

[PRODUTO 3.1]

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS DE
PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NA BACIA DO
RIO DOCE



Março de 2018

Sumário

Sumário	2
1. REVISÃO DA LITERATURA: OBJETIVOS E ESTRUTURA DO DOCUMENTO	3
2. METODOLOGIAS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	6
2.1. Critérios de priorização de áreas para recuperação florestal	13
3. VULNERABILIDADE AMBIENTAL.....	22
3.1. Favorabilidade à regeneração natural.....	31
3.2. Definição de áreas de recarga hídrica	34
4. ASPECTOS SOCIOECONOMICOS DA PRIORIZAÇÃO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL	40
4.1. O Índice de Vulnerabilidade Social	57
4.2. Indicador de Sustentabilidade em Agroecossistemas	77
5. RECUPERAÇÃO AMBIENTAL E SISTEMAS AGROFLORESTAIS.....	79
6. CÓDIGO FLORESTAL E A DEMANDA POR REGULARIZAÇÃO.....	93
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

1. REVISÃO DA LITERATURA: OBJETIVOS E ESTRUTURA DO DOCUMENTO

Acontecimentos recentes mundiais vêm fazendo do planejamento ambiental e da restauração de paisagens florestais ferramentas amplamente conhecidas e importantes, não apenas de restauração em larga escala da integridade ecológica, como também da geração de benefícios adicionais na esfera local e global. As informações ambientais além de serem extremamente essenciais às mitigações climáticas são responsáveis por alavancar os meios de subsistência, as economias, a produção de combustível, a produção de alimentos e a segurança hídrica. Para garantir a manutenção da estrutura e dos processos ecológicos dos remanescentes florestais em paisagens, tem sido dada muita atenção às ações que buscam a determinação de áreas prioritárias para adoção de práticas de restauração ecológica. Determinar essas áreas prioritárias é importante para a elaboração de estratégias regionais ou nacionais de conservação da diversidade biológica, uma vez que permite alocar os recursos disponíveis para conservação e subsidiar a elaboração de políticas públicas (Sartori, 2012).

O rompimento da barragem de rejeitos da SAMARCO, ocorrido em 2015, causou grande prejuízo ambiental e social na bacia do Rio Doce. Sessenta milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração foram liberados no ambiente, devastando vegetação nativa e poluindo a bacia do Rio Doce. O episódio é considerado a maior tragédia ambiental do país. O Termo de Referência de Definição de Critérios de Priorização de Áreas para Recuperação Ambiental na Bacia do Rio Doce, que visa mapear áreas prioritárias para recuperação ambiental e definir o escalonamento das ações de restauração florestal ao longo dos próximos 10 anos, afirma que deverá ocorrer a recuperação de 40.000 ha de APPs em áreas degradadas e áreas de recarga hídrica, preferencialmente, nas sub-bacias de drenagem dos mananciais de abastecimento alternativos selecionados para o abastecimento de água das localidades diretamente afetadas pelo acidente da SAMARCO (Rodrigues, 2017).

A sistematização e análise de informação acerca de variáveis do meio físico e biótico, assim como, também, de características sociais e econômicas, são fundamentais para a definição de áreas prioritárias para restauração florestal, sendo que as suas combinações podem produzir diferentes alternativas de ação. O planejamento ambiental é fundamental para

conhecer, organizar o espaço e propor informações com agilidade de respostas. Durante a fase de diagnóstico são obtidas as informações ambientais, produzindo um grande número de variáveis que durante uma análise ambiental necessitam de critérios para a sua avaliação. Dessa maneira, ferramentas de análise que permitam reunir características tão diversas, atribuir pesos e valores a elas, dando prioridades às diferentes opções, facilitam a tomada de decisão na hora do planejamento (Francisco et al., 2008). Santos (2004) afirma que quando a tomada de decisão envolve informações complexas, muitos agentes e atores envolvidos e diversos pontos de vista, a sistematização das respostas é fundamental. É nesse contexto, a fim de contornar essa situação que se desenvolve a metodologia de análise de multicritério, bastante adequada para a aplicação em planejamento ambiental (Zuffo, 1998; Zuffo et al., 2002).

São vários os motivos que levam ao reflorestamento. A necessidade de melhoria da segurança alimentar e hídrica e de garantia de meios de subsistência mais seguros às comunidades florestais, ressalta a necessidade de intensificação considerável dos atuais esforços de restauração. Atender a essas necessidades, aumentando, ao mesmo tempo, as reservas de carbono, melhorando a capacidade de adaptação e combatendo a diminuição da biodiversidade não é possível somente com medidas de contenção do desmatamento. Evitar o desmatamento é fundamental, sobretudo para a redução da emissão de gases de efeito estufa. Contudo, iniciativas de restauração, ajudam na preservação dos remanescentes florestais, oferece fontes alternativas de produtos da floresta, aumenta a fertilidade do solo, reduz a erosão e contribuir para o manejo de terras com alto potencial de sequestro de carbono. A restauração de paisagens florestais é, portanto, um complemento significativo de outros métodos de melhoria da segurança alimentar e de mitigação das mudanças climáticas. Através de projetos de reflorestamento é possível alcançar a agricultura inteligente, e em termos climáticos, ao sucesso dos projetos REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação das Florestas) (Maginnis et al., 2014).

A restauração de paisagens florestais é um processo a longo prazo de recuperação da funcionalidade ecológica e de melhoria das condições de vida dos seres humanos em paisagens florestais degradadas ou desmatadas. A produção de um modelo de análise de

áreas prioritárias para recuperação ambiental pode, portanto, ser utilizada como ferramenta concreta para o planejamento de políticas públicas e privadas para fomento de restauração florestal, fortalecendo as decisões e facilitando maior participação dos diversos grupos de interesse. Essa análise é essencial, pois este projeto visa otimizar a aplicação dos recursos públicos voltados ao reflorestamento e gerar resultados positivos nas bacias hidrográficas e melhoria da disponibilidade hídrica (Maginnis et al., 2014).

Com esta revisão da literatura descrevem-se as bases conceituais bem como o estado da arte das metodologias que permitem fundamentar a definição de variáveis e critérios de priorização para recuperação ambiental na bacia do rio Doce. Estas variáveis/critérios posteriormente serão integradas numa plataforma de modelagem para mapear e ranquear áreas prioritárias para restauração florestal. Com o objetivo de sistematizar o estado da arte nesta temática, esta revisão da literatura está organizada em duas grandes partes. Na primeira parte composta pelos capítulos de 2 a 5 é apresentada a literatura sobre critérios e metodologias de priorização que irão embasar a elaboração do produto P3. Em particular, o capítulo 2 apresenta as principais metodologias e critérios de priorização encontrados na literatura. Com base na discussão anterior, o capítulo 3 apresenta de forma mais detalhada os critérios ambientais da restauração florestal, seguido do capítulo 4 onde são introduzidos os critérios socioeconômicos discutidos na literatura. Já a segunda parte, composta pelos capítulos 5 e 6, vai além da análise sobre onde deve ser realizada a restauração florestal e discute a partir da literatura, como essa restauração deve ser feita. Para isso o capítulo 5 apresenta estudos sobre o potencial da restauração ambiental através da implementação de sistemas agroflorestais (SAFs), e o capítulo 6 apresenta a literatura que discute as possíveis sinergias entre a implementação do Código Florestal (Lei 12651/2012) e a restauração de áreas de proteção permanente e reservas legais em zonas de recarga.

2. METODOLOGIAS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A mata Atlântica Brasileira tem sido palco de um dos maiores esforços de restauração florestal em todo o mundo. A história da restauração florestal da mata atlântica tem seguido os padrões de desenvolvimento da ciência da restauração florestal ao longo do tempo. Projetos de restauração se iniciaram em 1862 com objetivo de suprimir falta de água no Rio de Janeiro com plantação de (algumas poucas) espécies locais e exóticas (Rodrigues, Lima et al. 2009). Nestes projetos pioneiros os processos ecológicos subjacentes eram largamente ignorados (Rodrigues, Lima et al. 2009).

Ao longo do tempo a restauração foi progressivamente dando destaque a espécies locais (crescendo a variedade) e grupos funcionais (aumentando a diversidade) e os objetivos dos projetos foram para além de se restaurarem florestas, dando-se especial relevância aos processos ecológicos, serviços ecossistêmicos, conservação genética intraespecífica (Rodrigues, Lima et al. 2009), entre outros, cada vez mais complexos.

Várias estratégias de restauração (e.g. passiva vs ativa) tem sido apontadas, como por exemplo a criação de mosaico e mais recentemente “rewilding” (Root-Bernstein, Galetti et al. 2017). Cada uma destas estratégias tem sido indicada para os mais variados contextos socioecológicos. Os esforços para a restauração da mata Atlântica têm sido liderados quer a nível internacional quer a nível local¹. Grandes desafios são conciliar restauração com desenvolvimento econômico (WRI 2017) numa região densamente povoada e com grande aptidão agrícola. Um dos pontos chave para a restauração da mata atlântica tem sido o marco legal Brasileiro, ainda que com reconhecidos problemas. Para fazer cumprir o código florestal (lei n. 12.651/2012) 12.5 milhões de ha devem ser recuperados na mata Atlântica (Soares-Filho *et al.*, 2014).

A Tabela 1 resume a literatura recente que permite avaliar os avanços metodológicos acerca da restauração florestal na mata atlântica Brasileira. A pesquisa bibliográfica analisou 50 dos

¹ <http://www.bonnchallenge.org/content/brazils-atlantic-forest-restoration-pact>

334 resultados obtidos numa pesquisa na plataforma de busca internacional “science direct” colocando "atlantic forest" and "restoration" nas definições avançadas. Os trabalhos revistos foram agrupados em diferentes “áreas de pesquisa” com base no seu enfoque social, ambiental ou econômico.

Tabela 1. Revisão bibliográfica

Linha de pesquisa	Referências	Aspectos
Estudo mediu eficácia de diferentes estratégias de facilitação/regeneração florestal: mostrando a importância de árvores isoladas como facilitadores para regeneração florestal – “Distância das potenciais fontes de sementes e tempo desde o abandono de atividades impactantes para restauração bem-sucedida”.	(Zwiener, Cardoso et al. 2014)	Ambiental
Estudo mediu a densidade e riqueza de regeneração florestal dentro de parcelas localizadas por baixo das copas por dispersante bióticos vs. abióticos "Sugerimos que os animais de dispersão de árvores pioneiras, que facilitam a regeneração natural e promovam uma alta densidade e riqueza de espécies de madeira sob suas copas, devem ser considerados como espécies "estruturais" para a restauração de florestas tropicais".	(Viani, Vidas et al. 2015))	Ambiental
Estudou os efeitos de borda e adequação do habitat na dispersão de espécies, considerando diferentes tipos de agentes dispersadores e cobertura (mata atlântica e plantações). O estudo conclui que a abundância de sementes dispersas pelo vento dentro dos habitats estudados aumentou com contraste de borda.	(Vespa, Zurita et al. 2014)	Ambiental
O estudo considerou o transplante como uma estratégia complementar potencial para a produção de mudas de espécies nativas. O transplante poderia aumentar o potencial de crescimento de espécies que são difíceis de produzir em viveiros de plantas e, conseqüentemente, apoiar uma maior diversidade em esforços de restauração	(Turchetto, Araujo et al. 2016)	Ambiental
O estudo estimou os impactos da restauração em toda a bacia do Rio Doce. “As estimativas sugerem que a implementação da NVPL	(Pires, Rezende et al. 2017)	Ambiental

<p>poderia melhorar a qualidade da água, além de remover 14 Gt CO₂ yr-1 ha-1 da atmosfera. Nesta escala, o esforço de restauração da floresta representaria 6% do compromisso de restauração do Brasil. A viabilidade financeira de tal empresa de restauração também é viável; na estimativa mais alta possível, comprometeria cerca de 59% do fundo total proposto pelas empresas de mineração responsáveis pelo acidente”.</p>		
<p>O trabalho usou métricas sociais da paisagem para informar tomada de decisão.</p>	<p>(Dalloz, Crouzeilles et al. 2017)</p>	<p>Social</p>
<p>Desenvolve um modelo espacialmente explícito capaz de alocar a favorabilidade à regeneração em MG, Brasil.</p>	<p>(Nunes <i>et al.</i>, 2017)</p>	<p>Social</p>
<p>O estudo mostra os resultados de um dos projetos de restauração da mata atlântica mais emblemáticos: TAMARIN Princípios de conservação - (1) os gradientes ambientais / de espécies inteiros devem ser representados, (2) na escala biogeográfica, a representação só deve ser contada se um fragmento florestal for maior do que a área necessária para manter populações viáveis de espécies focais, (3) vários fragmentos de floresta são necessários em cada região como backups em caso de perda catastrófica de um único fragmento e (4) a restauração é mais provável que seja bem sucedida na proximidade de fragmentos de floresta primária.</p>	<p>(Stoms, Chomitz et al. 2004)</p>	<p>Ambiental</p>
<p>O estudo mostrou arvores dispersas como fatores-chave para a promoção da recuperação florestal, bem como um importante grupo de biodiversidade em paisagens altamente fragmentadas.</p>	<p>(Siqueira, Calasans et al. 2017)</p>	<p>Ambiental</p>
<p>O artigo suporta práticas como aumento do encabeçamento através de “intensificação sustentável” e uma “poupança de terras”. Refere-se aos custos de restauração passiva de US\$ 850 – 1200 por ha e acima de US\$5000 para restauração ativa. Recomenda restauração florestal aliada ao turismo e apicultura.</p>	<p>(Alves-Pinto, Latawiec et al. 2017)</p>	<p>Econômico</p>
<p>O estudo apresentou que a substituição da floresta por plantações comerciais de árvores sob as atuais condições de manejo afeta a riqueza de aves.</p>	<p>(Zurita, Rey et al. 2006)</p>	<p>Econômico</p>

<p>O estudo mostrou que plantações mistas de eucaliptos com espécies nativas usa menos água e solo do que monoculturas de eucalipto. No entanto, o solo debaixo de povoamentos mistos é mais seco do que nas florestas nativas e as florestas nativas são constringidas pela competição por água na presença de eucaliptos.</p>	<p>(Amazonas, Forrester et al. 2017)</p>	<p>Social</p>
<p>O estudo avaliou a performance de diferentes níveis de risco e análise de multicritério (Ordered Weighted Averaging (OWA)) para priorizar área de regeneração florestal, usando como critérios, adequação do uso do solo, erosão do solo, erosividade, proximidade com estradas e proximidade com as águas superficiais dentro de uma bacia hidrográfica em São Paulo.</p>	<p>(Vettorazzi and Valente 2016)</p>	<p>Econômico</p>
<p>O estudo mostra a complexidade dos contratos de pagamento de serviços ambientais e a diversidade das condições locais. Assim, criam desafios para uma ampla implantação na ausência de esforços de divulgações significativas.</p>	<p>(Richards, Kennedy et al. 2017)</p>	<p>Econômico</p>
<p>O estudo identificou três grupos distintos: agricultores que entendiam o código da floresta e seus impactos ecológicos e estavam dispostos a cumprir; agricultores que entendiam os benefícios ecológicos da restauração, mas não estavam dispostos a cumprir; e aqueles com pouco conhecimento de benefícios ou interesse em conformidade. Foi avaliado três opções políticas para promover a restauração, dando especial atenção aos seus impactos nos meios de subsistência dos agricultores e na sua vontade intrínseca de restaurar e preservar a cobertura florestal. Concluímos que os pagamentos por serviços ecossistêmicos sob a forma de subsídios para práticas agroecológicas são promissores.</p>	<p>(Trevisan, Schmitt-Filho et al. 2016)</p>	<p>Social</p>
<p>O estudo mostrou que os agricultores tendem a superestimar a integridade ecológica dos córregos alcançados e localizados dentro de suas propriedades. No entanto, os agricultores também apresentaram conhecimentos ecológicos sobre o meio ambiente e os serviços dos ecossistemas florestais, como a manutenção do abastecimento de água e condições climáticas adequadas. Os resultados indicam, portanto, que as percepções dos agricultores sobre os impactos ambientais e a integridade ecológica da floresta</p>	<p>(Silvano, Udvardy et al. 2005)</p>	<p>Social</p>

