de colonização, exploração, cultivo, abandono e recrescimento, moldados por ocupações humanas, transformações culturais, catástrofes naturais e mudanças climáticas (CHAZDON, 2012). A devastação de uma área de floresta após um grande distúrbio parece ser irreversível, no entanto, o que torna um ecossistema florestal frágil não é a sua destruição momentânea, mas sim a interferência na sua resiliência (CHAZDON, 2016). A fragilidade das florestas tropicais tem sido muito valorizada, enquanto sua resiliência foi pouco valorizada (LUGO, 1995). As Florestas devem ser vistas como sistemas resilientes, com a capacidade intrínseca de se reorganizar e se recuperar (CHAZDON, 2016). A capacidade de recuperação da floresta após a remoção do distúrbio é o fator chave para a conservação da Mata Atlântica no Brasil (CHEUNG; LIEBSCH; MARQUES, 2010).

Avaliar a resiliência é fundamental para a conservação da biodiversidade (DERROIRE et al., 2016). Desta forma, qualquer tentativa de alcançar resiliência através da restauração ecológica seria primeiro necessário especificar uma adequada definição desse termo (NEWTON; CANTARELLO, 2015). A resiliência vem sendo definida na literatura, principalmente, de duas maneiras (BRAND, 2009; GUNDERSON, 2000; HOLLING, 1996). Holling (1973) começou a definir a resiliência como o grau de persistência de um sistema dentro de seus processos e sendo uma medida da capacidade desse sistema de suportar mudanças ocasionadas por perturbações, e definido por Gunderson (2000) como ‘resiliência ecológica’. Enquanto Pimm (1984) definiu a resiliência como o tempo necessário para um ambiente retornar a um estado relativamente estável após uma perturbação, que depois Holling (1996) definiu como ‘resiliência da engenharia’. A resiliência ecológica ainda tem muita discussão acerca da forma de quantificar, o que se torna um desafio na hora de abordar esse tema, enquanto a resiliência da engenharia, relata da velocidade de retorno, a taxa de retorno e geralmente é dada na unidade tempo (BAHO et al., 2017). A resiliência das florestas tropicais pode ser afetada de forma significativa pelo uso intensivo da terra por longos períodos (CHAZDON; ARROYO, 2013).

Os processos sucessionais nas florestas secundárias podem ser vistas como um contínuo desde um estágio inicial onde os fatores que influenciam a colonização são mais importantes para estágios posteriores, onde a capacidade competitiva e a tolerância das condições ambientais entre as espécies, determinam padrões de substituição de espécies ao longo do tempo (LAWRENCE; CHAPIN, 1987). A restauração das florestas tropicais é influenciada pelo histórico de uso do solo, pela composição inicial das espécies colonizadoras, pelo clima e pela dispersão de sementes das florestas do entorno (CHAZDON, 2016). O histórico de uso da terra interage com as características locais do ambiente, como o clima, relevo, solo, etc., que podem aumentar a gravidade dos eventos de perturbação, a taxa e natureza dos processos de recuperação nas florestas tropicais (CHAZDON, 2003). Em extensas pastagens abandonadas ou em áreas gravemente degradadas, por exemplo, é provável que as trajetórias sucessionais sejam diferentes, e presume-se que a recuperação da estrutura e função do ecossistema seja muito mais lenta (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

As constantes perturbações, naturais ou antrópicas, que as florestas secundárias tropicais vêm sofrendo ao longo das últimas décadas retrata de forma significativa o quanto se faz necessário termos um olhar crítico também às ações que tem ocorrido na Mata Atlântica

brasileira. A crescente expansão das culturas agrícolas, pastagens e exploração de madeira, nos mostra que as áreas em processo de regeneração natural estão cada vez mais suscetíveis aos distúrbios ocasionados pelo histórico de uso do solo, afetando consideravelmente suas trajetórias de recuperação e seu grau de resiliência. Diante disso, a quantificação da resiliência das florestas secundárias da Mata Atlântica é fundamental para compreender a capacidade de recuperação de ambientes em regeneração natural e sua colaboração na previsibilidade de projetos de restauração ecológica. Este estudo teve por objetivo quantificar os efeitos do histórico de uso do solo na resiliência de florestas secundárias da Mata Atlântica.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Resiliência

O termo 'resiliência' é amplamente utilizado para caracterizar a capacidade de lidar com perturbações (SCHEFFER et al., 2015) e tem sido cada vez mais incorporado na tomada de decisão e formulação da política ambiental (NEWTON; CANTARELLO, 2015). Foi introduzido na literatura pelo ecologista teórico CS Holling, e desde então, vários conceitos vem sendo aplicados para esse termo (GUNDERSON, 2000). Dois significados distintos desse termo devem ser distinguidos (BRAND, 2009), cada um refletindo diferentes aspectos de estados do sistema (BAHO et al., 2017). Holling (1973) ao iniciar a discussão em torno do termo resiliência na ecologia, ponderou entorno das discussões sobre a estabilidade, onde a resiliência foi definida como o grau de persistência de um sistema dentro de seus processos e sendo uma medida da capacidade desse sistema de suportar mudanças ocasionadas por perturbações. E a estabilidade sendo definida como a capacidade de um sistema em retornar a um estado de equilíbrio pré-distúrbio (Holling 1973). Pimm (1984) já começa a tratar a resiliência como o tempo necessário para um ambiente retornar a um estado relativamente estável após um distúrbio, sendo assim medindo a capacidade do sistema de se recuperar (taxa de recuperação) e que depois Holling (1996) definiu como 'resiliência da engenharia', e Standish et al. (2014), no entanto, preferiu definir como 'recuperação'.

O segundo conceito emerge da primeira definição dada por Holling (1973), referindo a quantidade de perturbação que um sistema ecológico pode absorver, e sem alterar suas condições de estabilidade (GUNDERSON, 2000). Walker et al. (2004) acrescenta nessa definição, além da capacidade de absorver os distúrbios, a capacidade do ambiente em se reorganizar durante uma perturbação de modo a manter essencialmente a mesma função, estrutura, identidade e feedbacks. Brand e Jax (2007) já tratam esse significado de resiliência como uma situação dinâmica que está longe de qualquer estado estável de equilíbrio, e definindo como a quantidade de perturbação que o sistema pode absorver até mudar para uma outra condição estável, com variáveis e estruturas diferentes. Esse segundo conceito de resiliência vem sendo mencionado na literatura como 'resiliência ecológica' (GUNDERSON, 2000). A grande diferença entre estes dois significados refere-se ao fato do ecossistema exibir um único estado de equilíbrio, como no caso de 'resiliência engenharia', ou múltiplos estados estáveis, como no caso de 'resiliência ecológica' (NEWTON; CANTARELLO, 2015). A resiliência da engenharia pode ser quantificada de uma certa forma simples utilizando o tempo como a unidade de medida, enquanto a quantificação da resiliência ecológica continua sendo um desafio (BAHO et al., 2017). O manejo da resiliência na restauração ecológica não exige uma capacidade precisa para prever o futuro, mas somente uma capacidade qualitativa para conceber sistemas que possam absorver e suportar eventos futuros que de forma inesperada possam vir a ocorrer (HOLLING, 1986, apud LUGO, 1995).

Em um estudo conduzido por Poorter et al. (2016), utilizaram o tempo como unidade de medida para quantificar a resiliência da biomassa acima do solo em florestas secundárias neotropicais, e encontraram um tempo médio de 66 anos para recuperar cerca de 90% dos valores referentes à floresta antiga. Com isso mostraram que havia uma relação positiva da resiliência da biomassa com a idade das florestas em regeneração e também com a disponibilidade de água, indicando um menor tempo de recuperação, ou seja, melhor resiliência em áreas com melhor disponibilidade de água. Sendo assim, Poorter et al. (2016) inferiram que as florestas secundárias estudadas havia grande potencial, sendo altamente produtivas e resilientes. Em outro estudo realizado nas florestas secundárias neotropicais, Rozendaal et al. (2019) avaliaram o tempo de recuperação da riqueza e composição de espécies. Os valores de riqueza de espécies indicaram uma melhor resiliência dessas áreas, com uma taxa de recuperação de 80% após 20 anos, chegando a superar em pouco tempo a riqueza de espécies de florestas antigas. Em contraste, a resiliência da composição de espécies se mostrou muito baixa, podendo levar séculos para se recuperar. Avaliar a taxa de recuperação e o potencial resiliente das florestas secundárias tropicais é fundamental para a conservação de sua biodiversidade (DERROIRE et al., 2016; ROZENDAAL et al., 2019).