<p>e da água aparentemente são mais fortemente influenciadas por usos diretos e custos de oportunidade, representando uma falha no mercado de informações assimétricas. Essa falha no mercado poderia ser superada informando os fazendeiros sobre os serviços ecossistêmicos e possíveis vantagens econômicas diretas das florestas ripícolas.</p>		
<p>Esta pesquisa analisa os dados de uso / cobertura de terra, políticas ambientais, dados baseados no censo e entrevistas com as partes interessadas, para entender os fatores que são responsáveis por uma transição florestal no Vale da Paraíba, onde os ganhos na cobertura florestal compensam mais o desmatamento restante. As condições locais, como a topografia, o histórico de uso do solo, as políticas ambientais, o envolvimento da sociedade no cumprimento das normas legais, dos mercados de commodities e da ação das agências de execução, representam dimensões que, combinadas, impulsionaram as transições florestais.</p>	<p>(Silva, Lapola et al. 2016, Silva, Batistella et al. 2016, Silva, Batistella et al. 2017)</p>	<p>Social</p>
<p>O estudo mostrou que quase todos os agricultores entrevistados (94%) se manifestaram interessados em participar de um programa de PSA focado na conservação da floresta, mas apenas 48% gostariam de se envolver em um programa de restauração florestal. A modalidade de programa de PSA (100%), a renda dos agricultores (65%) e o nível educacional (54%) foram as variáveis mais importantes que influenciaram a quantidade mínima de dinheiro exigida pelos agricultores para se envolverem. Em média, os agricultores esperariam 35% mais para programas de restauração florestal (US \$ 185,56 / ha) do que para conservação (US \$ 116,53 / ha). Em todo caso, no entanto, o aumento líquido da cobertura florestal resultante do programa de PSA seria insignificante. A preocupação ambiental e baixos custos de oportunidade da terra influenciavam a disposição dos agricultores para participar. O risco de ser multado por não cumprimento a lei, aparentemente estimulou os agricultores a participar de programas de PSA.</p>	<p>(Alarcon, Fantini et al. 2017)</p>	<p>Social</p>
<p>O estudo usa a metodologia dos cenários em projetos de restauração:</p>	<p>(Metzger, Esler et al. 2017)</p>	<p>Social</p>

<p>Princípio 1 - adoção de uma abordagem de gestão participativa, transdisciplinar e adaptativa;</p> <p>Princípio 2 - múltiplos resultados desejados devem ser claramente identificados;</p> <p>Princípio 3 - definição de escolhas metodológicas de acordo com os resultados esperados;</p> <p>Princípio 4 - os cenários devem ser espacialmente explícitos, temporariamente dinâmicos e devem considerar interações de resultados;</p> <p>Princípio 5 - análise e disseminação devem destacar trade-offs e sinergias de resultados, promovendo um processo iterativo de construção de cenários;</p> <p>Princípio 6 - reuniões interativas e presenciais, juntamente com os dias de campo, podem otimizar a comunicação, a capacitação e a aplicação dos insights dos cenários.</p>		
<p>O estudo mostra que as decisões dos agricultores de aderir ao programa de PES dependem não só dos custos de oportunidade, mas também das suas percepções sobre questões específicas, tais como o seu conhecimento ou consciência ambiental, a inércia para mudar os modos de produção, o medo de monitoramento adicional e o nível de compreensão do programa.</p>	<p>(Seroa da Motta and Ortiz 2018)</p>	<p>Social</p>

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

Como mostrado na Tabela 1, a perspectiva ambiental vem, ao longo do tempo, se destacando e muitos têm sido os esforços para fortalecer estudos capazes de definir as bases ecológicas da restauração florestal, como os principais agentes dispersores, o tipo de facilitadores, bem como os princípios base de conservação da mata atlântica. Os argumentos econômicos também se destacam principalmente na perspectiva de conciliar restauração de floresta nativa com floresta plantada, notavelmente eucaliptos e as interações entre essas. Só mais recentemente, a perspectiva social se vem destacando. Estudos recentes focam na efetividade de pagamentos por serviços ambientais, suas modalidades e termos contratuais.

Em geral, em termos metodológicos os avanços são no caminho da transdisciplinaridade como forma de resolver questões do mundo real de uma forma compreensiva. Estas abordagens transdisciplinares se desenvolvem integrando diferentes tipos de conhecimentos científicos e dos agentes que fazem parte (*stakeholders*) do processo de restauração (proprietários da terra, associações de desenvolvimento local, etc.). Usuários ou grupos de interesse (*stakeholders*) ligados a atividades primárias usufruem diariamente da paisagem e, já que sua subsistência é diretamente vinculada aos serviços ecossistêmicos, geralmente percebem diferenças nos “benefícios” provenientes de áreas naturais nomeadamente dos projetos de restauração (Lindborg *et al.*, 2008).

Compreender como as populações percebem benefícios é fundamental para o manejo das paisagens e áreas naturais que os fornecem. Estudos sobre a percepção, capazes de incluir os critérios de priorização dos atores locais na tomada de decisão, numa abordagem bottom-up, são considerados mais efetivos na manutenção das áreas restauradas no longo termo do que processos onde os critérios sejam unicamente técnicos e definidos numa abordagem top-down. Dessa forma, em um contexto de desastre ambiental, é primordial incluir as visões e percepções da população local (Lindborg *et al.*, 2008).

Contudo, são escassos os estudos centrados em efeitos de desastres de origem antrópica, principalmente em regiões do interior do continente, acompanhados de complexos processos indenizatórios e impactos persistentes. A revisão da literatura também mostra que os casos de sucesso e insucesso ligados à restauração florestal da mata atlântica estão ligados a intrincados drivers, o que traz a necessidade de ir para além de panaceias (Ostrom 2007)

Governança ambiental (Agrawal and Ostrom 2006, Agrawal, Wollenberg *et al.* 2014) e instrumentos de apoio a decisão com base em modelagem sistemas ambientais (Soares-Filho *and al* 2013) são os caminhos metodológicos do estado da arte e que fundamentam a abordagem do presente projeto.

2.1. Critérios de priorização de áreas para recuperação florestal

A restauração florestal em uma bacia hidrográfica é um complexo problema de gestão ambiental, com condições que podem encorajar conflitos entre grupos com diferentes interesses, com base na diversidade dos objetivos de uso e ocupação da terra. As ações de restauração florestal representam, no entanto, uma das soluções mais viáveis para questões de qualidade e quantidade de água (Aronson; Alexander, 2013; Kangas; Jyri *et al.*, 2000).

Uma das questões fundamentais e um ponto chave no processo de reflorestamento é a identificação de áreas que devem ser prioritárias para intervenção (Vallauri; Aronson; Dudley, 2005). A questão da priorização é um tema bastante comum na ciência da conservação e está relacionado principalmente às preocupações de natureza econômica: os recursos financeiros são limitados e, portanto, os esforços de conservação devem se concentrar em áreas onde as intervenções produzirão os maiores benefícios (Orsi; Geneletti; Newton, 2011).

A seleção de áreas com prioridade de reflorestamento depende fortemente dos objetivos da ação de recomposição, como, a conservação da biodiversidade, o controle da erosão, a regularização hídrica, entre outros. A identificação das áreas prioritárias para o reflorestamento pode ser vista, então, como um problema de planejamento multiobjectivo, em que critérios ambientais e questões socioeconômicas estejam envolvidas (Kangas, Jyrki; Leskinen, 2005).

Segundo Francisco *et al.* (2008) alguns aspectos importantes a serem considerados na geração de mapas de priorização são: (i) evitar critérios com sobreposição, ou seja, critérios que no todo ou em parte possam representar o mesmo indicador; (ii) realizar adequado julgamento de valor para os critérios; (iii) selecionar critérios de natureza diversa, como por exemplo, sociais ou econômicos, além dos ambientais; (iv) usar a experiência do tomador de decisão como complementar aos resultados obtidos com os especialistas.

Os critérios podem ser classificados em fatores e restrições e podem estar relacionados tanto com os atributos de um indivíduo como com um conjunto de decisões inteiras. Os fatores representam as características críticas da paisagem, especialmente aquelas que influenciam

o objetivo do processo de restauração, enquanto as restrições impõem limitações ao conjunto de alternativas de decisão e servem para excluir áreas e determinar os limites espaciais para a distribuição das possibilidades de escolha (Eastman, 2009).

O modelo de suporte à tomada de decisão geralmente envolve a definição de critérios através do consenso de um grupo de especialistas. Essa forma é alcançada agregando preferências individuais por meio de um esquema de análise em grupo (Boroushaki; Malczewski, 2010). Orsi, Geneletti e Newton (2011), ao tentar definir um conjunto comum de critérios e indicadores para identificar prioridades de restauração florestal, concluiu que o desenvolvimento de um conjunto de critérios geralmente aplicável para todas as situações é difícil de alcançar na prática, uma vez que existe uma grande diversidade de pontos de vista e valores, mesmo dentro de um único grupo de partes interessadas.

As ações de restauração podem ser, portanto, consideradas semelhantes às outras formas de gerenciamento de recursos naturais, onde nenhuma perspectiva estará necessariamente completa, e nenhuma solução provavelmente será otimizada. Essa incerteza limita a viabilidade de obter listas compactas de critérios e índices mensuráveis e facilmente aplicáveis, se os contextos geográficos e/ou de habitats não forem especificados. Dessa forma, a reunião presencial mostra que existe uma maior margem para o desenvolvimento de tal lista, se os peritos solicitarem a revisão de um conjunto existente de critérios, para garantir que eles cumpram os requisitos e sejam adequados a contextos específicos (Orsi; Geneletti; Newton, 2011).

A tabela abaixo apresenta, portanto, um resumo dos principais critérios e restrições ambientais utilizados na análise de áreas prioritárias para a recomposição florestal com diferentes objetivos, nos últimos 10 anos.

Tabela 2. Resumo dos principais fatores utilizados para priorização de áreas para restauração florestal nos últimos 10 anos

Fator	Significado	Referência
Erodibilidade do solo	Em alguns casos considera-se que áreas com valores elevados de erodibilidade estão relacionadas às regiões mais sensíveis da bacia em termos de escoamento superficial e devem ter, portanto, maior prioridade de reflorestamento. Já, em outros casos, considera-se que a degradação do solo pode comprometer o sucesso do processo de restauração florestal e áreas com valores elevados de erodibilidade devem ter, portanto, menor prioridade de reflorestamento.	(Aguirre-Salado <i>et al.</i> , 2017; Ferraz; Paula; Vettorazzi, 2009; Franco; Hernandez; Moraes, 2013; Orsi; Geneletti, 2010; Orsi; Geneletti; Newton, 2011; Pinheiro, 2015; Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014; Sartori, 2012; Schulz; Schröder, 2017; Uribe <i>et al.</i> , 2014; Valente; Vettorazzi, 2008; Vettorazzi; Valente, 2016a)
Declividade	Em alguns casos considera-se que regiões com baixa declividade do terreno favorecem o processo de infiltração e reduzem, conseqüentemente, os processos erosivos, sendo então áreas prioritárias ao reflorestamento. Já, em outros casos, considera-se que, comumente, as regiões associadas a altos valores de declividade são mais suscetíveis ao processo de erosão, dependendo das práticas de manejo, sendo	(Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014; Sartori, 2012; Uribe <i>et al.</i> , 2014; Vettorazzi; Valente, 2016b)

Fator	Significado	Referência
	então, caracterizadas como áreas prioritárias ao reflorestamento.	
Classes de capacidade de uso	As classes de capacidade de uso da terra designam a intensidade com que a terra pode ser utilizada sem que ocorra erosão acima dos limites toleráveis, a qual é baseada em diversos critérios associados ao solo e/ou relevo, a depender dos seus objetivos. Considera-se que as classes de uso mais elevadas têm prioridade no reflorestamento.	(Catelani <i>et al.</i> , 2012; Fabbro Neto <i>et al.</i> , 2014; Francisco <i>et al.</i> , 2008; Franco; Hernandez; Moraes, 2013)
Uso e cobertura do solo	O uso e cobertura da terra tem influência direta nos processos hidrológicos que ocorrem dentro da bacia. Considera-se, portanto, que os usos que proporcionam menor cobertura do solo possuem maior prioridade no reflorestamento.	(Fabbro Neto <i>et al.</i> , 2014; Ferraz; Paula; Vettorazzi, 2009; Francisco <i>et al.</i> , 2008; Franco; Hernandez; Moraes, 2013; Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014)
Adequação do uso da terra	A associação incorreta entre o uso da terra e o tipo de solo e o relevo podem produzir ou aumentar a taxa de produção de sedimentos pelo escoamento superficial. Neste contexto, as áreas com uso inapropriado da terra devem ser consideradas prioritárias na restauração florestal com foco na conservação da água.	(Vettorazzi; Valente, 2016a)
Proximidade de cursos d'água	A vegetação nas zonas ribeirinhas proporciona estabilidade às margens dos rios, faz um controle das vazões, regula a	(Vettorazzi; Valente, 2016a; Valente, Roberta Aversa;

Fator	Significado	Referência
	temperatura e fornece habitats adequados para a vida aquática. Dessa forma, regiões próximas aos cursos d'água são prioritárias no reflorestamento.	Petean; Vettorazzi, 2017; ; Valente; Vettorazzi, 2008; Sartori, 2012)
Proximidade de centros urbanos	Em alguns estudos considera-se que a acessibilidade às áreas prioritárias é necessária para garantir a viabilidade do projeto de restauração e, portanto, as áreas próximas aos centros urbanos devem ter alta prioridade no reflorestamento. Em outros casos considera-se que os centros urbanos representam grande concentração de atividades humanas, que demandam recursos das áreas circundantes e que, portanto, devem ter baixa prioridade no reflorestamento.	(Aguirre-Salado <i>et al.</i> , 2017; Fabbro Neto <i>et al.</i> , 2014; Orsi; Geneletti, 2010; Pinheiro, 2015; Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014; Uribe <i>et al.</i> , 2014; Valente; Valente; Vettorazzi, 2008)
Proximidade de rodovias	Em alguns casos considera-se que áreas próximas às rodovias têm efeito direto sobre a quantidade de sedimento que atinge a rede de drenagem e devem ter, portanto, maior prioridade de reflorestamento. Já, em outros casos, considera-se que as estradas são fonte de perturbação, uma vez que permitem o acesso de pessoas e, portanto, devem ter menor prioridade de reflorestamento.	(Aguirre-Salado <i>et al.</i> , 2017; Orsi; Geneletti, 2010; Pinheiro, 2015; Valente; Vettorazzi, 2008; Vettorazzi; Valente, 2016b)
Área com risco de inundação	Refletem o tipo de relevo da bacia e a cobertura do solo. Um elevado grau de impermeabilização da bacia aumenta drasticamente sua vazão de pico nos períodos	(Francisco <i>et al.</i> , 2008)

Fator	Significado	Referência
	de chuva, tornando-os mais intensos e mais rápidos. Quanto maior a extensão linear de pontos de enchente em uma bacia, maior será a prioridade para seleção dessa bacia para recuperação.	
Orientação das vertentes	As vertentes orientadas para o norte e o oeste, no hemisfério sul, recebem uma quantidade de energia maior que as vertentes orientadas para sul e oeste. Então, o último grupo tende a conservar mais a umidade no solo, e o primeiro grupo tende a reduzir essa umidade. Logo, as áreas com vertentes orientadas para o norte e o oeste devem ter maior prioridade na restauração ambiental.	(Silva <i>et al.</i> , 2016)
Erosividade da chuva	Em alguns casos considera-se que regiões associadas aos valores elevados de precipitação dentro da bacia são as áreas potenciais suscetíveis ao processo de erosão e, portanto, são prioritárias no reflorestamento. Em outros casos, considera-se que regiões associadas aos baixos valores de precipitação dentro da bacia são as áreas com menor retenção de água e, portanto, são prioritárias no reflorestamento.	(Vettorazzi; Valente, 2016b; Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014)
Proximidade da cobertura florestal	Áreas no entorno de florestas já existentes são prioridade para o reflorestamento por serem próximas a fontes de espécies nativas e favorecerem o sucesso da recuperação.	(Catelani <i>et al.</i> , 2012; Franco; Hernandez; Moraes, 2013; Orsi; Geneletti; Newton, 2011; Pinheiro, 2015;

Fator	Significado	Referência
		Sartori, 2012; Uribe <i>et al.</i> , 2014; Valente, Valente; Petean; Vettorazzi, 2017; Valente; Vettorazzi, 2008)
Proximidade de áreas protegidas	Reflorestar no entorno de um local protegido significa melhorar o ecossistema florestal e criar uma zona tampão que impede que o local seja perturbado. Logo, áreas próximas a áreas protegidas tem prioridade no reflorestamento.	(Orsi; Geneletti, 2010; Valente; Vettorazzi, 2008)
Áreas de Preservação Ambiental e Áreas de uso Restrito	Esse critério leva em consideração aspectos legais. Áreas que, por lei, deveriam estar preservadas mas encontram-se degradadas, possuem prioridade no reflorestamento.	(Fabbro Neto <i>et al.</i> , 2014; Ferraz; DE Paula; Vettorazzi, 2009; Franco; Hernandez; Moraes, 2013; Pinheiro, 2015)
Riqueza das espécies arbóreas	As áreas caracterizadas por maiores números de espécies são o principal alvo de um processo de reflorestamento destinado a conservação da biodiversidade e, portanto, devem ter maior prioridade na restauração ambiental.	(Orsi; Geneletti, 2010)
Proximidade de corredores ecológicos	Os corredores ecológicos permitem que as espécies se movam pela paisagem e seu reflorestamento pode ajudar a reduzir o isolamento das espécies. Logo, áreas	(Orsi; Geneletti, 2010; Valente; Vettorazzi, 2008)

Fator	Significado	Referência
	próximas a corredores ecológicos tem prioridade no reflorestamento.	
NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)	A prioridade de restauração ambiental deve ser dada às áreas com menores valores de índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), por indicarem áreas com menor cobertura vegetal.	(Rahman, MD Rejaur; Shi; Chongfa, 2014)
Proximidade entre manchas florestais com as áreas florestais principais	Ecossistemas maiores e conectados são geralmente melhores para conservar a biodiversidade do que os pequenos e isolados. Logo a prioridade de restauração ambiental deve ser dada às áreas com maior proximidade entre manchas florestais e florestais principais.	(Pinheiro, 2015; ; Valente; Vettorazzi, 2008;
Riqueza das espécies arbóreas	As áreas caracterizadas por maior número de espécies são o principal alvo de um processo de reflorestamento destinado a conservação da biodiversidade e, portanto, devem ter maior prioridade na restauração ambiental.	(Orsi; Geneletti, 2010)
Distância de áreas agrícolas	As áreas no entorno de agricultura existente são mais propensas a sofrer mudanças no uso da terra e devem, portanto, ter menor prioridade na restauração ambiental.	(Catelani <i>et al.</i> , 2012; Orsi; Geneletti, 2010)
Fluxo acumulado	A velocidade e o volume da água estão diretamente relacionados à sua rota, em que um aumento de energia no processo resulta no aumento da erosão e no movimento dos sedimentos. Logo áreas com maior	(Vettorazzi; Valente, 2016a)

Fator	Significado	Referência
	acumulação de fluxo devem ter maior prioridade na restauração ambiental.	

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

Observa-se na Tabela 3 que poucos trabalhos tiveram como objetivo principal a recomposição florestal visando a regularização e manutenção dos recursos hídricos, e que nenhum deles teve como foco o aumento da infiltração nas áreas mais favoráveis a esse processo. O uso de outros critérios além dos citados na Tabela 3 se fazem, então, necessários caso se queira melhorar a disponibilidade hídrica através do aumento da infiltração e da redução do escoamento superficial e, em função disso, foca-se na sequencia na definição de critérios para identificação de áreas de recarga hídrica em nível de bacias hidrográficas.

3. VULNERABILIDADE AMBIENTAL

O termo "vulnerabilidade ambiental" está relacionado ao risco de danos ao ambiente natural ou a um tipo particular de ecossistema. De acordo com Turner *et al.* (2003), vulnerabilidade é "o grau em que um sistema, subsistema ou componente do sistema é susceptível de sofrer danos devido a exposição a um risco, seja uma perturbação ou um estresse".

A avaliação da vulnerabilidade é fundamental para a gestão ambiental em uma bacia hidrográfica, pois permite a identificação de áreas ou recursos em risco e as ameaças impostas pela diminuição ou perda de tais recursos (Wang, Liu e Yang, 2008). Embora essa seja uma área de pesquisa relativamente nova, a avaliação da tendência de vulnerabilidade ambiental foi desenvolvida rapidamente nos últimos anos e pode fornecer informações cruciais para que os tomadores de decisão aloquem recursos limitados na implementação de medidas alternativas de redução dessa vulnerabilidade (IPCC, 2001).

Os mecanismos de avaliação da vulnerabilidade ambiental variam de região para região, devido às diferenças ambientais regionais. Portanto, é necessário desenvolver um conjunto de indicadores locais que sejam adequados para a situação de cada estudo de caso, uma vez que, atualmente, não existem indicadores universalmente aplicáveis (Beroya-Eitner, 2016). Adicionalmente, saber como converter corretamente dados de múltiplas fontes, como dados relacionados às condições climáticas, cobertura do solo e condição econômica em um índice de avaliação integrado, também é importante para a avaliação da vulnerabilidade (Munda, Nijkamp e Rietveld, 1994).

Uma variedade de técnicas foram consideradas úteis para avaliar a vulnerabilidade e a sensibilidade ambiental, como a Análise Espacial de Componentes Principais – SPCA (do inglês “Spatial Principal Components Analysis”), com suporte de SIG (sistema de informações geográficas) (Li *et al.*, 2006; Zou e Yoshino, 2017), o Processo Analítico Hierárquico – AHP (do inglês “Analytical Hierarchical Process”) (Ying *et al.*, 2007; Song *et al.*, 2010; Thanh e de Smedt, 2012), o Processo Analítico Hierárquico com Lógica Fuzzy – FAHP (do inglês “Fuzzy Analytical Hierarchical Process”) (Enea e Salemi, 2001; Li *et al.*, 2009), o método de Avaliação de Redes Neurais Artificiais – ANN (do inglês “Artificial Neural Network”) (Džeroski, 2001; Park *et al.*,

2004) e a Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM). A seguir essas técnicas serão descritas mais detalhadamente.

Processo Analítico Hierárquico (AHP)

Entre as técnicas de avaliação da vulnerabilidade ambiental, o processo analítico hierárquico (AHP) (Saaty, 1977) é um dos métodos mais comumente utilizados (Li *et al.*, 2006; Ying *et al.*, 2007), que funciona na premissa de que a tomada de decisões de problemas complexos pode ser tratada através de uma estrutura hierárquica simples e compreensível (Li *et al.*, 2009). A lógica básica do AHP é organizada pela ruptura do problema em partes constituintes menores em diferentes níveis, envolvendo três etapas: (i) desenvolver uma matriz de comparação em cada nível da hierarquia; (ii) computar os pesos para cada elemento da hierarquia; e (iii) estimar o índice de vulnerabilidade ambiental (Boroushaki e Malczewski, 2008).

A comparação par-a-par é o modo de medição básico empregado no procedimento AHP. O procedimento reduz consideravelmente a complexidade conceitual de um problema, uma vez que apenas dois componentes são considerados em qualquer momento. As comparações em pares são realizadas para todos os fatores a serem considerados, e a matriz é computada usando pontuações com base em sua importância relativa. O tomador de decisão tem a opção de expressar sua intensidade de preferência em uma escala de nove pontos. Se dois critérios forem de igual importância, o valor de 1 é dado na comparação, enquanto 9 indica a importância absoluta de um critério sobre o outro (Tabela 3).

Tabela 3. Escala de medição do AHP. / Fonte: (Saaty, 1977)

Intensidade da importância relativa	Definição
1	Igual importância
3	Fraca importância de um sobre o outro
5	Importância forte ou essencial
7	Importância demonstrada
9	Importância absoluta
2, 4, 6	Importância intermediária entre dois critérios adjacentes

Com uma matriz de comparação das variáveis, um vetor de prioridade que é computado, é o autovetor normalizado da matriz. Isso é feito, dividindo-se cada uma das colunas pela sua soma correspondente. A estimativa da importância relativa dos atributos (w_i) é, portanto, obtida através da média dos valores de cada linha. O valor do índice de vulnerabilidade ambiental, EVI (do inglês “environmental vulnerability index”), de cada localidade é então obtido pela soma dos valores dos pesos correspondentes de todos os fatores relacionados usando a Equação 1.

$$EVI = \sum_{i=1}^n u_i w_i \quad \text{Equação 1}$$

onde EVI é o índice de vulnerabilidade ambiental, u é o valor de cada parâmetro, w é o peso atribuído à cada parâmetro, e n é o número total de parâmetros.

Uma característica importante da técnica AHP é a capacidade de avaliar a consistência das classificações de preferência. (Saaty, 1977) mostrou que o maior autovalor, γ_{\max} , de uma matriz recíproca é sempre maior ou igual ao número de linhas ou colunas, n . Se as comparações par-a-par não incluem quaisquer inconsistências, $\gamma_{\max} = n$. Quanto mais consistentes forem as comparações, mais próximo de n é o valor de γ_{\max} . O índice de consistência CI é definido pela Equação 2.

$$CI = \frac{(\gamma_{\max} - n)}{(n-1)} \quad \text{Equação 2}$$

onde γ_{\max} é o maior autovalor de uma matriz de comparação e n é o número de parâmetros.

O índice de consistência é comparado com um índice de consistência aleatório, RI, cujos valores foram tabulados por (Saaty, 1977) como uma função de n , obtendo uma relação de consistência CR definida pela Equação 3.

$$CR = \frac{CI}{RI} \times 100 \quad \text{Equação 3}$$

Se o valor da razão de consistência for superior a 10%, o julgamento subjetivo na comparação par pares entre parâmetros é inconsistente e precisa ser revisado (Kangas, 2005).

Segundo Thanh e de Smedt (2012), as vantagens de se utilizar a técnica AHP em uma análise de vulnerabilidade são: (i) todos os tipos de informação podem ser incluídos no processo de discussão; (ii) o julgamento é estruturado para que todas as informações sejam levadas em consideração; (iii) as regras de discussão podem ser baseadas na experiência; (iv) uma vez que é alcançado um consenso, os pesos para cada fator relevante são obtidos automaticamente pelo cálculo do vetor próprio da matriz de decisão; e (v) inconsistências no processo de decisão podem ser detectadas e, portanto, corrigidas. Já a principal desvantagem da AHP é o julgamento e a classificação de fatores causais baseados na opinião de especialistas, de modo que a preferência subjetiva no ranking não pode ser evitada, pois depende da escolha pessoal e do conhecimento do analista.

Processo Analítico Hierárquico com Lógica Fuzzy (FAHP)

Apesar da sua ampla gama de aplicações, a abordagem convencional de AHP pode não refletir completamente um estilo de pensamento humano, no qual os julgamentos são representados como números exatos. No entanto, em muitas situações práticas, os tomadores de decisão geralmente se sentem mais confiantes em expressar suas avaliações em um intervalo de valores numéricos ao invés de valores exatos.

Em vista disso, van Laarhoven e Pedrycs (1983) evoluíram o AHP para o FAHP (processo analítico hierárquico com lógica fuzzy), trazendo o número fuzzy triangular da teoria dos conjuntos fuzzy diretamente para a matriz de comparações pareadas do AHP. O objetivo é resolver problemas vagos, que ocorrem durante a análise de critérios e o processo de julgamento. O FAHP deve ser capaz de tolerar a imprecisão ou a ambiguidade e, portanto, deve ser mais apropriado e eficaz do que o AHP convencional na prática (Mikhailov e Tsvetinov, 2004).

A lógica fuzzy (Zadeh, 1965) é uma extensão da lógica booleana e é comumente usada para a tomada de decisões complexa assistida por computador. Na lógica clássica (booleana), se o elemento pertence ou não ao conjunto está claramente definido pelo uso de 0 ou 1. Enquanto no caso da lógica fuzzy, o fato de os elementos pertencerem ao conjunto não está claramente definido. Para expressar isso matematicamente, qualquer valor dentro do intervalo [0, 1]

pode ser usado para representar o grau de pertencimento (associação) de cada elemento ao conjunto. Esse conceito pode ser simplesmente representado pela Equação 4.

$$\mu_A: X \rightarrow [0,1] \quad \text{Equação 4}$$

se a associação $\mu_A(x)$ é próxima de 1, refere-se a um maior grau de pertencimento do elemento x ao conjunto A . Se a associação for próxima de 0, o grau de pertencimento de x a A é pequeno.

Análise Espacial de Componentes Principais (SPCA)

Converter variáveis ambientais em um índice de avaliação integrado é um passo crucial na avaliação da vulnerabilidade ambiental e continua a ser uma tarefa difícil. Geralmente, os dados observados para cada variável apresentam um problema em que certas variáveis se correlacionam, isto é, os dados observados e as informações que estes refletem terão uma certa quantidade de sobreposição (Deng *et al.*, 2002; Anselin e Getis, 2010). Através de diferentes dimensões de padronização de dados, a análise de componentes principais (PCA) pode comprimir o conjunto de dados e transformar os dados do índice de vulnerabilidade em uma variedade de dados abrangentes e representativos (Li *et al.*, 2006). As características de cada variável que refletem essa característica abrangente podem então ser analisadas. Os componentes principais fornecem informações sobre os parâmetros mais significativos, que são aqueles que descrevem todo o conjunto de dados e permitem a redução de dados com perda mínima da informação original. A PCA pode ser expressa pela Equação 5.

$$Y = n_1 Y_1 + n_2 Y_2 + n_3 Y_3 + \dots + n_m Y_m \quad \text{Equação 5}$$

onde Y é a pontuação do componente; n é o peso atribuído ao componente; x é o valor medido de uma variável; i é o número do componente, e m é o número total de variáveis.

Ao considerar, no entanto, a dificuldade em se encontrar uma relação espacial entre diferentes variáveis, pode-se proceder à integração de um sistema de informações geográficas (SIG) à PCA, definida como análise espacial de componentes principais (SPCA). A SPCA tem certas vantagens em relação às funções ortogonais convencionais porque os dados resultantes não são de nenhuma forma predeterminados, mas são desenvolvidos como

funções únicas a partir da matriz de dados. Isto é particularmente útil se nada for conhecido antecipadamente sobre a existência ou a natureza dos padrões dos componentes (Li *et al.*, 2006).

Os processos da avaliação de vulnerabilidade ambiental pelo método SPCA são descritos da seguinte forma:

- (1) padronizar dados primários;
- (2) estabelecer uma matriz de covariância R de cada variável;
- (3) calcular um autovalor λ_i da matriz R e seus autovetores correspondentes, α_i ;
- (4) agrupar α_i por combinação linear e obter os “m” componentes principais.

No ambiente de SIG, os dados em um conjunto do espaço de atributos multibanda de entrada são transformados em um novo espaço de atributos, cujos eixos são girados em relação ao espaço original (Kang, Xuxiang and Jing, 2015). Os eixos no novo espaço não estão correlacionados. De acordo com a contribuição acumulada dos componentes principais, o número de componentes é selecionado. Em seguida, uma função de avaliação pode ser configurada para calcular o índice de vulnerabilidade ambiental (EVI), com base nos componentes selecionados. Quanto maior o valor EVI, maior a vulnerabilidade do local. O valor de avaliação final é obtido utilizando a Equação 6.

$$EVI=r_1Y_1+r_2Y_2+r_3Y_3+\dots+r_nY_n \quad \text{Equação 6}$$

onde EVI é o índice de vulnerabilidade ambiental, r_n representa o índice de contribuição do componente principal Y_n e n é o número significativo de componentes principais remanescentes. A relação de contribuição r_i é obtida usando a Equação 7.

$$r_i = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^m \lambda_i} \quad \text{Equação 7}$$

onde λ_i é o autovalor do i -ésimo componente principal.