## **2.2. Histórico de uso do solo**

O histórico de uso da terra interage com as forças naturais para influenciar a gravidade dos eventos de perturbação, a taxa e natureza dos processos de recuperação nas florestas tropicais (CHAZDON, 2003). Ao contrário da sucessão, que se inicia imediatamente após pulsos de distúrbios naturais que ocorrem por um curto período, o uso agrícola por longos períodos pode atrasar ou estagnar a regeneração natural após abandono (CHAZDON, 2016). A intensidade, extensão, severidade e duração do uso da terra exercem consequências diretas sobre as fontes de regeneração, disponibilidade de nutrientes no solo e condições para a fixação precoce de mudas, incluindo a competição com espécies cultivadas e ervas daninhas (CHAZDON, 2012). A intensidade do uso passado da terra afeta não apenas a taxa de acúmulo de espécies após o abandono do local, mas também a composição dos primeiros colonizadores (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Chazdon (2016) propôs algumas condições locais e da paisagem que podem favorecer a colonização inicial de áreas agrícolas ou pastagens abandonadas de regiões tropicais (Tabela 1).

Em um estudo na Mata Atlântica da Argentina, Holz et al. (2009) demonstraram que as pastagens tiveram grande influência nos primeiros anos de colonização inicial após abandono, principalmente por conta da cobertura de gramíneas que ainda permaneceram no local durante 10 anos, indicando baixa regeneração de espécies arbóreas nos primeiros 20 anos. Gramíneas exóticas para pastagem também podem afetar negativamente o estabelecimento de plantas lenhosas (CHAZDON, 2012). Holz et al. (2009) propuseram um gradiente de velocidade de regeneração em relação ao histórico de uso, indicando áreas de agricultura melhor que exploração de madeira e sendo a exploração melhor que pastagem. A dificuldade de estabelecimento de indivíduos em locais com alta densidade de gramíneas, como no caso das pastagens, e baixa densidade de gramíneas em plantios de pinheiros e ainda menos em cultivos agrícolas anuais abandonados, demonstram grande relação da dificuldade de estabelecimento com a velocidade de regeneração (HOLZ et al., 2009). Em áreas extensivamente desmatadas, como pastagens para gado, as restrições espaciais à dispersão de sementes surgem como uma das barreiras críticas à sucessão (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Em áreas de cultivo agrícola abandonado e com baixa intensidade de uso, em Oaxaca no México, Lebrejo-Trejo et al. (2008) encontram boas variações na recuperação de atributos estruturais e na composição e riqueza de espécies com o aumento da idade de pousio dos cultivos anuais. Em Laos, área basal das florestas secundárias aumentou significativamente, enquanto a densidade das hastes tendeu a diminuir com o aumento da idade de pousio, enquanto as medidas de riqueza e diversidade de espécies permaneceram insensíveis (SOVU et al., 2009). Em Paragominas-PA, Brasil, a intensidade de manejo da pastagem após 8 anos de abandono tiveram grande efeito sobre as fontes de regeneração arbórea, onde áreas com uso intensivo haviam apenas a chuva de sementes como fonte de propágulos, enquanto áreas com uso leve continham rebrota, banco de sementes e chuva de sementes (UHL; SERRAO, 1988).

A baixa biomassa acima do solo e dominância de espécies em locais que a princípio teriam grande potencial para restauração passiva, indicaram o efeito do uso anterior do solo sobre a regeneração natural de florestas secundárias da Mata Atlântica brasileira (SANSEVERO et al., 2017). De acordo com Chazdon (2016), o efeito do histórico de uso do solo sobre a disponibilidade de propágulos e de recursos são mais determinantes sobre a velocidade e qualidade da regeneração natural do que a origem das perturbações, sejam elas naturais ou antrópicas. Também deve-se atentar que a intensidade, o tipo de uso da terra e as características do local estão todos ligados e, portanto, difíceis de separar inequivocamente como fatores únicos (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

**Tabela 1:** Condições locais e de paisagem que favorecem a colonização rápida e diversificada de áreas agrícolas ou pastagens abandonadas em regiões tropicais.

1. Presença de camada superficial de solo
2. Proximidade de fragmentos florestais
3. Rebrota de raízes ou troncos de árvores
4. Banco de sementes intacto no solo
5. Presença de espécies lenhosas secundárias iniciais e tardias na chuva de sementes
6. Colonização contínua de espécies nativas vindas das áreas circundantes
7. Supressão de gramíneas pela colonização de árvores e arbustos pioneiros
8. Diversidade animal e microbiana (insetos, vertebrados, fungos do solo)
9. Proteção contra incêndios frequentes
10. Proteção contra a caça e a retirada excessiva de serrapilheira e produtos florestais

Fonte: Chazdon, 2016 (cap.7, quadro 7.1).

### 2.3. Trajetórias sucessionais

Os processos sucessionais ocorrem em todas as florestas em diferentes escalas espaciais e temporais (CHAZDON, 2012). Nem sempre são direcionais ou previsíveis, e vários caminhos podem levar a uma variedade de tipos de florestas maduras, em vez de um único ponto de estabilidade (GLEASON, 1926, apud CHAZDON et al., 2007). A sucessão de florestas secundárias pode ser visualizada como um contínuo desde um estágio inicial, onde os fatores que influenciam a colonização são mais importantes para estágios posteriores, onde a capacidade competitiva e a tolerância das condições ambientais entre as espécies determinam padrões de substituição de espécies ao longo do tempo (LAWRENCE; CHAPIN, 1987) e um

aumento em complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012). As trajetórias sucessionais surgem em decorrência dos tipos e magnitude das perturbações, da disponibilidade de espécies para colonizar essas áreas, dos históricos de desenvolvimento e características ecofisiológicas dessas espécies e das interações entre as espécies colonizadoras (CHAZDON, 2016).

Pickett, Collins e Armesto (1987) elaboraram um arcabouço teórico hierárquico de sucessão com as causas e fatores que determinam as trajetórias sucessionais (Tabela 2). Em uma mesma região e formação florestal, as mudanças sucessionais da vegetação podem seguir múltiplas trajetórias sucessionais (WALKER et al., 2010), gerando assim, trajetórias de abundâncias de espécies distintas (CHAZDON, 2016). As trajetórias sucessionais são interferidas pela escala, frequência e intensidade de distúrbios ou históricos de uso do solo, textura do solo e disponibilidade de nutrientes, natureza da vegetação remanescente e condições pós-distúrbio, como tipos de manejo, colonização por espécies invasoras ou dispersão de sementes a partir de áreas florestais vizinhas (CHAZDON, 2003, 2008). Em extensas pastagens abandonadas, ou em áreas degradadas, por exemplo, é provável que as trajetórias sucessionais sejam diferentes, e presume-se que a recuperação da estrutura e função do ecossistema seja muito mais lenta (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Mesquita et al. (2001) avaliaram duas trajetórias sucessionais na Amazônia central com diferentes históricos de uso do solo. Em áreas onde as atividades agrícolas foram abandonadas, logo sendo desmatadas e sem uso posterior por 4 anos, foram dominados após 6-10 anos pelo gênero pioneiro *Cecropia*, enquanto aqueles usados para pastagem antes do abandono foram dominados pelo gênero pioneiro *Vismia*. Nessa região da Amazônia Central, a *Vismia* domina a sucessão em pastagens periodicamente queimadas porque tem a capacidade de rebrotar. Já as áreas desmatadas que não são queimadas nem transformadas em pastos são colonizadas pela *Cecropia*, e uma comunidade secundária mais diversificada se desenvolve a partir do banco de sementes, brotos de cepas e chuva de sementes (MESQUITA et al., 2001). A trajetória sucessional após o desmatamento na Amazônia exibe caminhos alternativos que correspondem ao uso anterior da terra, áreas cortadas de floresta primária ou clareiras abandonadas convertidas em pastagens através de queimadas prescritas e depois abandonadas (WILLIAMSON et al., 2014). Os padrões de colonização e dominância de espécies após o abandono da terra afetam de forma significativa as mudanças sucessionais em termos de estrutura e composição da vegetação (CHAZDON, 2008). Todavia, a composição de espécies de um sítio não é afetada apenas pelos recursos do solo: ele também pode afetar a disponibilidade desses recursos para outras espécies e, assim, afetar ainda mais as trajetórias sucessionais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Em um estudo conduzido em florestas secundárias de Porto Rico, Flynn et al. (2010) avaliaram os efeitos do histórico de uso do solo e furacões na trajetória sucessional. Demonstraram que a densidade de indivíduos diminuiu enquanto a área basal e riqueza de espécies tenderam a aumentar, onde o distúrbio do furacão exerceu efeitos contrastantes na estrutura do sistema. Distúrbios naturais em larga escala podem alterar a trajetória sucessional de florestas secundárias recuperando-se do uso antrópico da terra, por exemplo, tornando os locais mais antigos mais semelhantes em estrutura aos locais mais jovens (FLYNN et al., 2010).