A Figura 1 apresenta uma representação esquemática de uma análise de vulnerabilidade ambiental através de SPCA.

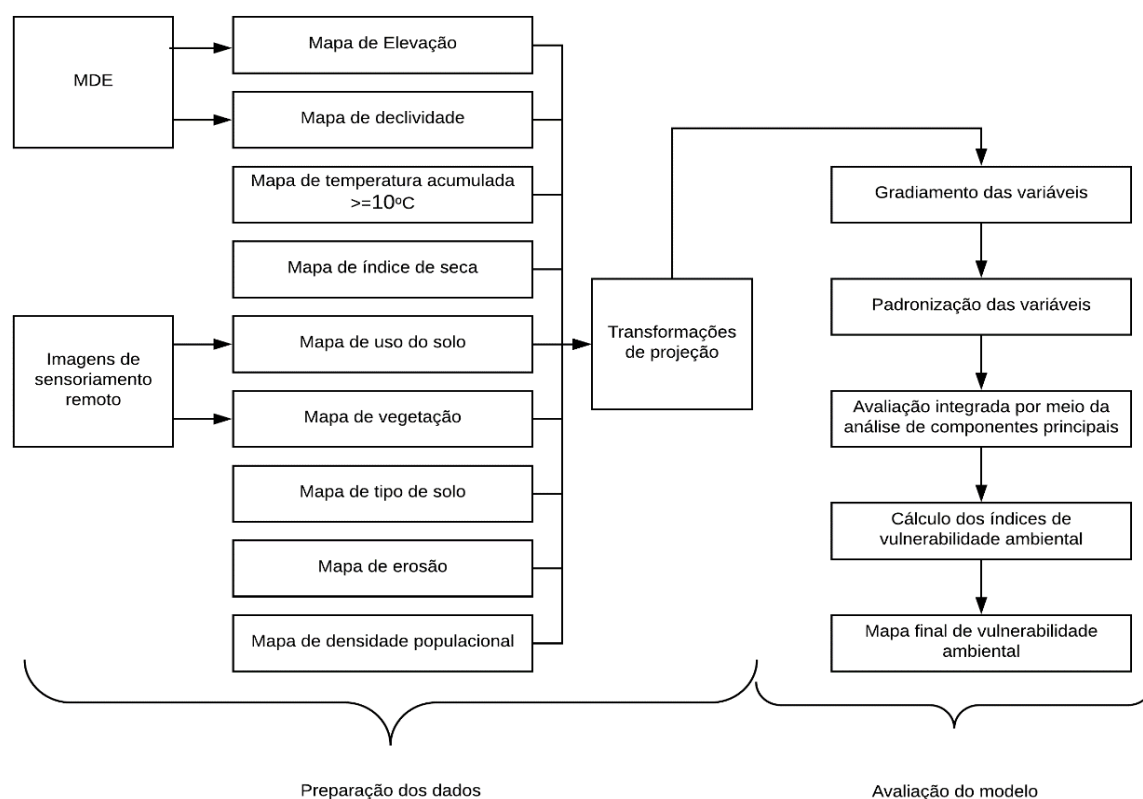


Figura 1. representação esquemática de uma análise de vulnerabilidade ambiental através de SPCA./Fonte: (Li *et al.*, 2006).

Redes Neurais Artificiais (ANN)

Redes Neurais Artificiais (ANN) são técnicas informáticas que tentam simular a funcionalidade e os processos de tomada de decisão do cérebro humano (Eberhart e Dobbins, 1990). Elas compõem um conjunto de unidades simples e interligadas que funcionam em paralelo para categorizar dados de entrada em classes de saída. Tais redes podem classificar os dados com maior precisão do que os classificadores estatísticos convencionais (Lee *et al.*, 2004). Diferentes tipos de redes foram desenvolvidos (Beale e Jackson, 1990; Bishop, 1995; Haykin, 2009). Todas têm em comum a capacidade de aprender com os dados. Elas podem ser

amplamente classificadas em redes que aprendem de forma supervisionada ou não supervisionada.

Na aprendizagem supervisionada a rede oferece muitos exemplos diferentes de um problema particular, incluindo as soluções desejadas. Assim, a rede pode comparar suas saídas com as saídas desejadas para determinar a extensão de seus erros. Um algoritmo de treinamento, em seguida, modifica os parâmetros internos da rede para que na próxima vez os mesmos exemplos sejam apresentados à rede, suas previsões sejam menos erradas. Este processo é repetido muitas vezes até o desempenho da rede ser maximizado. Na aprendizagem sem supervisão, as saídas desejadas não são fornecidas e a rede aprende a classificar os exemplos ao reconhecer padrões diferentes (Aguilera *et al.*, 2001).

A Figura 2 mostra um fluxograma de treinamento de redes neurais para determinação de pesos para os fatores utilizados na obtenção de um índice de vulnerabilidade ambiental. Os pesos entre camadas que foram adquiridas pelo treinamento da rede neural são calculados reversivelmente e a contribuição ou importância de cada fator é obtida. Assim, são determinados os pesos que são de contribuição ou importância de cada fator.

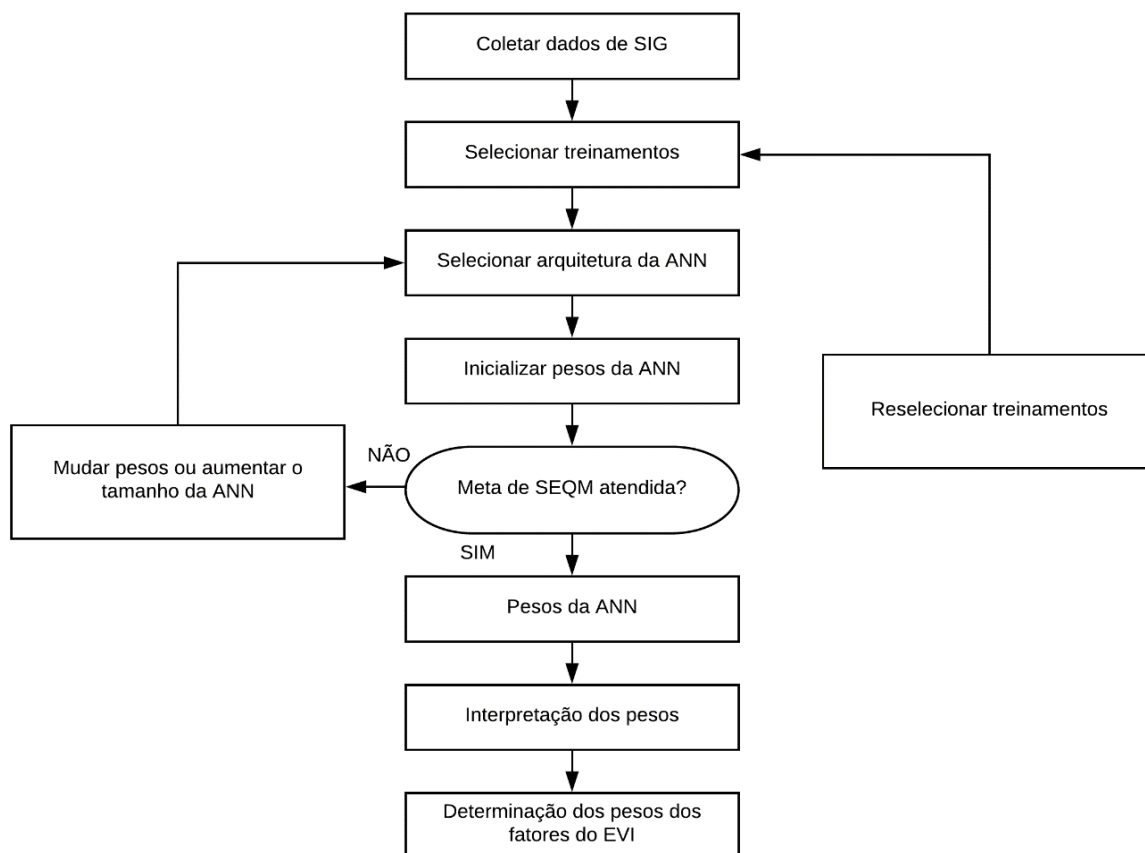


Figura 2. Fluxograma do treinamento de redes neurais para determinação de pesos.
Fonte: Lee et al. (2004).

Ao construir um índice de avaliação abrangente durante a avaliação da vulnerabilidade é essencial integrar uma gama de variáveis com diferentes fontes, tais como variáveis relacionadas a condições climáticas, cobertura de vegetação e características demográficas (Munda, Nijkamp e Rietveld, 1994). O amplo uso de dados de sensoriamento remoto e GIS proporciona uma estrutura útil para integrar uma variedade de dados espaciais e abordar análises espaciais de problemas ambientais (Arianoutsou, Koukoulas e Kazanis, 2011).

Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM)

Em paralelo à análise de multicritérios, a Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM) vem ganhando espaço no cenário mundial, a fim de criar um material que ajude apoiar o desenvolvimento de estratégias e programas de restauração em nível

subnacional e nacional. Isso permite que países definam e assumam compromissos alinhados com desafios globais, disseminando a restauração de paisagens florestais (RPF) e apoiando políticas de restauração (Oliveira, 2015).

Através dessa metodologia será feita a quantificação do potencial de regeneração natural através do mapeamento, sendo: i) Contexto da paisagem, como matriz de uso da terra circundante que pode servir como uma importante fonte de propágulos; ii) Favorabilidade do local para regeneração natural, como elevação, relevo e clima; iii) Histórico do uso da terra na região. Estes fatores serão traduzidos nas seguintes variáveis espaciais: distância até a vegetação nativa remanescentes; tamanho dos fragmentos; e elevação, formas de relevo, clima e intensidade do uso anterior do solo.

A Regeneração natural é favorecida quando são encontradas fontes de propágulos em fragmentos florestais próximos, especialmente em grandes florestas. Para estimar a influência local da matriz circundante, o modelo calcula o euclidiano, distância a fragmentos de vegetação nativa e então normaliza esses valores em uma faixa padrão de favorabilidade. Além disso, o modelo estima a região de influência para cada fragmento de vegetação com base em seu tamanho, atribuindo todas as células do mapa ao fragmento mais próximo. Então a metodologia ROAM multiplica cada valor favorável pelo tamanho do fragmento mais próximo. Assim, áreas equidistantes de fragmentos nativos de vegetação podem ter uma favorabilidade diferente de regeneração devido ao tamanho do fragmento mais próximo.

3.1. FAVORABILIDADE À REGENERAÇÃO NATURAL

Em termos conceituais, a restauração ecológica é o ato de auxiliar a recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído. Assim, a restauração de florestas pode ser realizada de diversas maneiras, incluindo sistemas agroflorestais ou silvipastoris, plantações de restauração ecológica, plantações comerciais de florestas ou mesmo a regeneração natural (Chazdon, 2008).

De fato, áreas previamente ocupadas por florestas podem se restabelecer uma vez que as barreiras à regeneração natural são removidas (Holz e Placci, 2005). Todavia, o processo de recuperação pode ocorrer muito lentamente ou ser inibido em agroecossistemas muito

degradados. Mas, em condições adequadas, a regeneração natural permite que o processo de auto-organização da colonização das espécies seja iniciado e se crie uma trajetória de recuperação (Chazdon e Uriarte, 2016). Além disso, a regeneração natural é um processo ecológico de longo prazo que ocorre em etapas, que podem ser manejadas ou auxiliadas (Chazdon, 2008).

Sob essa ótica, a restauração florestal pode ser classificada em três grupos: passiva, intermediária e ativa. A restauração passiva é baseada em um processo de sucessão (regeneração) natural, implicando mínima intervenção humana (Holl e Aide, 2011). Esta abordagem geralmente envolve apenas o isolamento de uma área para permitir a regeneração da vegetação nativa. A regeneração é afetada pela disponibilidade de recursos locais, intensidade prévia do uso do solo e dispersão de propágulos da matriz florestal circundante (ou seja, sementes e brotos) (Rodrigues et al., 2009; Pereira et al., 2013; Chazdon, 2014; Chazdon e Guariguata, 2016).

O sucesso da regeneração natural dependerá principalmente da capacidade dos propágulos alcançarem as áreas em recuperação, sendo que a fauna dispersora de sementes é apontada como um dos fatores chave (Martins et al., 2014). Portanto, quanto mais diversificado e mais avançado for o estágio de regeneração natural dos fragmentos adjacentes, maior a probabilidade da fauna ser mais diversa com consequente dispersão de propágulos de um maior número de espécies. Entretanto, alguns fragmentos podem se tornar pequenos demais para sustentar uma gama de espécies da fauna, principalmente os frugívoros especialistas que são responsáveis pela dispersão de sementes de espécies tardias (Chiarello, 2000; Carvalho et al., 2004).

Para facilitar a recolonização de espécies nativas, como uma abordagem de restauração intermediária, existem técnicas que aceleram, ao invés de substituir, os processos naturais de sucessão, removendo ou reduzindo barreiras à regeneração natural. Podem incluir, por exemplo, a prevenção de incêndios e o controle de espécies exóticas (i.e., gramíneas) (Corbin e Holl, 2012). Embora essas técnicas, também denominadas de regeneração natural assistida, possam ser menos eficientes para aumentar a diversidade florística nos estágios iniciais comparadas com os plantios, oferecem vantagens econômicas significativas (Shono et al.,

2007, Bechara et al., 2016). Contudo, raramente funcionam se aplicadas em locais altamente degradados ou áreas submetidas ao uso agrícola intenso por muito tempo, que podem já ter superado um limiar ecológico de recuperação (Lamb et al., 2006; Chazdon, 2008; Chazdon, 2016).

Para lidar com essas áreas é necessária uma restauração ativa (reflorestamentos). Esta modalidade geralmente é realizada por meio de práticas silviculturais, como semeadura direta e plantio de mudas (Rodrigues et al., 2009). Em alguns casos, são recomendadas plantações que cobrem toda a área, bem como técnicas de nucleação (plantações parciais) para atuar como áreas focais de recuperação (Rodrigues et al., 2011; Corbin e Holl, 2012; Bechara et al., 2016; Brancalion et al., 2016). Esse aumento do investimento em silvicultura, embora adequado para recuperar ambientes muito degradados, pode afetar significativamente os custos. As abordagens comuns de plantio utilizadas na Mata Atlântica, por exemplo, podem variar de US\$ 3000 a mais de US\$ 4500 por hectare (Rodrigues et al., 2009; BNDES, 2015).

Embora a restauração ativa tenha sido amplamente empregada em detrimento das outras abordagens, Crouzeilles et al. (2017) demonstraram que, após o controle de fatores bióticos e abióticos, a regeneração natural pode ser melhor sucedida em termos de recuperação da biodiversidade e estruturas de vegetação. Os autores apontam, ainda, que apesar de ser uma opção custo-efetiva, a regeneração natural é muitas vezes negligenciada em programas e projetos de restauração em grande escala (Chazdon e Uriarte, 2016; Crouzeilles et al., 2017; Chazdon, 2017). Parte desta lacuna pode ser explicada pela ausência de diagnósticos regionais e ferramentas de planejamento territorial para promover a regeneração natural na escala da paisagem (Nunes et al., 2017).

Adicionalmente, a maioria das áreas a serem restauradas, particularmente em regiões tropicais, situam-se em mosaicos de usos e coberturas da terra – florestas primárias, vegetação secundária, agricultura, pecuária, etc., onde pessoas vivem, trabalham e dependem de recursos ambientais para sua subsistência (Chazdon e Uriarte, 2016). Isto evidencia a necessidade de definição de áreas prioritárias e uso de mecanismos de pagamento por serviços ambientais para aproveitar as áreas que já se encontram em

processo de regeneração e os fragmentos florestais existentes como fontes de propágulos (Chazdon, 2017; Nunes et al., 2017).

Portanto, o mapeamento de áreas com alto potencial (favorabilidade) de regeneração natural é chave para maximizar a relação de custo-efetividade e pode permitir o sucesso da restauração no nível da paisagem (Chazdon, 2017; Nunes et al., 2017). Nesta direção, um passo crítico é desenvolver e aplicar métodos para priorizar as áreas onde pequenas ou grandes manchas de regeneração natural são mais prováveis de ocorrer se o uso da terra agrícola for interrompido em paisagens com fragmentos florestais em diferentes estágios de conservação (Chazdon et al., 2016).

3.2. Definição de áreas de recarga hídrica

Um dos critérios a serem aplicados nesse trabalho refere-se às áreas de recarga hídrica, ou seja, as áreas com maior propensão à infiltração da água no solo visando ao reabastecimento do lençol freático. Esse critério possui grande relevância, visto que um dos objetivos do trabalho visa aumentar a disponibilidade hídrica superficial por meio da recuperação de algumas áreas que, do ponto de vista hidrológico, favorecem ao reabastecimento dos reservatórios de água subterrânea.

A definição de áreas de recarga contempla características regionais complexas, englobando a heterogeneidade superficial e subterrânea. Atualmente não existem muitos critérios para definir as áreas de recarga, sendo os trabalhos desenvolvidos nessa linha direcionados para casos muito específicos. Um dos exemplos verificados na literatura são os levantamentos de áreas de recarga de aquíferos visando a seleção de locais aptos para a disposição de águas residuárias provenientes de estações de tratamento de esgoto, cujo objetivo é infiltrar a água reuso em locais estratégicos do relevo que possibilitem o reabastecimento do lençol e, ao mesmo tempo, possibilite a filtragem da água.

Mapas geológicos, mapas geomorfológicos (Jothiprakash *et al.*, 2003), declividade, taxa de infiltração da água no solo (Ghayoumian *et al.*, 2005), textura do solo (Jothiprakash *et al.*, 2003; Kalantari *et al.*, 2010) e o uso da terra (Brown *et al.*, 2005; Ghayoumian *et al.*, 2007) são

os critérios comumente utilizados para fornecer detalhamento das características da superfície visando definir áreas de recarga hídrica.

Outros parâmetros podem ser utilizados para definir as características do subsolo, contudo, sua aplicação deve ser utilizada com critério, uma vez que a amostragem do subsolo é bastante limitada se comparada com a superfície. A taxa de infiltração, a transmissividade (Brown *et al.*, 2005; Ghayoumian *et al.*, 2005), a capacidade de recarga e a capacidade de extração de um poço são comumente utilizados para quantificar as características do subsolo.

Em relação a qualidade da água, foi observado que esses parâmetros não são comumente considerados importantes para a seleção de áreas de recarga (Brown *et al.*, 2005; Chowdhury; Jha; Chowdary, 2009; Ghayoumian *et al.*, 2005). Embora sejam interessantes do ponto de vista ambiental, sua aplicação acaba sendo restrita, uma vez que o monitoramento da água subterrânea é realizado de maneira pontual, o que, geralmente, representa a condição próxima àquele local de amostragem, tornando a espacialização desses dados complexa e sujeita a erros. Na Tabela 4 apresenta-se um resumo dos principais critérios encontrados na literatura para a definição de áreas de recarga.

Tabela 4. Resumo dos principais critérios utilizados na definição das áreas e recarga

Critério	Significado	Referência
Textura do solo	O solo deve possuir uma textura que possibilite uma permeabilidade, garantindo assim a infiltração da água no solo. Contudo deve ser observado as peculiaridades dos solos tropicais, onde é comum a existência de latossolos argilosos de alta permeabilidade.	(Gdoura; Anane; Jellali, 2015)
Declividade	Boa parte dos trabalhos nessa linha se concentram em definir áreas de recarga artificial de aquíferos. Logo, locais de alta	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Chowdhury;

Critério	Significado	Referência
	<p>declividade são considerados limitantes para a infiltração da água. Contudo, como foco desse trabalho é a recarga natural, e sabendo-se que a declividade possui relação direta com o escoamento, áreas mais declivosas requerem, nesse caso, maior prioridade, uma vez que a vegetação age como barreira ao escoamento impedindo que a água atinja, mais rapidamente, seções mais baixas do relevo.</p>	<p>Jha; Chowdary, 2009; Gdoura; Anane; Jellali, 2015; Ghayoumian, J. <i>et al.</i>, 2007; Ghayoumian, Jafar <i>et al.</i>, 2005; Rahman, M. Azizur <i>et al.</i>, 2012; Rahman, Mohammad Azizur <i>et al.</i>, 2013)</p>
Geologia	<p>Está atrelada à permeabilidade de um determinado local. A geologia de uma região deve ser suficientemente permeável, favorecendo a infiltração em detrimento com o escoamento. Alguns trabalhos relacionam a geologia com a purificação natural da água.</p>	<p>(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Chowdhury; Jha; Chowdary, 2009; Gdoura; Anane; Jellali, 2015)</p>
Uso do solo	<p>Em muitos casos é um critério de restrição, uma vez que elimina do processo áreas que, tecnicamente, são inviáveis do ponto de vista da recarga hídrica, por exemplo, áreas urbanas. Esse critério está relacionado diretamente com o escoamento da água no solo.</p>	<p>(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Coelho <i>et al.</i>, 2017; Gdoura; Anane; Jellali, 2015; Rahman, M. Azizur <i>et al.</i>, 2012)</p>
Precipitação	<p>Como se pretende possibilitar uma maior recarga natural, a precipitação é a entrada de água no sistema, logo, devem ser privilegiados locais que apresentam maior precipitação média mensal. Um dos</p>	<p>(Coelho <i>et al.</i>, 2017; Khalaf; Donoghue, 2012)</p>

Critério	Significado	Referência
	produtos para este fim que tem apresentado grande número de citações é a utilização dos dados do Tropical Rainfall Measuring Mission – TRRM.	
Evapotranspiração	A evapotranspiração é a parcela da água que retorna para a atmosfera, tanto via evaporação da superfície do solo quanto a via transpiração das plantas. Ela representa uma importante saída de água de uma bacia hidrográfica, sendo determinada via parâmetros climáticos ou por meio de balanço de energia utilizando imagens de satélites (MODIS e LANDSAT). Áreas com menores evapotranspirações devem ser priorizadas visando um melhor aproveitamento da água.	(Coelho <i>et al.</i> , 2017; Khalaf; Donoghue, 2012)
Número da Curva - CN	É um parâmetro que representa o efeito combinado do tipo de solo do ponto de vista hidrológico, declividade e o uso e cobertura do solo. Quanto maior o número da curva maior o escoamento e, em função disso, locais com menor valor de CN devem ser privilegiados para serem utilizados como zonas de recarga.	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Coelho <i>et al.</i> , 2017)
Geomorfologia	As formas do relevo afetam diretamente as zonas de recarga, sendo um parâmetro que deve ser considerado em associação com a geologia, ou seja, associando a forma do relevo com o seu material de origem.	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Chowdhury; Jha; Chowdary, 2009;

Critério	Significado	Referência
		Ghayoumian, J. <i>et al.</i> , 2007).
Potencial de erosão	Esse parâmetro deve ser analisado com cuidado. O trabalho consultado relata que as áreas com alto potencial de erosão são menos favoráveis para recarga artificial, enquanto as que possuem baixo potencial de erosão são mais favoráveis. Contudo, se a recarga for natural deve-se ter o cuidado em relação a esses locais.	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017)
Transmissividade	O critério da transmissividade é citado por alguns autores como um fator de restrição, uma vez que se a transmissividade apresentar valores muito baixos e as captações forem excessivas, pode não haver uma reposição satisfatória do aquífero, tendendo, ao longo do tempo, a esgotar as reservas subterrâneas. Na maioria dos trabalhos avaliados esse critério é relacionado com aquíferos não confinados.	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Chowdhury; Jha; Chowdary, 2009; Ghayoumian, Jafar <i>et al.</i> , 2005)
Taxa de infiltração da água no solo	Esse parâmetro está relacionado com a penetração da água solo, sendo que solos com alta taxa de infiltração devem possuir maior peso, do que solos com baixa capacidade de infiltração.	(Ghayoumian, J. <i>et al.</i> , 2007; Ghayoumian, Jafar <i>et al.</i> , 2005; Rahman, M. Azizur <i>et al.</i> , 2012)
Profundidade do solo	A profundidade do solo é comumente relacionada a áreas de recarga sob dois pontos de vista: qualidade e armazenamento. Em relação a qualidade da	(Ahani Amineh; Hashemian; Magholi, 2017; Gdoura; Anane;

Critério	Significado	Referência
	água possui papel importante, pois possibilita a filtragem da água. Logo, maiores profundidades remetem a água de maior qualidade. Em relação ao armazenamento da água no solo, solos mais profundos possibilitam um maior volume armazenado.	Jellali, 2015; Rahman, M. Azizur <i>et al.</i> , 2012)

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

4. ASPECTOS SOCIOECONOMICOS DA PRIORIZAÇÃO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

Os artigos científicos que servem de referência à essa revisão bibliográfica foram identificados com a utilização da ferramenta de busca na internet Google Scholar e consulta a bibliotecas digitais como Wiley Online Library, Science Direct, ELSEVIER, JSTOR e o Research Gate. Foi identificado um amplo conjunto de artigos relacionados aos temas da dimensão social da restauração florestal e a formulação do Índice de Vulnerabilidade Social. Para o presente trabalho foram utilizados artigos diretamente relacionados com os aspectos metodológicos e conceituais e sobre a restauração florestal e sua dimensão socioeconômica, bem como sobre a construção índices de vulnerabilidade, em especial o de vulnerabilidade social, tendo em vista não apenas o entendimento do “state of arts” sobre a temática, mas também o delineamento da opção metodológica para a construção de um “layer” socioeconômico com as áreas prioritárias para restauração florestal na Bacia do rio Doce. Todos os artigos consultados, referenciados ou não neste texto, foram arquivados e conformam um vasto banco bibliográfico sobre essa temática. Esses trabalhos, posteriormente, poderão ser incorporados ao presente texto, como também servirão para pesquisas futuras sobre a temática.

O processo de definição de áreas prioritárias para recuperação florestal é complexo e envolve amplo conjunto de variáveis, perspectivas e objetivos finais. É importante ressaltar que o tema ora é mencionado em trabalhos científicos como recuperação ambiental, ora como restauração ambiental, restauração ecológica ou mesmo restauração florestal. O que se pretende nessa revisão do estado da arte sobre a temática, ressaltada a interconexão entre essas diferentes terminologias, é evidenciar a importância da dimensão social no delineamento de projetos que envolvam a recomposição ou restauração florestal.

A ampla literatura recente sobre o tema (Bernasconi, Abda e Miol, 2008; Lebrija-Trejos, 2009; Arcoverde et al., 2011; Newton e Tejedor, 2011; Pedreira et al., 2011; Nossack, Zimback, Silva, Sartori, 2014; Azevedo, Gomes, Moraes, 2016) evidencia que a incorporação da dimensão socioeconômica como critério de definição é fundamental para que os resultados da recuperação sejam duradouros e sustentáveis. Entretanto, mesmo com a importância que a

dimensão socioeconômica e cultural tem recentemente nos estudos e nas ações de recuperação florestal, essa não é uma preocupação nova. Bradshaw e Chadwick (1980) no clássico *“The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded”*, livro de referência em ações de restauração ambiental, ao analisarem as etapas que envolvem o desenvolvimento de um projeto de restauração, já chamavam a atenção para o aspecto basilar da dimensão social nesse processo. Segundo eles o primeiro passo na construção de um projeto de restauração ambiental seria a decisão sobre o uso final da terra, envolvendo questões de ordem ambiental, necessidades sociais, retorno financeiro e requerimentos legais. Do mesmo modo, Jordan (1993) já chamava a atenção para que, uma vez que as análises sobre processos de degradação ambiental e florestal levam em consideração as ações humanas, a melhor maneira de planejar projetos de recuperação das condições de degradação seria incluir as ações humanas nesses projetos e não apenas a dimensão ambiental.

Na década de 1990 também emerge o conceito de “restauração ecológica”, que tem uma das referências no importante artigo *“What is Good Ecological Restoration?”*, Higgs (1997), no qual o autor argumenta que “uma boa restauração requer uma ampla visão que inclua aspectos históricos, sociais, culturais, políticos e morais”. O autor pondera que os processos de restauração que conseguem manter a fidelidade ecológica e envolver objetivos sociais e culturais são mais propensos a prosperar. Para Higgs (1997) o núcleo do processo de restauração seria a fidelidade ecológica, mas que, à medida que esse núcleo recebe novos *layers*, expressando novos contextos e elementos de integração, amplia-se a qualidade e sustentabilidade do processo de restauração conforme expresso pelo autor na Figura 3.

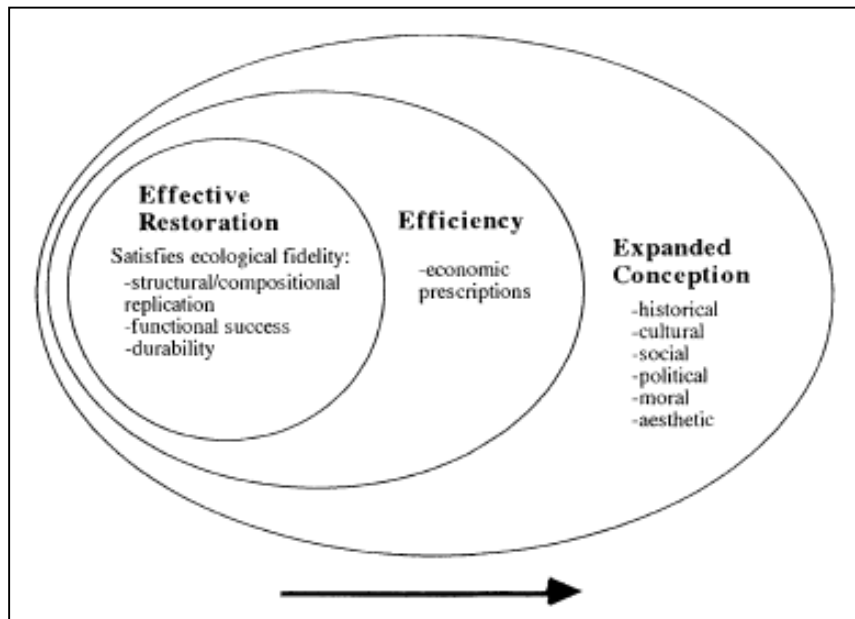


Figura 3. Layers do processo restauração ecológica, segundo Higgs (1997). / Fonte: HIGGS, E. S., What is Good Ecological Restoration? Conservation Biology, Vol. 11, No. 2), pp. 338-348, 1997.

Também trabalhando com conceito de restauração ecológica o qual definem como “*Ecological Restoration is the process of restoring one or more valued processes or attributes of a landscape*” (p2) Davis e Slobodkin (2004) argumentam que os tomadores de decisão em processos de restauração ecológica devem justificar os méritos de suas preferências para as várias partes interessadas, usando argumentos sociais, culturais, econômicos, de saúde e éticos. Para eles, seja num contexto de importância histórica, de grande diversidade ambiental de espécies, de existência de espécies singulares, ou por qualquer elemento específico da paisagem, os tomadores de decisão não podem “lógica ou eticamente”, invocar a ecologia e o meio ambiente na definição de suas preferências sem incorporar outras disciplinas. Para Davis e Slobodkin (2004) citando a Editora Chefe da Revista Restoration Ecology, “restoration is not only about the science of ecology but it also includes societal decisions on appropriate end points for restoration, economics of restoration and the valuation of nature, policy and planning, education and volunteerism, and other social and philosophical issues” (Davis e Slobodkin, 2004).