**Tabela 2:** Causas, processos e fatores específicos que geram variações nas trajetórias sucessionais em uma região ou zona climática.

<b>Causas gerais</b>	<b>Processos ou condições</b>	<b>Fatores específicos</b>
Disponibilidade de local	Distúrbios em larga escala, topografia, drenagem	Tamanho, intensidade, duração, frequência, heterogeneidade do local, disponibilidade de recursos
Conjunto de espécies	Dispersão de sementes, rebrota, banco de sementes, chuva de sementes, espécies invasoras	Configuração da paisagem, agentes dispersores, histórico de perturbação, uso anterior do solo, vegetação remanescente
Características das espécies	Características ecofisiológicas, funcionais e da história de vida	Germinação, estabelecimento e requisitos para crescimento
Interações intraespecíficas	Competição, doenças	Tamanho, estrutura e dinâmica da população; recrutamento, crescimento e mortalidade
Interações interespecíficas	Competição, doenças, herbivoria, predação, mutualismo (polinização, dispersão, defesa, facilitação, micorrizas)	Estrutura e dinâmica da comunidade, estrutura trófica, interações móveis, facilitação

Fonte: Chazdon, 2016 (cap.5, quadro 5.1) - adaptado de Pickett et al. (1987).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Coleta de dados**

O conjunto de dados obtidos neste trabalho foram gerados a partir de uma meta-análise, que foi elaborada pelo Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp) do Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Para a produção desta meta-análise foi necessário criar uma base de artigos científicos que seriam selecionados posteriormente. Para a obtenção destes artigos, foi realizada pesquisa bibliográfica nas principais bases de artigos nacionais e internacionais, como: Web of Science, SCOPUS, Google Scholar e Scielo. Para a

eficácia nas buscas dos artigos foram usadas as seguintes palavras-chaves: “Regeneração natural + Mata Atlântica”, “Floresta secundária + Mata Atlântica”, “Natural regeneration + Atlantic forest” e “Secondary forest + Atlantic forest”. Após esta fase de seleção de artigos foi iniciada a etapa de coleta de dados relacionados as variáveis explicativas e respostas de interesse. As variáveis explicativas obtidas foram históricos de uso do solo antes do abandono, onde foram classificados em três categorias de uso: pastagem, agricultura e exploração de madeira. Para melhor caracterização das trajetórias sucessionais a partir dos diferentes usos do solo também foram inclusas áreas de referência (Florestas em estágios avançados) na seleção de cada estudo.

As variáveis respostas para análise foram área basal ( $m^2/ha$ ), densidade de árvores ( $DAP > 5,0cm$ ) e riqueza de espécies e equidade. Para possibilitar a comparação entre áreas com diferentes esforços de coleta se fez necessário a utilização do índice de diversidade de Margalef (1989). Este índice pôde ser calculado a partir dos valores de densidade e riqueza. Essas variáveis foram selecionadas por representarem bons indicadores do processo de restauração dos ecossistemas (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Com essas delimitações, trabalhos que apresentaram as variáveis explicativas e respostas de interesse foram incluídos no banco de dados, enquanto trabalhos realizados nos ecossistemas periféricos à Mata Atlântica (Fig.1), como por exemplo restinga, mangue e campos de altitude, foram excluídos. Como era necessário a utilização de áreas com florestas de referência para a análise dos dados deste trabalho, os artigos que não apresentavam estes dados também foram excluídos. A partir da filtragem desses artigos, foram analisados 19 estudos no total. A maior parte desses estudos foram realizados em áreas com uso histórico de pastagem (22 áreas), seguido da agricultura (14) e exploração de madeira (11).



**Figura 1:** Mapa da localização das áreas de estudo utilizadas na meta-análise.

### 3.2. Análise de dados

A partir desse conjunto de dados buscamos quantificar a recuperação desses ambientes após o distúrbio, tendo as florestas de estágios mais avançados como referência. Para a quantificação do tempo de restauração, utilizamos o método apresentado por Jones e Schmitz (2009), que propuseram uma fórmula para calcular a magnitude da perturbação. Os efeitos de uma perturbação no ambiente pode causar aumento ou diminuição nas variáveis respostas após o abandono (JONES; SCHMITZ, 2009). Com isso, através deste cálculo Jones e Schmitz (2009) avaliaram o quanto o ambiente se desviou de suas condições iniciais (magnitude da perturbação), ou seja, o quanto uma variável resposta deixou de se recuperar, desviando de sua trajetória inicial de recuperação, e como esse desvio interferiu no tempo de restauração desses sistemas. Logo esse desvio foi calculado pela seguinte fórmula:

$$D = [(I - P)/I] \times 100$$

Sendo *D* o desvio percentual das condições iniciais, como explicado acima. *P* deriva a partir da determinação quantitativa de variáveis descritas no primeiro intervalo de tempo após o abandono, ou seja, áreas em processo de recuperação. Enquanto *I* refere-se à condição inicial pré-distúrbio, sendo as áreas de referências. Este índice (*D*) quantifica o potencial de mudança direcional positiva ou negativa em uma variável após uma perturbação, assim indicando o tempo necessário para que uma variável retorne ao estado antes da perturbação, ou seja, o quanto ainda não recuperou das condições iniciais pré-distúrbio (JONES; SCHMITZ, 2009).

Através deste índice, Jones e Schmitz (2009) demonstraram um indicativo do quanto o sistema não se recuperou e qual o tempo médio para recuperação a um estado pré-perturbação. No entanto, para que Jones e Schmitz (2009) conseguissem traçar esses indicativos de recuperação das variáveis respostas, se fez necessário não apenas valores de condições pré-distúrbio, no caso as florestas de referência, como também o relato do tempo de recuperação após o abandono e as respectivas avaliações do grau de recuperação (se os ambientes se recuperaram ou não) dos autores dos artigos considerados no trabalho de Jones et al. (2009). Com estas informações, os autores realizaram prognósticos de taxas de recuperação de diversos ambientes. Neste presente trabalho foi realizado algumas alterações em relação a este método, primeiramente em relação ao valor de *D*, onde foi feito um ajuste nesse índice por meio de um cálculo simples de subtração, diminuindo de 100 o valor correspondente ao *D*, com o objetivo de encontrar o valor referente ao que o ambiente recuperou em relação a floresta de referência.

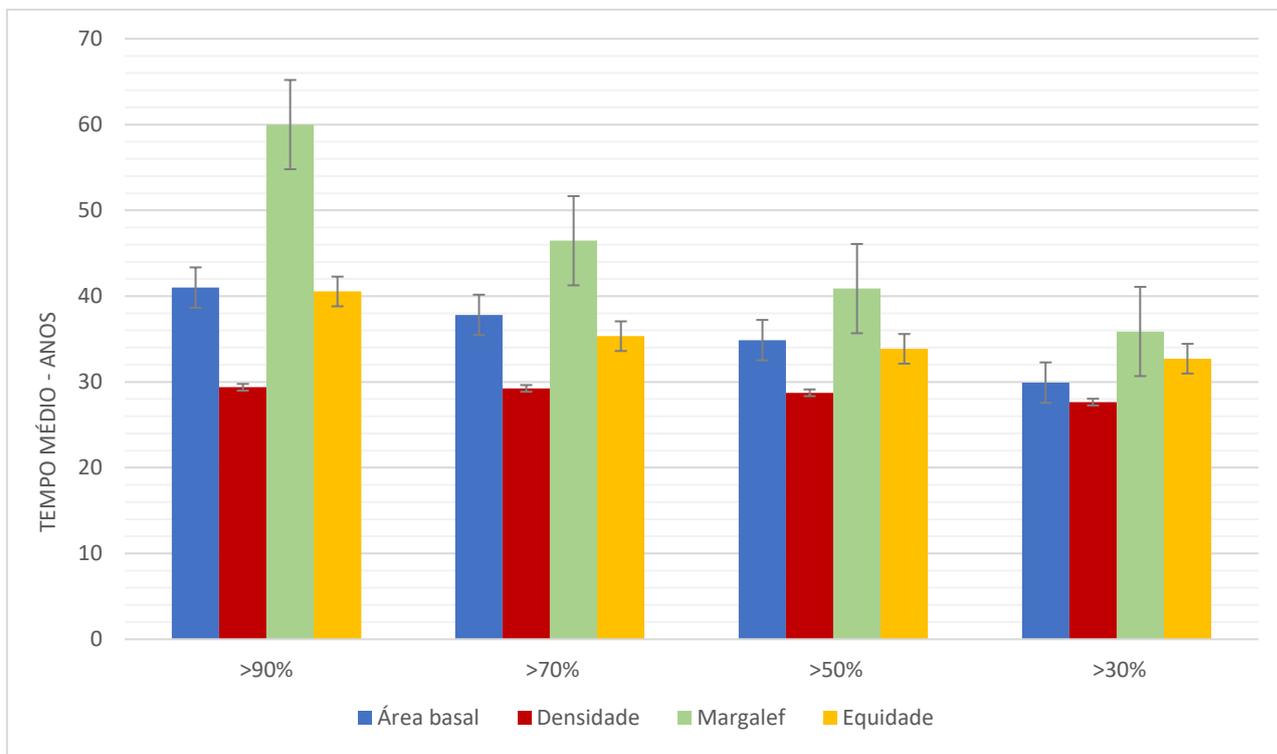
Em segundo, os artigos coletados pela meta-análise não havia julgamentos de cenário de recuperação dos ambientes. Logo, para melhor adaptação propusemos alguns cenários de recuperação. Foram criados quatro cenários arbitrários de recuperação: 30%, 50%, 70% e 90% para cada variável resposta considerada no estudo (Densidade de árvores, Área basal, Equidade, Diversidade – Margaleff). Para analisar as trajetórias de recuperação dos atributos estruturais em cada tipo de uso anterior do solo, utilizamos a regressão linear, relacionando os valores de tempo médio de recuperação com a percentagem de recuperação (valor *D* ajustado), com isso obtemos valores de previsibilidade de recuperação dos atributos estruturais.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Tempo médio de recuperação

Nos quatro cenários de recuperação criados, o tempo médio de recuperação das variáveis teve uma tendência de crescimento à medida que o cenário de recuperação se

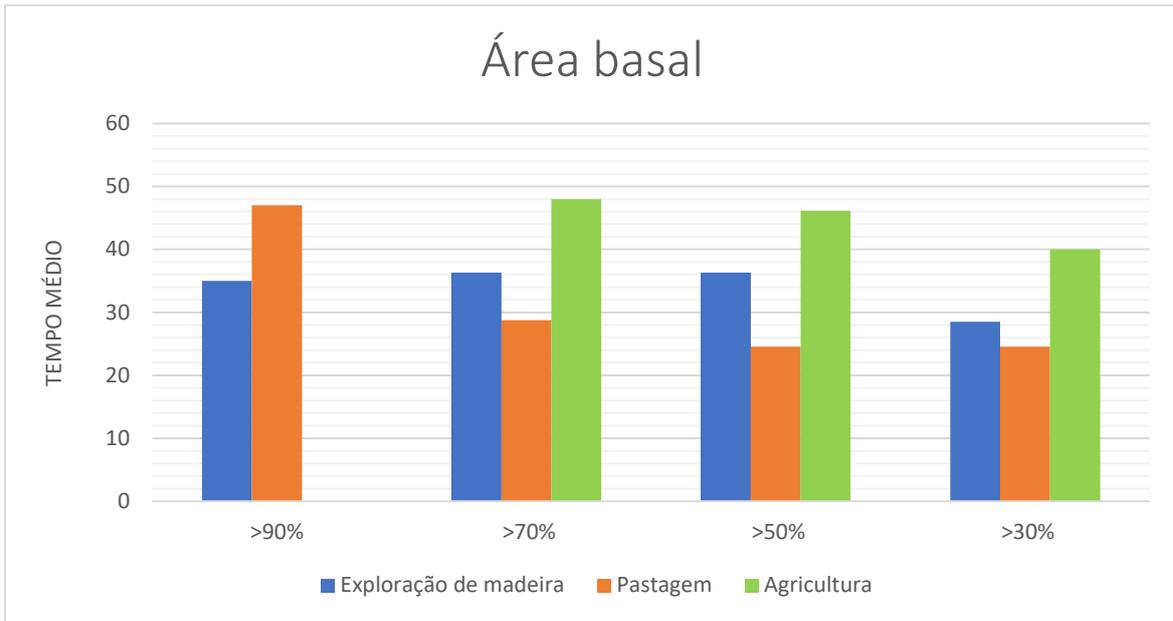
aproximava da floresta de referência (Fig. 2). O índice de diversidade de Margalef teve maior variação, onde para a recuperação em um cenário maior que 30%, necessitou de um tempo maior de recuperação comparado às outras variáveis respostas, assim como também para os cenários seguintes até próximo da recuperação (90%) (Fig. 2). Área basal e equidade tiveram uma trajetória de variação muito próximos, onde ao atingirem o cenário de 90% houve o mesmo tempo médio de recuperação. Enquanto para densidade praticamente não houve variação, tendo o mesmo tempo médio de recuperação em todos os cenários de recuperação (Fig. 2).