Dentre os diferentes aspectos da restauração ecológica relacionados por Higgs (1997) e Davis e Slobodkin (2004) ressalta-se a restauração florestal, objeto específico do presente trabalho. Nessa perspectiva, Lamb et al. (2006) em artigo referencial publicado na revista *Science* apontam a otimização de Benefícios Financeiros e de Subsistência (*Financial e Livelihood Benefits*) e a geração de melhorias na Biodiversidade, como os dois pilares do processo de recuperação florestal, e afirmam que os aspectos sociais e econômicos são fundamentais nesse processo. Segundo eles, a utilização de monoculturas tradicionais de espécies exóticas geralmente produz apenas benefícios financeiros, enquanto a restauração usando métodos que maximizam diversidade e aumentam a biodiversidade, representam poucos benefícios financeiros diretos aos proprietários, principalmente no curto prazo. Ainda segundo Lamb et al. (2003) atividades voltadas para proteção do crescimento da floresta geram tanto melhorias na biodiversidade quanto nos meios de subsistência, embora a magnitude dos benefícios dependa da densidade de indivíduos e da importância comercial ou social de espécies nativas. Já a restauração florestal em contextos onde predominam condições de pobreza, caso específico da Bacia do Rio Doce, apesar da busca pelos dois objetivos, pode ser necessário dar, inicialmente, prioridade às atividades de reflorestamento que melhoram os resultados financeiros das comunidades de forma mais rápida. Mantendo a perspectiva da importância dos elementos socioeconômicos da definição de critérios para restauração florestal, Dudley et al., (2005) afirmam que para muitos conservacionistas a restauração florestal é a recuperação da cobertura florestal original em áreas degradadas ou o plantio de corredores de ligação com áreas protegidas, para os interessados no desenvolvimento social a ênfase seria na produção de madeira, lenha ou frutas. Segundo os autores, infelizmente essas posturas não levam em consideração o que as pessoas realmente desejam e as opções são sempre apresentadas como mutuamente exclusivas. Para Dudley et al. (2007) ainda persiste a necessidade de aprendizado sobre “*reconciling nature and human needs*” e sobre o planejamento da restauração florestal em larga escala de modo a possibilitar a recuperação da maior gama de funções florestais possíveis.

Em uma perspectiva complementar às apresentadas até o momento, e enfocando os programas de recuperação florestal da Mata Atlântica no Brasil, Rodrigues et al. (2009) criticam os projetos de recuperação florestal de pequena escala, inclusive se baseando nos

argumentos de Lam et al. (2005) e Dudley et al. (2005). Rodrigues et al. (2009) afirmam que a maior parte dos projetos de restauração na Mata Atlântica foram realizados em pequena escala, tendo, por conta disto, resultados ecológicos e econômicos relativamente baixos. Reconhecendo as dificuldades e complexidade do planejamento da restauração florestal em larga escala, num contexto em que envolva mais atores sociais, os autores ponderam, no entanto, que essa maior complexidade por ser uma forma de atender às múltiplas necessidades ambientais e socioeconômicas da floresta e, desse modo, estimular a restauração da Mata Atlântica.

Trabalhando com análise multicritério para determinação de áreas prioritárias para a recomposição florestal, Nossack et al. (2014) afirmam a determinação de áreas para recomposição ou restauração florestal envolve as dimensões política, social e ambiental das regiões contempladas. Para os autores a dimensão social é a primeira à medida que, segundo eles, envolve elementos culturais associados ao que, em alguns contextos, as áreas de florestas podem representar: a “perda de território pelos proprietários da terra”. Ainda segundo Nossack et al. (2014) falta entendimento social claro a respeito dos benefícios advindos da conservação, além da escassez de incentivos econômicos para estas ações. Em seguida, os autores apontam o problema político decorrente da escassez de políticas públicas voltadas à recuperação ambiental. Finalmente, Nossack et al. (2014) apontam o elemento ambiental expresso na pressão cada vez maior exercida sobre os ecossistemas afetando elementos de conservação do solo e água.

Assim, percebe-se que grande parte dos estudos sobre recuperação/restauração florestal dão ênfase à importância a que os elementos sociais, econômicos e políticos estejam em sintonia com a dimensão do ecossistema a ser restaurado ou recuperado. Esses estudos podem ser agregados em três grandes grupos que, de todo modo, estão intrinsecamente relacionados, são eles: a restauração ambiental, a restauração ecológica e a restauração florestal.

Analisando o status científico da restauração Weiher (2007) apresenta alguns obstáculos e oportunidades para consolidação da restauração como campo científico. Segundo o autor o primeiro obstáculo seria a situação por ele denominada de “*Demonstration Science*” geralmente utilizada por ecologistas, evidenciando experimentos voltados para demonstrar

os agentes causadores e os efeitos destes sobre determinados aspectos da realidade que são de seu interesse. Ironicamente, Weiher (2007) argumenta que *“In a sense, demonstration science is the bread and butter (or the white rice) of science”*. (Weiher, 2007, p341). Segundo o autor há uma preocupação excessiva dos pesquisadores em comprovarem seus argumentos, o que nem sempre ocorre com boas práticas científicas, *“Demonstration science is used to experimentally establish causal relationships. This sounds well and good, but the problem comes when we seek to demonstrate well-established and well-known causal relationships and then pass this off as some kind of advancement. Wilson (1995)² used the term the “Jack Horner Effect” for a similar notion (Jack Horner is a character in a children’s story who is proud of himself for finding and extracting a plum from a plum pie). Demonstration science turns us into a collection of Jack Horners”* (Weiher, 2007, p341).

Mantendo uma postura crítica em relação ao status da “ciência da restauração” Wieher (2007) aponta o segundo obstáculo ao avanço desse campo de conhecimento na *“Myopic Scholarship”* definida como as dificuldades que os cientistas, nesse contexto, têm de fazer a fundamentação de seus trabalhos na literatura. Segundo ele, existe uma miopia coletiva que se manifesta na falta de contexto conceitual e de síntese em muitos trabalhos. Tal situação indicaria uma fragilidade na teoria ecológica. Por outro lado, esse autor, também apresenta uma oportunidade para o desenvolvimento da “ciência da restauração”. Seria a possibilidade de realizar estudos multivariados o que aumentaria o vigor dos trabalhos e a qualidade das perguntas e respostas produzidas, *“By designing multivariate experiments, we can assess the relative importance of several causal drivers, such as site preparation, seeding mixtures, the order of species introductions, management (burning, mowing, etc.), other disturbances, resources, or other key factors. If we conduct such experiments then we can move beyond mundane questions, such as “Does burning increase the cover of target vegetation?” to “What is the relative importance of burning, mowing, excluding herbivores, and soil quality on the cover of target vegetation?”* (Weiher, 2007, p341).

² Wilson, J. B. 1995. Null models for assembly rules: the Jack Horner effect is more insidious than the Narcissus effect. *Oikos* 72:139–143.

Também analisando os estudos contemporâneos sobre restauração, mas assumindo uma postura menos crítica que a de Weiher (2007), Stanturf et al. (2014) fazem uma excelente síntese dos trabalhos sobre a temática, apresentando também o escopo de atuação de cada um. Stanturf et al. (2014) trabalham com a restauração florestal em diferentes frentes como a reparação de funções hidrológicas (recuperação de bacias), proteção costeira, proteção geológica, sequestro de carbono, conectividade de espécies, diversidade de paisagens. A parte específica do trabalho de Stanturf et al. (2014) sobre estudos voltados para a restauração florestal associados à reparação da função hidrológica é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5. Objetivos, estratégias e métodos da restauração florestal contemporânea – reparação da função hidrológica, segundo Stanturf et al. (2014).

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
Repair function Hydrologic (watershed, riparian, coastal)	Deforested (agricultural land use, open land, abandoned agriculture)	Reconstruction	Native re-colonization	Re-establish hydrologic connectivity; physical processes	Friedman et al. (1995), Stanford et al. (1996), Roni et al. (2002), Klimas et al. (2009), Hughes et al. (2012) and Jarzemyk et al. (2013)
			Afforestation, whole area	Site preparation; plant or direct seed natives or non-natives	Stanturf et al. (1998, 2000), Allen et al. (2001), Lockhart et al. (2003) Löf et al.(2004), Gardiner and Oliver (2005) Groninger (2005), Jögiste et al. (2005), Lee and Suh (2005), Weber (2005), Ren et al. (2007) Rey Benayas et al. (2008), Weber et al. (2008,2011), Onaindia and Mitxelena (2009), Dey et al. (2010), Booth (2102) Harper et al. (2012) and Xi et al.(2012)
			Interplant; nurse crop; fast/slow growing natives or non-natives; inter-plant vegetables	Arnalds et al. (1987), Ashton et al. (1997), Gardiner et al. (2004), Aradóttir (2005), Lamb et al. (2005), McNamara et al. (2006), Nichols and Carpenter (2006), Blay et al. (2008), Stanturf et al. (2009), Blay (2012), Chazdon (2013) and Douterlungne and Thomas (2013), Ashton et al. (2001),	

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
				Plant mixtures of natives; framework species method	Leopold et al. (2001), Blakesley et al. (2002), Elliot et al. (2003), de Souza and Batista (2004), Lockhart et al. (2006, 2008), Lamb (2011) and Corbin and Holl (2012).
			<p>Afforestation, partial area</p> <p>Afforestation, linear planting</p> <p>Simple mixtures</p> <p>Complex mixtures</p>	<p>Nucleation, cluster</p> <p>Site preparation; plant or direct seed natives or non-natives</p> <p>Interplant; fast/slow growing; natives or non-natives</p> <p>Plant mixtures of natives or non-natives; planting group method, framework</p>	<p>Schönenberger (2001), Manning et al. (2006), Zahawi (2008), Zahawi and Holl (2009), Holl et al. (2011), Corbin and Holl (2012), Díaz-Rodríguez et al. (2012) and Saha et al. (2012), Newmark (1993), Mann and Plummer (1995), Schultz et al. (1995), Parkyn et al. (2003), Kindlmann and Burel (2008), Mize et al. (2008) and Bentrup et al. (2012), Pommerening and Murphy (2004) and Stanturf et al. (2009)</p> <p>Blakesley et al. (2002), Elliott et al. (2003, 2012), Göltenboth and Hutter (2004), Kamada (2005), Nave and Rodrigues (2007), Lockhart et al. (2008), Rodrigues et al. (2009, 2011) and Lamb (2011)</p>

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
				species method; rainforestation	
	Degraded forest (cleared or burned, lacking desired species)	Rehabilitation	Conversion	Clear fell and plant all desired species Enrichment planting; framework species method Assisted natural regeneration; farmer assisted natural regeneration Blowdown; with or without salvage logging; plant desired species Agroforestry methods	Zerbe (2002), Thompson et al. (2003), Spiecker et al. (2004), Hansen and Spiecker (2005), Harmer et al. (2005, 2011) Montagnini et al. (1997), Elliott et al. (2003, 2012) Hardwick et al. (1997), Friday et al. (1999), Otsamo (2000), Kobayashi (2004), van Noordwijk et al. (2008) and Haglund et al. (2011) Drouineau et al. (2000), Spiecker et al. (2004), Hahn et al. (2005), Brunner et al.(2006),Harmer and Morgan (2009) and Morimoto et al. (2011) Murgueitio et al. (2011), Friday et al. (1999), Schlönvoigt and Beer (2001), Khamzina et al. (2006), Sileshi et al. (2007), Blay et al. (2008), van Noordwijk et al. (2008), Tabuti et al. (2011), Blay

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
					(2012), Blinn et al. (2013), Roshetko et al. (2013) and Mbow et al. (2014)
			Transformation	Partial overstory removal; underplanting; natural regeneration	Malcolm et al. (2001), Nyland (2003), Kobayashi (2004), Hahn et al. (2005), Löf et al. (2005), Gardiner and Yeiser (2006), Paquette et al. (2006), Pommerening (2006), Madsen and Hahn (2008) and Schneider (2010)
			Reforestation (post-fire restoration)	Erosion control (re-seed native understory; mulching); with or without salvage logging; plant desired species	Beschta et al. (2004), Pausas et al. (2004), Raftoyannis and Spanos (2005), Wagenbrenner et al. (2006), Ahn et al. (2014) and Robichaud et al. (2013a, 2013b)

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
	Degraded forest (lacking desired structure)	Rehabilitation	Transformation	Partial overstory removal	Aubry et al. (1999), Kerr (1999), Kenk and Guehne (2001), Mason (2002), Nyland (2003), Pommerening and Murphy (2004), Pommerening (2006), Pastur et al. (2009), O’Hara et al. (2010), Baker and Read (2011), Lencinas et al. (2011), Gustafsson et al. (2012), Harmer et al. (2012) and Lindenmayer et al. (2012)
			Conversion	Clear fell with residuals; variable density thinning	Franklin et al. (1997), Sullivan et al. (2001), Vanha-Majamaa and Jalonen (2001), Carey(2003) and Gustafsson et al. (2010)
	Degraded forest (lacking desired fire disturbance)	Rehabilitation	Re-introduce fire	Fuel reduction by mechanical or chemical means; re-introduce prescribed fire; fire surrogates	Ryan (2002), Graham et al. (2004), Brockway et al. (2005), Kaufmann et al. (2005), VanLear and Wurtz (2005), Varner et al. (2005), Walker and Silletti (2006), Schwilk et al. (2009), Jain and Graham (2010), Liu et al. (2012), Phillips et al. (2012), Ryan et al. (2013)and Weekley et al. (2013)

Objetivo	Condição Florestal atual	Estratégias	Métodos	Atividades iniciais	Referências Bibliográficas
	Deforested and disturbed site (mined land, polluted land)	Reclamation	Replacement	Stabilize site; plant natives or non-natives; fertilize	Martin et al. (1990), Hart et al. (1999), Parrotta and Knowles (2001), Lamb et al. (2005),Renou and Farrell (2005), Rochefort and Lode (2006), Koch (2007), Koch and Samsa(2007), Renou-Wilson et al. (2008), Kuznetsova et al. (2010), Prach et al. (2011), Fields-Johnson et al. (2012), Harper et al. (2012), Evans et al. (2013) and Zipper et al. (2013)

Fonte: Adaptado de STANTURF, et al., Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. Forest Ecology and Management 331, 292–323, 2014.

Além de apresentarem uma excelente síntese do “estado na arte” em temas de restauração florestal, Stanturf et al. (2014) apresentam algumas ponderações a respeito da importância da dimensão social em projetos dessa natureza. Segundo os autores, “Despite the movement toward more democratic, participatory forms of resource management, including restoration, the arrangements are diverse and reflect the governance structure, property rights and relations, and traditions of individual societies. Subsequently, no single arrangement has universal application and there are several potential obstacles to success” (Stanturf et al., 2014, p313).

Assim, de acordo com Stanturf et al. (2014), os projetos de restauração florestal por envolverem múltiplas formas de propriedade da terra, diferentes formas de capital social e de estruturas de governança, não podem ser replicados, mas sim adequados à escala em que se pretende atuar.

Um conjunto importante de publicações abordando a participação social em projetos de recuperação florestal foi produzido pelo WWF – The World Wide Fund for Nature, no âmbito de seus projetos *Forests for Life* e *Forest Landscape Restoration Programme*. Esses têm grande relevância, à medida que apresentam reflexos teóricos e conceituais e experiências empíricas do envolvimento de comunidades em programas e projetos de recuperação florestal em diferentes partes do mundo, os quais estão sintetizados na Tabela 6.

Tabela 6. Trabalhos do WWF – The World Wide Fund for Nature sobre participação social em projetos de recuperação florestal.