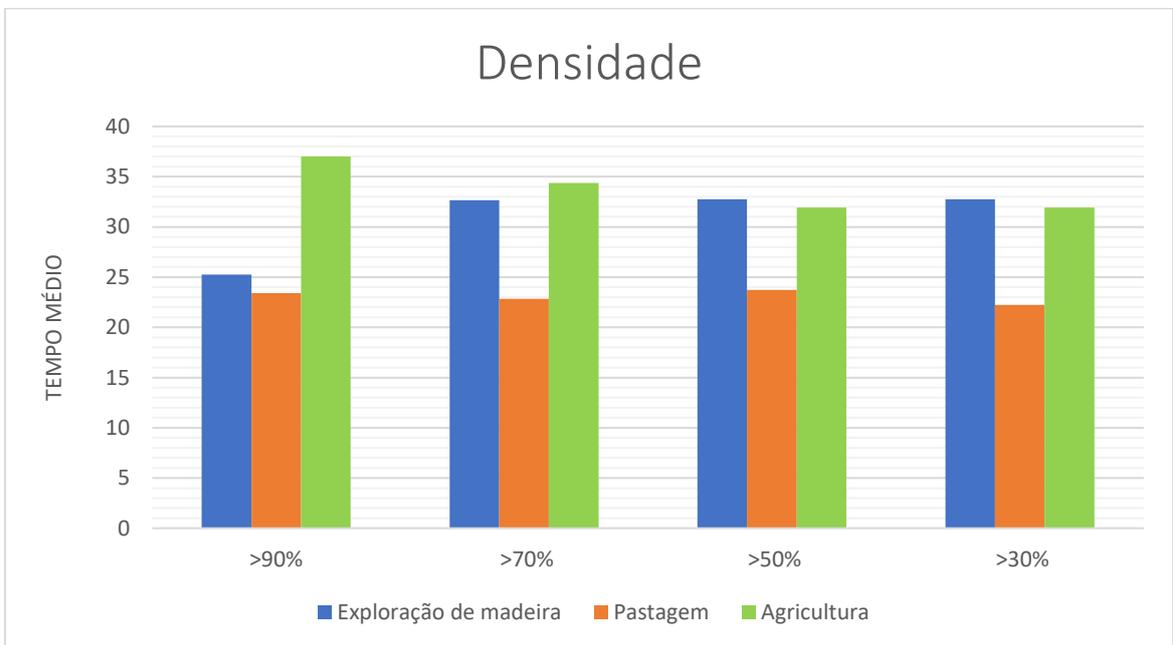
**Figura 2:** Relação entre o tempo médio de recuperação e a área basal, densidade, índice de Margalef e equidade para os diferentes cenários de recuperação (30%, 50%, 70% e 90%) na Mata Atlântica.

#### 4.2. Efeito do uso do solo

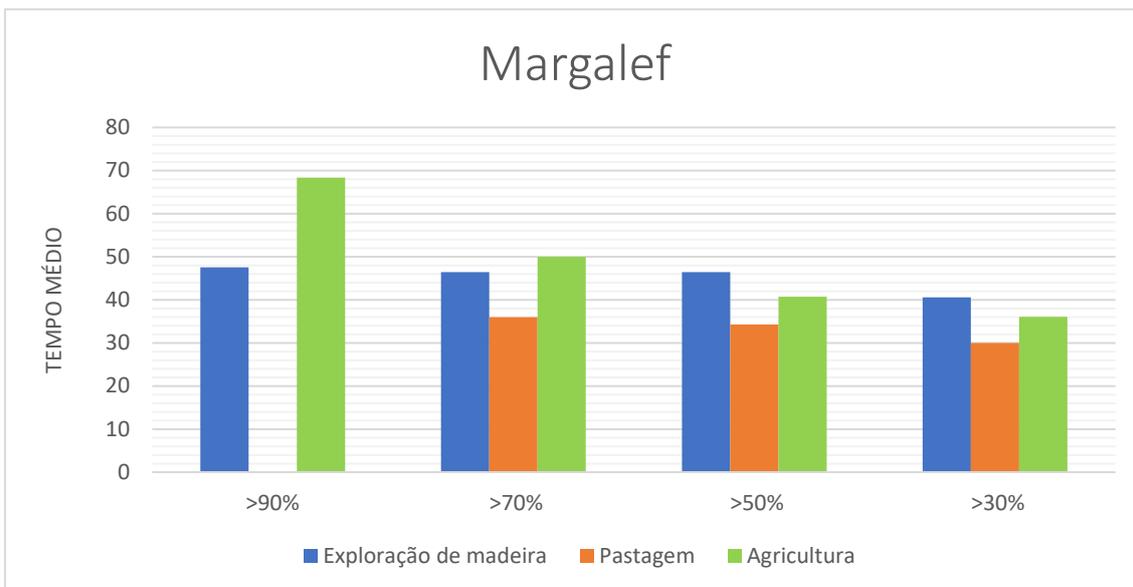
O tempo médio de recuperação de cada variável após abandono foi representado para cada tipo de uso do solo, onde, por exemplo, áreas com maior tempo de recuperação indicou menor grau de resiliência (Fig. 3, 4, 5 e 6). Áreas com histórico de uso da terra pela agricultura foram as que tiveram maior tempo médio de recuperação, ou seja, menor grau de resiliência, principalmente para diversidade e área basal, onde para recuperar 30% ou mais necessitou de 36 e 40 anos respectivamente (Fig. 3 e 5). Ao longo dos outros cenários houve uma tendência de crescimento no tempo médio de recuperação. Desta forma, para recuperar 90% da diversidade, o tempo médio foi de 68 anos (Fig. 5), assim como para equidade, que para os cenários anteriores manteve-se num tempo médio de 43 anos, apenas variando no último cenário (Fig. 6). Para o cenário de 90% em áreas usadas pela agricultura, a área basal não apresentou valores de tempo, pois no cálculo do índice D não teve valores para este cenário, demonstrou apenas até o cenário de 70% ou mais, com 48 anos (Fig. 3).



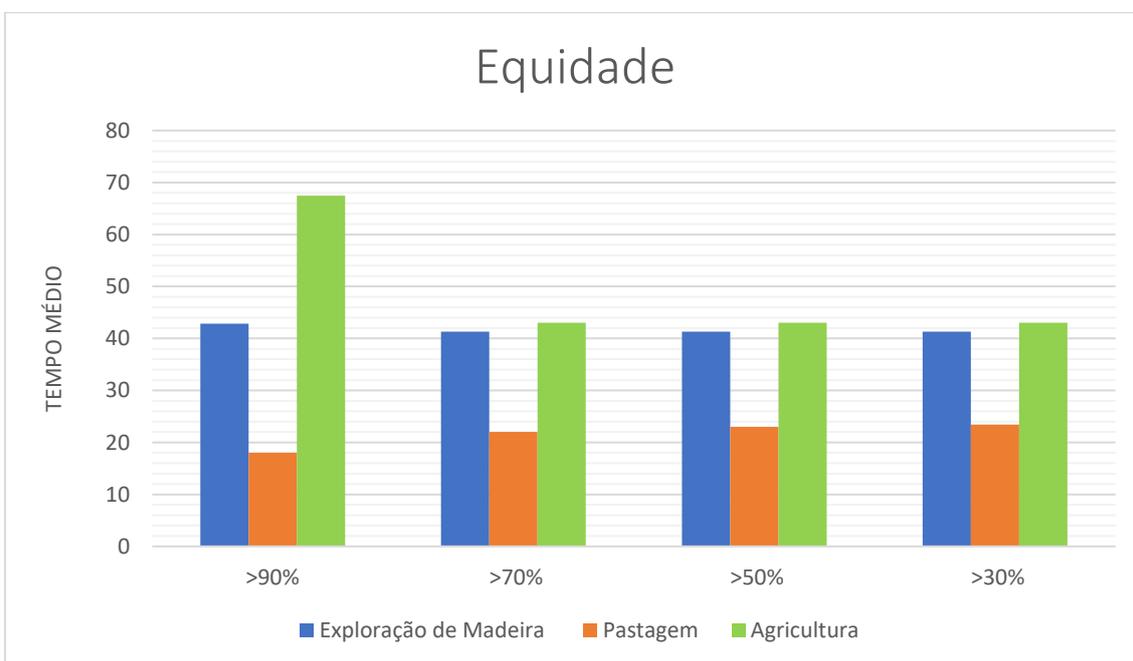
**Figura 3:** Relação entre o tempo médio de recuperação da área basal e os diferentes históricos de uso do solo (Exploração de madeira, pastagem e agricultura), para os diferentes cenários de recuperação (30%, 50%, 70% e 90%) na Mata Atlântica.



**Figura 4:** Relação entre o tempo médio de recuperação da densidade e os diferentes históricos de uso do solo (Exploração de madeira, pastagem e agricultura), para os diferentes cenários de recuperação (30%, 50%, 70% e 90%) na Mata Atlântica.



**Figura 5:** Relação entre o tempo médio de recuperação do índice de Margalef e os diferentes históricos de uso do solo (Exploração de madeira, pastagem e agricultura), para os diferentes cenários de recuperação (30%, 50%, 70% e 90%) na Mata Atlântica.



**Figura 6:** Relação entre o tempo médio de recuperação da equidade e os diferentes históricos de uso do solo (Exploração de madeira, pastagem e agricultura), para os diferentes cenários de recuperação (30%, 50%, 70% e 90%) na Mata Atlântica.

Áreas com uso pela pastagem apresentaram maior taxa de recuperação das variáveis respostas, principalmente para densidade e equidade, tendo pouca diferença ao longo dos cenários de recuperação, onde a média do tempo de recuperação de 30 a 90%, foi de 23 e 21,5 anos respectivamente (Fig. 4 e 6). Já o tempo médio de recuperação ao longo dos cenários para área basal e diversidade foi em torno de 31,5 e 33 anos respectivamente (Fig. 3 e 5). Importante destacar novamente, que assim como ocorreu para área basal em relação a agricultura, a pastagem do cenário de 90% para o Índice de diversidade de Margalef, não apresentou valores de tempo médio no cálculo do índice D, com isso apresentando valores para até o cenário de 70% ou mais (Fig. 5). Além disso, a densidade de modo geral, foi a variável que sofreu menos variação ao longo de todos os cenários para cada tipo de uso de solo (Fig.4). A exploração de madeira de forma geral, assim como a pastagem, foi o tipo de uso do solo que interferiu pouco ao longo dos cenários de recuperação para cada variável, mas teve na maioria dos cenários um tempo médio de recuperação maior que a pastagem. O cenário de 90% para área basal foi o único momento que a exploração foi menor que a pastagem, com 35 anos enquanto a pastagem 47 anos (Fig. 3).

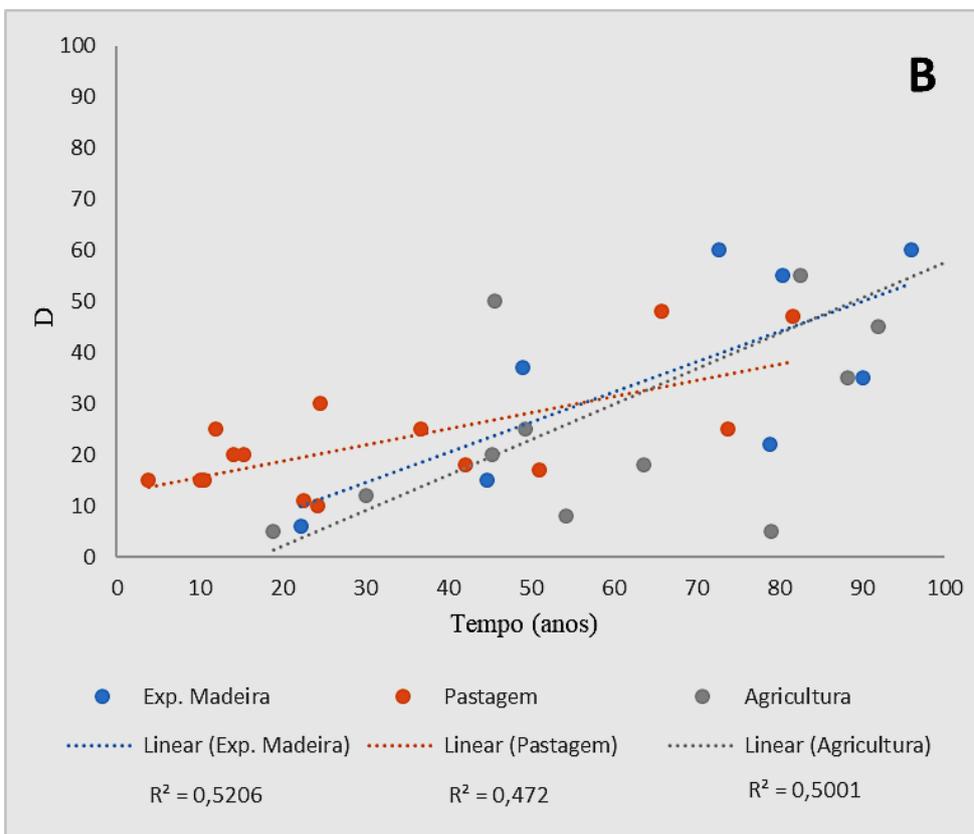
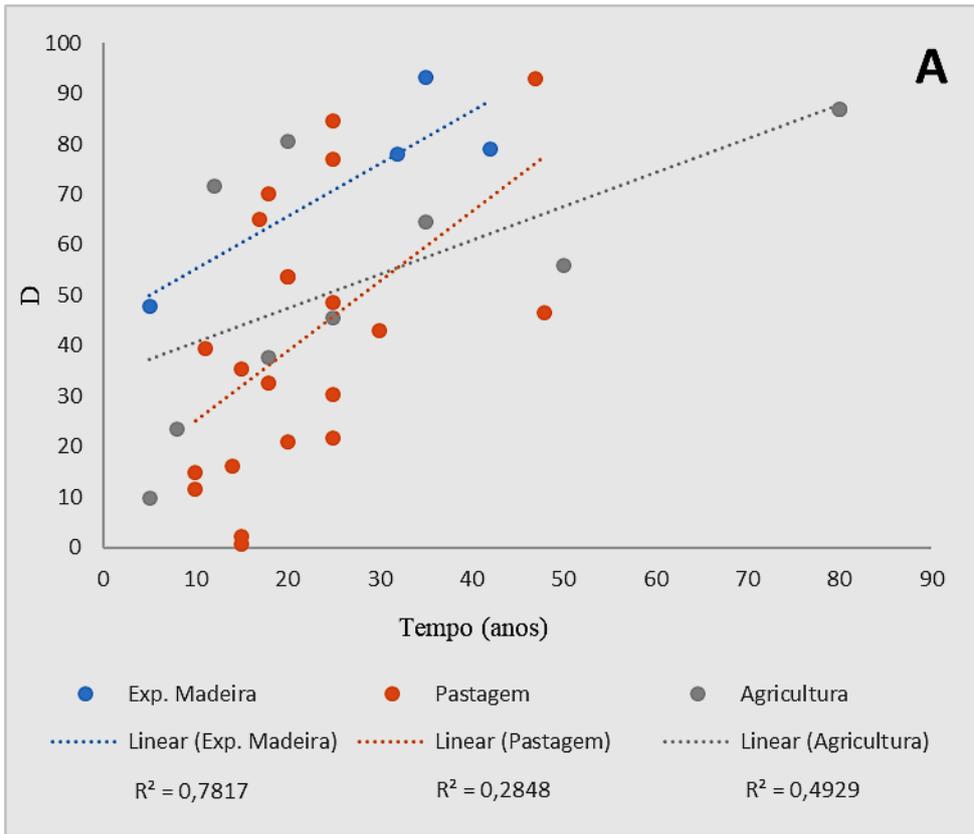
Na tabela 3 temos uma síntese dos valores de recuperação dos atributos em relação ao cenário de 90%, e podemos observar que todos os atributos tiveram maior tempo de recuperação em áreas de agricultura, enquanto área basal e diversidade um menor tempo para exploração de madeira, e densidade e equidade menor tempo para pastagem.

**Tabela 3:** Síntese do tempo de recuperação atributos em relação aos tipos de uso do solo para o cenário de 90%.

<b>Cenário de &gt;90%</b>		
	<b>Menor tempo</b>	<b>Maior tempo</b>
<b>Área basal</b>	35 anos/Exp.	47 anos/Past.
<b>Densidade</b>	23 anos/Past.	37 anos/Agri.
<b>Diversidade</b>	48 anos/Exp.	68 anos/Agri.
<b>Equidade</b>	18 anos/Past.	68 anos/Agri.

### 4.3. Trajetórias de recuperação

Através da regressão linear foram amostradas as trajetórias de recuperação para área basal e diversidade de Margalef após abandono em cada tipo de uso do solo, que foram as variáveis com melhor representação das trajetórias sucessionais, enquanto equidade e densidade não demonstraram valores significativos. A trajetória de recuperação da área basal após exploração de madeira demonstrou melhor previsibilidade ao longo do tempo, com um valor de regressão de 0,78, enquanto a trajetória após uso pela pastagem demonstrou menor previsibilidade no tempo de recuperação com um valor de 0,28 de regressão (Fig. 7A).