Título	Síntese	Referência
Forest Landscape Restoration: Building Assets for People and Nature -	Trata-se de uma revisão de literatura e apresentação de estudos de caso e metodologias usadas no envolvimento de comunidades em programas de restauração florestal na África. O trabalho mostra como o	Barrow, Timmer, White and Maginnis (2002)

Título	Síntese	Referência
Experience from East Africa	conhecimento das comunidades pode e deve ser utilizado inclusive na definição das espécies a serem utilizadas na recomposição florestal, considerando-se seus os usos econômicos e culturais.	
Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests	O trabalho parte de questões como: Por que realizar a restauração florestal? e Onde e Quando intervir? Os autores argumentam que as respostas devem sempre deve envolver razões ecológicas e socioeconômicas, principalmente pelas mudanças que podem provocar, incluindo alterações nos meios de subsistência das comunidades. Ao final o trabalho apresenta estudos de caso nos EUA, Canadá, Brasil, Nova Zelândia, Coreia, Tanzânia, Quênia, Austrália, Indonésia, Nepal, Japão e Ilhas Fiji.	Lamb and Gilmour (2003)
Integrating Forest Protection, Management and Restoration at a Landscape Scale	O trabalho descreve etapas para integrar aspectos necessários para uma abordagem coerente da paisagem: as áreas protegidas, o bom manejo florestal e a restauração da paisagem florestal. Para os autores a proteção, o manejo e a restauração envolvem três elementos básicos: sinergia – a necessária integração entre esses aspectos; <i>trade-offs</i> – possibilidade de alcançar resultados negociados que atendam diferentes necessidades e; alcance – de uma pluralidade de bens e serviços ambientais e socioeconômicos.	Aldrich et al. (2004)

Título	Síntese	Referência
<p>Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees</p>	<p>Trata-se de um livro robusto que apresenta trabalhos de especialistas em recuperação e restauração florestal de diferentes partes do mundo. O livro conta com 59 capítulos distribuídos em 14 seções: I. Introducing Forest Landscape Restoration, II. The Challenging Context Of Forest Restoration Today; III Forest Restoration in Modern Broad-Scale Conservation; IV Overview of the Planning Process; V Identifying and Addressing Challenges/Constraints; VI A Suite of Planning Tools; VII Monitoring and Evaluation; VIII Financing and Promoting Forest Landscape Restoration, IX Restoring Ecological Functions; X Restoring Socioeconomic Values; XI A Selection of Tools that Return Trees to the Landscape, XII Restoration of Different Forest Types; XIII Restoring After Disturbances; XIV Plantations in the Landscape e, Lessons Learned and the Way Forward</p>	<p>Mansourian, Vallauri, and Dudley, (2005)</p>
<p>Five Years of Implementing Forest Landscape Restoration - <i>Lessons to date</i></p>	<p>O trabalho é resultado da síntese de experiências de especialistas internacionais reunidos em um workshop com trabalhos de campo em Portugal e Espanha em junho de 2006. Nesse encontro foram apresentadas experiências de restauração florestal no Brasil, Argentina, Paraguai, Indonésia. Quênia, Tanzânia, Madagascar, Marrocos, Portugal e China. Entre as diversas conclusões do estudo duas são particularmente</p>	<p>Dudley and Aldrich (2007)</p>

Título	Síntese	Referência
	interessantes: <i>Stakeholders should be involved early and actively in planning and programme development and implementation; e It is important to balance public goods and services with private benefits to ensure long-term sustainability of the restored forest landscape.</i>	

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

Pela ampla e literatura apresentada até momento, fica clara a importância da dimensão social em processos de recuperação florestal DellaSala et al. (2003) chegam a afirmar que *“Effective restoration depends on strong, healthy and diverse communities and a skilled, committed work force”* (p19). Do mesmo modo, Clewell and Aronson (2006) analisando as motivações para a restauração florestal, apresentam uma tipologia para essa motivação, que pode ser de ordem tecnocrática, biótica, heurística, idealista ou pragmática. É importante observar que a dimensão social e/ou cultural aparece como elemento transversal nas cinco motivações apresentadas.

Resta claro, portanto, que a dimensão socioeconômica, é aspecto fundamental no delineamento de ações, projetos e programas voltados à recuperação florestal de forma a garantir a efetividade e a resiliência destes. A questão que se tem de abordar, uma vez definidos os critérios e a importância da dimensão social, é identificar os elementos socioeconômicos das comunidades que possibilitem a potencialização dos resultados da recuperação florestal tanto em termos ambientais como em melhorias nas condições de vida das comunidades. Nesse sentido, tendo em vista o objetivo do trabalho em definir áreas prioritárias para recuperação florestal na Bacia do Rio Doce, e como uma das questões norteadoras destas ações o seguinte questionamento: *“Quais municípios serão mais beneficiados pelas oportunidades de emprego e renda da restauração florestal?”*, buscou-se na literatura nacional e internacional elementos conceituais e metodológicos que possibilitassem o tratamento dos temas socioeconômicos numa

escala adequada ao tamanho da Bacia do Rio Doce e seus mais de 200 municípios distribuídos nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. A opção mais conceitualmente ajustada à abordagem dos aspectos sociais de comunidades em grande escala, inclusive daquelas afetadas por eventos extremos como inundações, furações e tempestades, bem como a metodologicamente mais consistente por poder ser aplicada em nível de microrregiões dentro dos municípios, foi o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS), a respeito do qual apresentaremos a próxima parte desta revisão da literatura, evidenciando as formas como esse índice é utilizado tanto no Brasil como no contexto internacional. Nas próximas subseções serão apresentadas duas metodologias que buscam representar o aspecto sociais das intervenções ambientais e que poderia ser aplicado para a construção de critérios socioeconômicos.

4.1. O Índice de Vulnerabilidade Social

Levando em consideração a importância dos elementos socioeconômicos na definição de áreas destinadas à recuperação ambiental e florestal, conforme apontado anteriormente, se faz necessário, antes de discorrer sobre o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS), apresentar as razões da opção conceitual e metodológica adotada, tendo em vista a existência de outros índices e indicadores econômicos e sociais que também poderiam ser utilizados. Uma possibilidade seria a utilização do IDH – Índice de Desenvolvimento Humano, que inclusive tem metodologia de construção e base de dados semelhante à do IVS. Ao articular elementos de ordem econômica (níveis de renda), educacional (níveis de escolaridade) e saúde (expectativa de vida), o Índice de Desenvolvimento Humano, delineado e proposto pelo Banco Mundial, foi uma inovação nos estudos sobre desenvolvimento à medida que superou a mera avaliação do Produto Interno Bruto como referência para analisar o grau de desenvolvimento de uma nação, estado ou município. Assim, a formulação do IDH expressa na Equação 8, apresentada pelo Human Development Report (2016), possibilita evidenciar como o progresso econômico está articulado com as condições de vida da população, em termos de educação e expectativa de vida.

$$\text{HDI} = \frac{1}{3} \times (I_{\text{Health}} \times I_{\text{Education}} \times I_{\text{Income}}) \quad (\text{Equação 8})$$

Mundialmente utilizado, o IDH poderia ser uma opção conceitualmente válida para a análise das áreas prioritária para recomposição florestal na Bacia do Rio Doce, se não fosse sua limitação metodológica. Por estar fundamentado em apenas três elementos, o IDH não nos possibilitaria perceber as diversas nuances existentes ao longo da Bacia, e que ultrapassam os três componentes utilizando pelo índice. Assim, elementos associados à infraestrutura de moradia, como saneamento básico por exemplo, não seriam contemplados, fragilizando metodologicamente nossa opção.

Outro índice de ampla utilização e também com potencial de ser utilizado no presente trabalho seria o Índice de Vulnerabilidade Socioeconômica, o qual vem sendo muito utilizado em análises de adaptação às mudanças climáticas. Nesse sentido, Ahsan e Warner (2104), tentando construir um índice de vulnerabilidade socioeconômica para análise dos riscos decorrentes das mudanças climáticas em Bangladesh, trabalharam com o conceito de “ativos de capital” que geralmente estão associados a bens intangíveis, mas que podem ser precificados. Ahsan e Warner (2014) utilizaram como referência cinco tipos de ativos de capital: humanos, naturais, financeiros, sociais e físicos. Também trabalhando no delineamento de um modelo geral de vulnerabilidade socioeconômica, Salgado et al. (2014) articulam quatro elementos em sua análise. A “*exposição ambiental*” caracterizada pelo grau em que os bens e serviços ambientais podem ser afetados pelas mudanças climáticas, a “*sensibilidade socioeconômica*” definida em termos de como as comunidades têm seus bens e serviços afetadas por essas mudanças, os “*direitos socioeconômicos*” definidos pelos recursos e instituições com os quais as partes interessadas devem se envolver para lidar com as mudanças nos bens e serviços que dependem e, finalmente, as “*políticas públicas ou respostas privadas*” definidas como ações específicas que podem ser tomadas no nível privado ou público para lidar com os efeitos das mudanças climáticas. Apesar de conceitualmente consistente, como mostram os trabalhos de Brouwer et al. (2007), Lindoso et al. (2009), Smith et al. (2015), a utilização do Índice de Vulnerabilidade Socioeconômica não seria metodologicamente adequada para os objetivos do presente trabalho, tendo em vista a

falta de informações consistentes ao nível dos municípios que compõem a bacia, principalmente em relação às políticas públicas, *direitos socioeconômicos*, ou *sensibilidade socioeconômica*, conforme argumentam Salgado et al. (2014).

É importante ressaltar que as perspectivas teóricas e metodológicas direcionadas à construção de índices de vulnerabilidade estão geralmente associadas a uma abordagem de risco – perigo (*risk – hazard*), numa abordagem próxima à definida por Beck (1992), segundo o qual os avanços e transformações na sociedade industrial fizeram com que ela se caracterizasse pela produção e distribuição de bens, mas na qual a distribuição dos riscos não apresentaria correspondência com as diferenças sociais, econômicas e geográficas. Ou seja, os riscos, de toda natureza, são, geralmente, desigualmente distribuídos, estando as sociedades mais pobres mais susceptíveis a enfrentar seus efeitos. Desse modo, é justamente essa perspectiva dos diferentes riscos à que a sociedade está exposta, entre eles o risco da pobreza e da miséria, que se pode pensar em diferentes vulnerabilidades e distintas formas de avaliá-las.

Assim, ainda que boa parte das perspectivas associadas aos índices de vulnerabilidade tenham, em alguma medida, uma vinculação com prevenção, enfrentamento ou mitigação de ventos extremos, naturais ou não, essa é apenas uma das potencialidades da reflexão conceitual e metodológica entorno do tema “vulnerabilidade” e na definição de ações voltadas para a melhoria das condições de vida, trabalho e ou produção de comunidades. As comunidades mais vulneráveis, ambiental, econômica ou socialmente são, ou deveriam ser, as prioritárias. Nesse sentido, optamos, neste trabalho por utilizar o Índice de Vulnerabilidade Social que, como será demonstrado a seguir, é conceitualmente consistente e amplamente respaldado na literatura internacional, orientador de políticas públicas nacionais e internacionais para o atendimento a comunidades e metodologicamente flexível, permitindo um amplo grau de liberdade, que nos possibilita ajusta-lo aos objetivos deste trabalho, que é a definição de áreas prioritárias para restauração florestal na Bacia do Rio Doce.

Um artigo emblemático e internacionalmente referenciado como seminal em relação à discussão sobre a utilização do Índice de Vulnerabilidade Social³ é o de Cutter (1996), no qual a autora argumenta que a vulnerabilidade social pode ser entendida como o potencial de perdas de uma comunidade. Ou seja, a vulnerabilidade social se refere à susceptibilidade de grupos sociais ou da sociedade mais abrangente a fazer face às perdas estruturais ou não estruturais, especialmente em momentos de crises como desastres, guerras e eventos climáticos. Avaliando o escopo geral dos estudos sobre vulnerabilidade, Cutter (1996) aponta três pontos críticos nesses trabalhos. O primeiro seria a existência de alguma confusão e contradição a respeito do significado do termo, o segundo se refere à concentração em aspectos de mensuração e, finalmente, o excessivo foco nos resultados espaciais da vulnerabilidade. Segundo a autora, apesar de o tema da vulnerabilidade social estar presente na literatura em estreita vinculação com temas relacionados a desastres, naturais ou não, guerras, mudanças climáticas etc., as causas da vulnerabilidade estão muito distantes desses eventos e, na maioria dos casos, são precedentes a eles. Com base nesses argumentos, Cutter (1996) propõe um modelo para análise da vulnerabilidade social, e de risco, composto pela interação de diferentes elementos de ordem espacial, social e econômica.

Também pioneiro nos estudos sobre esta temática, Nigg (1995), ao realizar estudo de vulnerabilidade social e estrutural, baseou-se em características dos grupos sociais como o tamanho relativo da comunidade, sua história cultural, infraestrutura e sua estrutura econômica. No entanto o autor alerta que a recuperação de uma comunidade não pode ser equacionada apenas com intervenções no ambiente construído, é preciso resgatar também a dimensão sociológica daquilo que eventualmente se perdeu em situações de desastres. Segundo Nigg (1995), a recuperação não é meramente um resultado, mas principalmente um processo social, que começa antes do impacto de desastres e abrange a tomada de decisões prévias sobre atividades de restauração e reconstrução. O autor também ressalta a importância da análise das diferenças entre

³ Internacionalmente os autores se referem às siglas SVI ou SoVI como referentes ao Social Vulnerability Index. No entanto, a partir de 10 de agosto de 2010 o acrônimo SoVI passou a ser marca registrada da University of South Carolina, EUA, devendo ser grafado como SoVI®.

as realidades urbanas e rurais nos processos de recuperação social e superação das condições de vulnerabilidade. Segundo ele, as famílias no meio rural estão em maior situação de vulnerabilidade porque recebem menos assistência externa e são mais dependentes das relações de parentesco locais, ou seja, os agregados familiares no meio rural geralmente são afetados com mais intensidade do que aqueles nas áreas urbanas.

Assim, como evidenciado até o momento, muitos trabalhos sobre a temática da vulnerabilidade social, e a própria repercussão dos estudos sobre essa temática nas últimas décadas, estão relacionados ao enfrentamento e mitigação das consequências de eventos climáticos extremos. Principalmente depois dos efeitos catastróficos do furacão Katrina nos Estados Unidos. É nesse sentido que Adger (1998) tomando como referência o Vietnã, analisa a vulnerabilidade social aos impactos das mudanças climáticas induzidas pelo aquecimento global no contexto de países de economia agrária e em transição para uma economia de mercado. Para o autor, a vulnerabilidade social às mudanças climáticas é constituída pelos elementos da vulnerabilidade individual e coletiva e pode ser observada por indicadores quantitativos e qualitativos de suas causas e consequências. Do mesmo modo, a vulnerabilidade social abrange as dificuldades de acesso aos meios de subsistência, pela interrupção no fornecimento ou escassez estrutural e a perda de segurança, que, por sua vez, estão geralmente associados a uma condição econômica e social prévia. Por outro lado, Adger (1998) argumenta que a vulnerabilidade também abrange o acesso e o direito de acesso aos recursos naturais, às relações de poder nas instituições relevantes do Estado e dos mercados, bem como o contexto cultural e histórico.

A Tabela 7 apresenta algumas metodologias propostas para o cálculo da vulnerabilidade social em sintonia com estudos relacionados à prevenção e mitigação de eventos extremos. Em comum, todos apontam para a necessidade de articular as informações sobre a realidade socioeconômica das comunidades com o planejamento de ações pré e pós eventos extremos.