**Figura 7:** Regressões lineares entre  $D$  (desvio percentual das condições iniciais após o distúrbio) e o tempo de recuperação da área basal (A) e da diversidade de Margalef (B) para os diferentes históricos de uso do solo (exploração de madeira, pastagem e agricultura) na Mata Atlântica.

A trajetória de recuperação para o índice diversidade de Margaleff apresentou valores muito próximos para cada tipo de uso do solo, tendo uma variação entre cada valor de regressão de 0,02 (Fig. 7B). Para exploração florestal, a regressão demonstrou uma maior previsibilidade, apesar dos valores próximos, de 0,52 e a pastagem, assim como ocorreu para área basal, teve uma menor previsibilidade no tempo de recuperação em relação aos outros tipos de solo de 0,47. A agricultura demonstrou valores médios de regressão, tanto para área basal quanto para diversidade, de 0,49 e 0,5 respectivamente, demonstrando uma mesma previsibilidade na trajetória das duas variáveis respostas.

## 5. DISCUSSÃO

Um estudo conduzido por Lebrija-Trejos et al. (2008) em florestas secundárias tropicais de Oaxaca no México demonstrou que todos os atributos estruturais (Área Basal, Densidade, Diversidade e Equidade) diferiram em suas relações com o tempo, assim como ocorreu em nosso estudo, principalmente para diversidade que houve maior variação e a densidade que teve pouca variação, sugerindo assim uma maior abundância de indivíduos da mesma espécie. Nesse estudo, Lebrija-Trejos et al. (2008) avaliaram a resiliência de áreas abandonadas, até 40 anos, após uso pela agricultura, e encontraram variações dos atributos estruturais ao longo do tempo, onde a densidade se mostrou com maior variação, e área basal, diversidade e riqueza também tiveram variação positiva ao longo do tempo.

Enquanto a diversidade se mostrou com maior variação, mantendo uma tendência de crescimento ao longo do tempo, no estudo de Lebrija-Trejos et al. (2008), a diversidade teve um aumento gradual nos primeiros anos e depois variando pouco ao longo do tempo. Apesar dessa diferença na variação da densidade ao longo do tempo, os autores indicaram que a densidade teve uma recuperação rápida, precisando entorno de 13 anos para recuperar completamente em relação a floresta de referência. Em nosso estudo a densidade demonstrou a mesma tendência de recuperação, sendo o atributo com maior recuperação, assim sugerindo a densidade como o atributo estrutural que se recupera mais rápido em áreas com resiliência. Já em relação a área basal, encontramos uma variação intermediária em sua recuperação, enquanto para o estudo de Lebrija-Trejos et al. (2008), foi o atributo com a recuperação mais lenta em áreas com resiliência. Em nosso estudo a diversidade se mostrou com maior tempo de recuperação em relação aos outros atributos em áreas com resiliência, enquanto para o estudo no Lebrija-Trejos et al. (2008) foi intermediário. Essa baixa recuperação da diversidade pode indicar a dominância de algumas espécies no ambiente, assim impedindo a recuperação mais rápida dos valores de diversidade nos ambientes com resiliência.

Em outro cenário vemos também o efeito da agricultura sobre os atributos analisados. Fazendo um paralelo com nosso trabalho, Lebrija-Trejos et al. (2008) encontraram valores semelhantes, onde para recuperação de 60-89% da área basal necessitou de mais de 40 anos, assim estando próximo dos 48 anos para recuperar mais de 70% da área basal que encontramos em nossas análises. A densidade também demonstrou uma mesma tendência de recuperação, sendo em Oaxaca cerca de 40 anos para recuperação de 90%, enquanto encontramos 37 anos. A diversidade teve um comportamento diverso, enquanto vimos a diversidade com grande variação na recuperação ao longo do tempo, chegando aos 90% de recuperação com 68 anos. Em contrapartida, Lebrija-Trejos et al. (2008) viram que em 40 anos já havia recuperado mais de 80% em relação a floresta madura.

Em um estudo em Laos, Sovu et al. (2009) ao analisarem diferentes idades de pousio, encontraram variações distintas para os atributos estruturais, cuja área basal se mostrou com aumento significativo com o maior tempo de pousio, enquanto a densidade se mostrou com a mesma tendência de nosso trabalho, tendo pouca variação com o aumento do tempo de abandono, sugerindo ser um atributo de maior resiliência. Enquanto no presente trabalho diversidade houve grande variação com o tempo, Sovu et al. (2009) encontraram uma diversidade e riqueza de espécies insensíveis com o tempo. Nesse trabalho em Laos, foram analisadas áreas usadas pela agricultura, e ao correlacionarmos com os efeitos analisados da agricultura em nosso estudo, percebemos algumas tendências também encontradas no estudo em Oaxaca, principalmente para a densidade, que se mostrou um atributo com a mesma variação no tempo de recuperação de nosso estudo. A área basal teve um aumento ao longo tempo mais significativo, ou seja, necessitando de mais tempo de pousio para se recuperar, indicando um menor grau de resiliência, assim como encontramos em áreas de agricultura em nosso estudo.

Um atributo que demonstrou um comportamento diverso foi a diversidade, se mostrando mais resiliente nas áreas de estudo em Laos, onde teve uma tendência semelhante ao da densidade, enquanto encontramos uma diversidade com grande variação ao longo dos cenários de recuperação, apresentando tempo de recuperação maior, indicando assim áreas de agricultura com pouca resiliência para recuperar esse atributo. Em relação a equidade, ocorreu uma variação mais equilibrada ao longo dos anos, contudo tendo uma variação abrupta no último cenário de recuperação, com 68 anos, um aumento no tempo médio de recuperação de pouco mais de 50% em relação aos cenários anteriores que se mantiveram em 43 anos. Isso pode ser explicado pelas mudanças que podem ocorrer nas trajetórias sucessionais ao longo do tempo, ou seja, por alguma interferência em seu processo de sucessão, o padrão de recuperação mudou de forma abrupta no último cenário de recuperação. Chazdon (2003, 2008) já indicava que as trajetórias sucessionais também são interferidas pelas condições de nutrientes do solo, os tipos de manejo dessas áreas, colonização de espécies invasoras, assim como também distúrbios naturais.

Em relação à área de pastagem, a diversidade acompanhou a mesma tendência de recuperação de alguns estudos com pastagens abandonadas, como Rozendaal et al. (2019) que encontraram uma recuperação de 80% da riqueza de espécies após 20 anos, e Cheung et al. (2010) que obtiveram uma recuperação da riqueza relativamente rápida, assim destacando a resiliência das florestas tropicais em termos de riqueza de espécies (ROZENDAAL et al., 2019). Contudo, Liebsch et al. (2008) revelaram em um estudo na Mata Atlântica em diversas áreas do Brasil, que nem sempre essa recuperação será realizada a uma taxa constante, mesmo constatando uma variação positiva e forte entre a idade e a recuperação da riqueza de espécies durante a sucessão secundária. Com isso, podemos dizer que, mesmo que um ambiente tenha resiliência, apesar de ser um indicativo de boa recuperação, não será sempre uma garantia de recuperação rápida ou constante, pois sugere-se aqui a importância de se observar a trajetória sucessional e fatores que podem interferir nesse processo.

Em um estudo de histórico de uso da terra na Mata Atlântica do Alta Paraná em Misiones, Argentina, Holz et al. (2009) encontraram valores baixos de área basal e densidade nos primeiros 6 anos de abandono de áreas antes ocupadas por pastagens e plantações de pinus, e valores maiores para áreas com agricultura. No entanto, esses valores aumentaram rapidamente em até 20 anos, e após este período indicou uma estabilização na variação (Holz et al. 2009). Apesar deste resultado indicar uma tendência de maior resiliência da densidade, assim como aqui já relatado, Holz et al. (2009) enunciaram a importância da falta de um padrão de generalização em termos de tendência na resiliência da densidade em relação a idade da floresta, mostrando que a densidade de indivíduos é afetada por diversos fatores que interferem

no recrutamento, crescimento e mortalidade de indivíduos. As diferenças no tipo e intensidade de uso do solo podem afetar significativamente tanto a composição de espécies quanto a estrutura da vegetação (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), como a densidade. A área basal no estudo de Holz et al. (2009) se mostrou estável após 20 anos de abandono em todos os tipos de uso do solo, enquanto encontramos a área basal tendo uma tendência de maior variação, sendo um pouco equilibrado para áreas de exploração de madeira.

Logo, nesse estudo na Mata Atlântica da Argentina a área basal se mostrou com melhor recuperação em áreas com resiliência, sugerindo novamente em nosso estudo a interferência de fatores internos e externos, como também já indicava Foster et al. (1998), que perturbações naturais ou antrópicas, como por exemplo, espécies invasoras e incêndios, podem alterar os ecossistemas em recuperação ao longo de suas trajetórias sucessionais. Com isso, alteram sua resiliência e, conseqüentemente, modificam sua trajetória inicial de recuperação e assim levando a um novo cenário de trajetória sucessional. Nosso estudo indicou um maior tempo de recuperação para área basal e menor grau de resiliência, em relação ao estudo em Misiones. Este cenário mostra cada vez mais a importância de se observar não apenas o tipo e a intensidade das perturbações e as condições anteriores ao distúrbio, mas como também a intensidade e frequência de interferências que o ambiente pode sofrer ao longo de sua trajetória sucessional e assim poder mudar suas características ecofisiológicas, afetando o tempo de recuperação e conseqüentemente sua resiliência. Além disso, a alta variação demonstrada para recuperação da diversidade em todos os tipos de solo, necessitando de maior tempo para se recuperar, mesmo no melhor cenário se mostrou com 48 anos se recuperar, indicando ser o atributo que se deve ter maior atenção nos projetos de restauração para atingir melhores valores de regeneração em relação as florestas de referência

A trajetória de recuperação da área basal e diversidade se mostrou mais previsível para áreas utilizadas por exploração de madeira, enquanto isso áreas usadas pela pastagem foram menos previsíveis. Apesar da pastagem ter se mostrado com menos efeito sobre o tempo médio de recuperação dos atributos, indica que esse menor tempo de recuperação não é confiável por conta da falta de previsibilidade, ou seja, menor garantia de uma tendência positiva de recuperação. Em áreas extensivamente desmatadas, como pastagens para gado, as restrições espaciais à dispersão de sementes surgem como uma das barreiras críticas à sucessão (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A partir desses resultados, sugere-se que áreas de pastagens podem ter grande potencial de recuperação, mas com pouca confiabilidade. Logo em projetos de restauração deve se ter atenção nesta falta de confiabilidade, ou seja, nos fatores que podem causar essa falta de previsibilidade, como as restrições espaciais para dispersão de sementes indicado por Guariguata e Ostertag (2001). Por outro lado, áreas usadas pela exploração de madeira e agricultura tiveram uma melhor previsibilidade, indicando que apesar de maior tempo de recuperação para os atributos estruturais, mostraram-se com previsão de tempo de recuperação mais confiável para os projetos de restauração.

## 6. CONCLUSÃO

Apesar das áreas utilizadas como pastagem apresentarem maior resiliência sobre regeneração das florestas secundárias, se mostrou incerto, indicando que pode sofrer intervenções ao longo da trajetória de recuperação. Enquanto a agricultura e exploração de madeira mesmo indicando maior interferência na capacidade resiliente das florestas em regeneração, demonstraram que o tempo de recuperação é mais garantido. Com isso, constata-se que não será apenas a resiliência que dará garantia de recuperação futura, mas também, os

fatores que podem vir a interferir ao longo da trajetória de recuperação. Portanto essas tendências se mostram com relevantes implicações práticas nos projetos de restauração ecológica, recomendando-se uma observância maior no planejamento do tempo de recuperação, buscando abranger ao máximo possíveis distúrbios naturais ou antrópicos que possam vir a ocorrer durante a regeneração natural, assim como o monitoramento ao longo do projeto para garantir a menor interferência possível desses fatores e melhor sucesso dos projetos de restauração na Mata Atlântica.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAHO, D. L. et al. A quantitative framework for assessing ecological resilience. **Ecology and Society**, v. 22, n. 3, p. art17, 2017.

BRAND, F. S.; JAX, K. Resilience as a Descriptive Concept and a Boundary Object. **Ecology and Society**, v. 12, n. 1, p. art23, 2007.

BRAND, F. Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 605–612, 2009.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1–2, p. 51–71, 2003.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 2007.

CHAZDON, R. L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **TROPICAL FOREST COMMUNITY ECOLOGY**. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2008. p. 384–408.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 432p.

CHAZDON, R. L.; ARROYO, J. P. Tropical forests as complex adaptive systems. In: MESSIER, C.; PUETTMANN, K. J.; COATES, K. D. (Eds.). **Managing Forests as Complex Adaptive Systems: Building Resilience to the Challenge of Global Change**. 1st Editio ed. [s.l.: s.n.]. p. 35–59.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain forest resilience. **Natureza a Conservacao**, v. 8, n. 1, p. 66–70, 2010.

DERROIRE, G. et al. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos**, v. 125, n. 10, p. 1386–1397, 2016.

FAO. **El estado de los bosques del mundo - Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible**. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2018. 153p.

- FLYNN, D. F. B. et al. Hurricane Disturbance Alters Secondary Forest Recovery in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, n. 2, p. 149–157, 2010.
- FOSTER, D. R.; KNIGHT, D. H.; FRANKLIN, J. F. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. **Ecosystems**, v. 1, n. 6, p. 497–510, 1998.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185–206, 2001.
- GUNDERSON, L. H. Ecological Resilience - in Theory and Application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, p. 425–439, 2000.
- HOLLING, C. S. Resilience and Stability of Ecological Systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23, 1973.
- HOLLING, C. S. Engineering Resilience versus Ecological Resilience. **The National Academy of Sciences**, p. 31–43, 1996.
- HOLZ, S.; PLACCI, G.; QUINTANA, R. D. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1629–1642, 2009.
- JONES, H. P.; SCHMITZ, O. J. Rapid recovery of damaged ecosystems. **PLOS ONE**, v. 4, n. 5, p. 1–6, 2009.
- LAWRENCE, R. W.; CHAPIN, F. S. Interactions among Processes Controlling Successional Change. **Oikos**, v. 50, n. 1, p. 131–135, 1987.
- LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. **Biotropica**, v. 40, n. 4, p. 422–431, 2008.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.
- LUGO, A. E. Management of Tropical Biodiversity. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 956–961, 1995.
- MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 528–537, 2001.
- NEWTON, A. C.; CANTARELLO, E. Restoration of forest resilience: An achievable goal? **New Forests**, v. 46, n. 5–6, p. 645–668, 2015.
- PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. Models, Mechanisms and Pathways of Succession. **The Botanical Review**, v. 53, n. 3, p. 335–371, 1987.
- PIMM, L. S. The complexity and stability of ecosystems. **Nature**, v. 307, n. 26, p. 321–326, 1984.
- POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016.
- ROZENDAAL, D. M. A. et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, v. 5, n. eaau3114, p. 1–10, 2019.

- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.
- SANSEVERO, J. B. B. et al. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 573–586, 2017.
- SCHEFFER, M. et al. Generic Indicators of Ecological Resilience: Inferring the Chance of a Critical Transition. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. 1, p. 145–167, 2015.
- SOVU et al. Recovery of secondary forests on swidden cultivation fallows in Laos. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 12, p. 2666–2675, 2009.
- STANDISH, R. J. et al. Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? **Biological Conservation**, v. 177, p. 43–51, 2014.
- UHL, R. B.; SERRAO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663–681, 1988.
- WALKER, B. et al. Resilience, Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, p. art5, 2004.
- WALKER, L. R. et al. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 725–736, 2010.
- WILLIAMSON, G. B. et al. Convergence and divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 341–348, 2014.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.