Tabela 7. Sugestões de metodologias para cálculo da vulnerabilidade social e contextos de eventos extremos

Título	Metodologias identificadas	Referência
Disaster disparities and differential recovery in New Orleans.	Índice de Vulnerabilidade Social (SoVI), baseado em dados socioeconômicos censitários e utilizando análise de componentes principais (PCA). Utiliza dados socioeconômicos como: densidade e distribuição da população, gênero, perfil etário (especificando a razão de dependência, população idosa, crianças, PEA), número médio de pessoas por domicílio, pessoas em situação de pobreza, escolaridade, unidades habitacionais, tamanho do agregado familiar, raça, etnia, renda, índice per capita, emprego. O Índice SoVI forneceu uma medida agregada de todos os fatores que contribuem para a vulnerabilidade social, sendo classificada como baixa e alta. Após a classificação do SoVI, foram analisadas imagens de satélite e espacializadas a vulnerabilidade com as áreas atingidas. Outras informações foram coletadas nos órgãos e agências governamentais para qualificar os dados.	Finch e Emrich (2010)
Disaster recovery as a social process.	Trata-se de um estudo de vulnerabilidade social e estrutural baseado em características como: Grupos sociais (idade, raça/etnia, distribuição da população, situação financeira); Tamanho relativo na comunidade; História cultural; Infraestrutura: água, eletricidade, transporte, saúde, educação, construções, estruturas empresariais; Economia: PIB, despesas.	Nigg (1995)

Título	Metodologias identificadas	Referência
Resident perception of disaster recovery planning priorities	<p>O Índice de Gerenciamento de Desastres (SVI) organizou a vulnerabilidade social em quatro domínios*:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Nível socioeconômico (pobreza, desempregados e escolaridade); 2. Composição familiar: faixa etária e incapacidade (adultos com 65 anos ou crianças com idade inferior a 18 anos, pessoas com deficiência); 3. Domínio linguístico: minorias raciais e étnicas e pessoas com proficiência limitada em inglês; 4. Domínio de habitação e transporte: número de pessoas por domicílio, transporte utilizado, casas sem veículo; 	Horney et al. (2016)
Manual for estimating the socio-economic effects of natural disasters	<p>O trabalho é uma revisão de metodologias para avaliar o impacto socioeconômico de desastres. O primeiro procedimento foi estimar a população para determinar o número de vítimas e a situação dos sobreviventes e as características dos territórios afetados.</p> <p>A outra etapa consiste no levantamento de informações a partir de dados secundários, utilizando fontes governamentais, associações, Institutos, empresas, agências e etc. E, o último procedimento foi analisar de imagens de satélites para identificar as construções antes e após os desastres.</p> <p>Foram citados os efeitos socioeconômicos de desastres, classificando-os como diretos, indiretos e secundários, usando os seguintes indicadores:</p> <p>População: distribuição, densidade, perfil etário características econômicas e produtivas, culturais e étnicas;</p> <p>Educação: distribuição, escolaridade da população;</p> <p>Saúde: distribuição dos locais de saúde e profissionais;</p> <p>Habitação: tipo de habitação, tamanho médio da habitação, número de moradores;</p>	ECLAC - Economic Commission for Latin America and the Caribbean (1991)

Título	Metodologias identificadas	Referência
	<p>E outras informações como:</p> <p>Infraestrutura: instalações, imóveis, meios de transporte, igrejas, organizações;</p> <p>Serviços comunitários;</p> <p>Produção: unidades físicas (número, metros quadrados de terra construída, hectares, toneladas). Danos à terra cultivada, trabalhos de irrigação;</p> <p>Setores econômicos: desequilíbrios macroeconômicos, avaliação da atividade econômica, produção industrial, impacto no comércio, danos às fábricas ou falta de matérias-primas materiais, produto interno bruto, níveis de emprego e renda familiar, gastos do setor público, tributação, exportações, importações.</p>	
<p>Social Vulnerability Index for Disaster Management.</p>	<p>O artigo descreve o desenvolvimento de um índice de vulnerabilidade social (SVI) a partir de 15 variáveis censitárias da região. A pesquisa e a prática de gerenciamento de desastres geralmente se referem a uma fórmula do tipo: $Risco = Perigo * (Vulnerabilidade - Recursos)$, onde o risco é a probabilidade ou expectativa de perda; o perigo é uma ameaça de danos; a vulnerabilidade é a medida em que as pessoas ou coisas são prováveis para ser afetados e os recursos são esses ativos no local que diminuirão a efeitos de perigos (Dwyer et al., 2004; UCLA Center for Public Health and Desastres 2006).</p> <p>Os domínios que formam a base do SVI são relacionados as condições socioeconômicas, como:</p> <p>Estudos demográficos: renda, pobreza, emprego e variáveis educacionais, faixa etária e relação de pessoas dependentes, deficiência, condições de vulnerabilidade;</p>	<p>Flanagan et al. (2011)</p>

Título	Metodologias identificadas	Referência
	<p>Composição familiar; Saúde pública; Habitação: estrutura habitacional; Transporte;</p> <p>O método utilizado para construir o SVI, cada uma das 15 variáveis do recenseamento, exceto a renda per capita, foi classificado de maior a menor com uma população não-zero (N = 65,081). A renda per capita foi classificada de menor para o mais alto porque, ao contrário das outras variáveis, um valor maior indica menor vulnerabilidade. Posteriormente, foi calculado um percentual para cada uma dessas variáveis. As classificações foram calculadas usando a fórmula: $Percentile Rank = (Rank - 1) / (N - 1)$ onde N = número total de dados.</p>	

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

O trabalho realizado por Braga, Oliveira e Givisiez (2006) tem foco em indicadores relacionados a desastres causados por mudanças climáticas no qual os autores analisam três metodologias de mapeamento de risco e de construção de modelos preditivos de vulnerabilidade a partir de indicadores sociais e demográficos:

- Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, que tem como principal produto um índice sintético por países com risco a desastres naturais.
- Banco Mundial e da Universidade de Columbia NY, que mapeiam em escala subnacional áreas críticas de risco em todo o planeta.
- Tyndall Centre for Climate Change Research, Inglaterra, que têm por produto índices preditivos de vulnerabilidade social a tais desastres em escala global.

Para os autores as consequências dos desastres naturais não são sentidas igualmente por todos. A população pobre, as minorias, as mulheres, as crianças e os idosos são frequentemente os mais afetados em desastres naturais em todo o planeta. Ademais, a exposição e vulnerabilidade a desastres representam um fator importante na intensificação da vulnerabilidade sociodemográfica de indivíduos e populações. Tomando como referência os argumentos de O’Riordan e Jordan (1995), Braga, Oliveira e Givisiez (2006), pode-se afirmar que a vulnerabilidade a desastres naturais pode ser descrita como a incapacidade de uma pessoa, sociedade ou grupo populacional, de evitar o perigo relacionado às catástrofes naturais ou a condição de serem forçados a viver em tais condições de perigo. Tal situação, por sua vez, não tem relação direta com o evento natural, mas é decorrente de uma conjunção previa de fatores e processos econômicos, sociais, ambientais e políticos. Braga, Oliveira e Givisiez (2006) se remete aos argumentos de Cardona (2004), nos quais o autor faz uma análise crítica dos elementos que então condicionavam os conceitos de vulnerabilidade e risco e propõe sua reformulação. Para Cardona (2004) a vulnerabilidade é decorrente de um hiato, nos processos de desenvolvimento que, por sua vez têm origem em:

- Physical fragility or exposure: the susceptibility of a human settlement to be affected by a dangerous phenomenon due to its location in the area of influence of the phenomenon and a lack of physical resistance;

- Socio-economic fragility: the predisposition to suffer harm from the levels of marginality and social segregation of human settlements, and the disadvantageous conditions and relative weaknesses related to social and economic factors; and
- Lack of resilience: an expression of the limitations of access and mobilization of the resources of human settlement, and its incapacity to respond when it comes to absorbing the impact. (CARDONA, 2004, p13).

É importante ressaltar que as condições de “*lack of resilience*” apontadas por Cardona (2004), como características da fragilidade do processo de desenvolvimento e, portanto, uma das raízes da vulnerabilidade social, já haviam sido reportadas por Tobin (1999) no importante artigo “Sustainability and community resilience: the holy grail of hazards planning?”. Nesse trabalho o autor comenta que, em tese, as comunidades sustentáveis e resilientes devem ser capazes de suportar e se recuperar rapidamente de eventos extremos e desastres que, eventualmente, ocorrem. Assim, a sustentabilidade e a resiliência dizem respeito à capacidade de organização e planejamento de uma sociedade para fazer frente a esses eventos. Esse planejamento deveria abranger três elementos fundamentais: estratégias de mitigação para reduzir a exposição ao risco, planos pós-eventos para promover a recuperação no curto e no longo prazo e análise dos fatores estruturais e cognitivos que podem afetar o desempenho e a eficácia do plano.

Assim, fica claro que a vulnerabilidade é específica para cada tipo de problema a ser enfrentado e suas origens não estão nos problemas, seja uma guerra, um desastre ou um evento ambiental extremo. Suas origens estão na própria forma de organização social e econômica da sociedade.

Focando na questão estrutural que envolve as sociedades, Cutter et al. (2003) argumentam que a vulnerabilidade social é parcialmente produto de desigualdades sociais, ou seja, fatores sociais que influenciam ou moldam negativamente os grupos e que, inclusive, prejudicam a capacidade de ação governamental. Tal condição envolve características locais das comunidades tais como: nível de urbanização, taxas de crescimento e vitalidade econômica. Em trabalho mais recente, agora tentando analisar aquilo que chama de “ciência da vulnerabilidade”, a partir de seus modelos, métodos e indicadores, Cutter (2011), argumenta que a *hazardscape* seria definida pela intercessão entre a vulnerabilidade física e a

vulnerabilidade social à qual é ou se encontra eventualmente exposta determinada população. Segundo ela, um único desastre natural gera impactos muito diferentes e sua significância e intensidade são variáveis em relação às comunidades/localidades afetadas. Para ela, são as condições sociais subjacentes que vão definir se uma comunidade é mais ou menos vulnerável a esses eventos. Nessa perspectiva, Cutter (2011) argumenta que a vulnerabilidade inclui tanto elementos de exposição ao risco, como as circunstâncias que colocam as pessoas e as localidades em risco perante um determinado perigo, quanto à propensão ao risco, definida pelas circunstâncias que aumentam ou reduzem a capacidade da população, da infraestrutura ou dos sistemas físicos para responder e para se recuperar de ameaças ambientais. No entanto, se a projeção da temática da vulnerabilidade social se ampliou nas últimas décadas, como se disse, em função da necessidade de planejamento para fazer face a eventos extremos, muitos deles decorrentes de mudanças climáticas, o princípio fundamental do conceito de vulnerabilidade social se mantém vinculado às questões estruturais que afetam o dia-a-dia das comunidades. É nesse sentido que Cutter (2011) argumenta que para desenvolver os modelos de análise dentro da ciência da vulnerabilidade, é necessário a utilização de uma abordagem integradora, que busque explicar as complexas interações entre sistemas sociais, naturais e artificiais. Para ela, nas análises sobre vulnerabilidade social

A unidade de medida pode ser individual (uma pessoa, um agregado familiar, uma estrutura), um grupo (grupos sociais, como estudantes universitários, bairros e infraestruturas), ou uma entidade espacial (um município, uma freguesia ou outra unidade administrativa) em que o ambiente social e construído e os dados físicos estejam integrados (CUTTER, 2011, p.61).

Essas considerações apontam para a necessidade de acesso a dados qualificados sobre a área a ser analisada, de forma a se poder realizar uma avaliação quantitativa de seus níveis relativos de vulnerabilidade social. Segundo a autora, para construção do perfil socioeconômico das comunidades, municípios ou regiões, as informações dos censos são submetidas a procedimentos estatísticos, até que se alcance um número conciso de variáveis que descrevam de forma multidimensional já que são utilizadas variáveis integradas, a vulnerabilidade da unidade escolhida. A Tabela 8, adaptada do trabalho de Cutter (2011),

evidencia como algumas variáveis interferem na composição de um índice de vulnerabilidade social.

Tabela 8. Conceitos utilizados na análise e construção de índices de vulnerabilidade social segundo Cutter (2011)

Conceito	Fundamentação	Variável	Natureza da influência
Populações com necessidades especiais	Díficeis de identificar (doentes ou temporárias), muitas vezes invisíveis nas comunidades	População sem-abrigo Residentes em lares	Aumenta
Idade	Afeta a mobilidade; reque cuidados especiais; maior susceptibilidade para se ferir	Idosos Crianças	Aumenta Aumenta
Condições socioeconômicas	Capacidade de absorver danos e de recuperar; mais bens matérias a perder	Ricos Pobres	Diminui Aumenta
Raça e etnia	Barreiras linguísticas e culturais; falta de acesso a recursos pós-desastre; tendência para ocupar zonas de periculosidade mais elevadas	Hispânicos (nos EUA)	Aumenta
Sexo	Empregos com altas taxas de feminização podem ser afetados; salários mais baixos; tarefas de prestação de serviços domésticos	Mulheres	Aumenta
Tipo de habitação e título de propriedade	Com frequência, os inquilinos não têm seguros nem investem na comunidade; tipo de habitação e construção	Inquilinos Habitações móveis	Aumenta Aumenta

Fonte: Adaptado de Cutter (2011).

Como mostra a Tabela 8, a vulnerabilidade social ajuda a compreender a distribuição dos riscos e das perdas potenciais, ou seja, a relação existente entre as populações vulneráveis e os ambientes naturais e sociais onde vivem. Assim, o Índice de Vulnerabilidade Social é uma clara referência na formulação de políticas que pretendem tratar desigualmente os desiguais, de forma a diminuir essas desigualdades.

É nessa perspectiva que a Lei Orgânica da Assistência Social (LOAS, preconizada pela Lei Federal No 8.742, de 7 de dezembro de 1993), ao caracterizar a organização da assistência

social no Brasil define que, “A vigilância socioassistencial é um dos instrumentos das proteções da assistência social que identifica e previne as situações de risco e vulnerabilidade social e seus agravos no território” (BRASIL, p4, 1993).

Analisando a formulação de políticas sociais no Brasil, Bovolenta (2011) argumenta que a LOAS é o elemento direcionador das ações do estado nesse sentido e que as populações em condições de vulnerabilidade social têm prioridade para recebimento de atenção pública. Numa perspectiva complementar, Drachler et al. (2014) trabalhando com a avaliação de um índice de vulnerabilidade social em relação às políticas públicas de saúde, argumentam que a pobreza, que é tratada sob diversos pontos de vista como baixa renda, analfabetismo e baixa escolaridade, más condições de habitação e assistência inadequada à saúde, descreve as condições de vida de muitas famílias no Brasil. Tais condições, definidas como inadequadas, a que essas populações estão submetidas por gerações, impedem seu acesso à saúde, desenvolvimento de atividades produtivas, serviços, participação social, etc. Essa situação, segundo esses autores, diante das discussões que vêm sendo desenvolvidas no campo das ciências sociais, pode ser tratada como de vulnerabilidade. Uma medida da vulnerabilidade social, indicada pela pobreza populacional e maior dificuldade na provisão dos serviços sociais e de saúde, relacionada à dispersão populacional no território.

Em trabalho referencial produzido pelo IPEA- Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada e organizado por Costa e Marguti (2015a) foi elaborado o Atlas de Vulnerabilidade Social nos Municípios Brasileiros, publicado juntamente com o Atlas da Vulnerabilidade Social nas Regiões Metropolitanas (Costa e Marguti, 2015b), têm-se a dimensão da importância do Índice de Vulnerabilidade Social na caracterização socioeconômica de municípios e regiões. Para os autores o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS) dá destaque a situações que são indicativas de exclusão e vulnerabilidade social em uma perspectiva que ultrapassa a mera constatação e identificação da pobreza. Para Costa e Maguti (2015a e 2015b), o IVS permite a identificação de sobreposição das situações que são indicativas de exclusão e de vulnerabilidade social. Metodologicamente o trabalho, baseado em dados o Índice de Desenvolvimento Humano e do Censo Demográfico de 2010, se fundamenta em “[...] três subíndices— i) infraestrutura urbana; ii) capital humano; e iii) renda e trabalho – representam

três grandes conjuntos de ativos, cuja posse ou privação determina as condições de bem-estar das populações nas sociedades contemporâneas” (Costa e Maguti, 2015, p12).

Para os autores, o IVS por eles proposto diz respeito à ausência ou insuficiência dos ativos tipificados nos três sub-índices (infraestrutura urbana, capital humana e renda trabalho). Ativos que, segundo eles, deveriam, segundo a Constituição Federal, ser providos pelo Estado.

Assim, pelo exposto ao longo desta revisão bibliográfica, a opção adotada para o delineamento do *layer* socioeconômico voltado à identificação de áreas prioritárias para restauração florestal foi pelo IVS – Índice de Vulnerabilidade Social, que, dadas às especificidades à que a análise se destina, terá algumas modificações em relação à tipologia definida por Costa e Maguit (2015a e 2015b).

Metodologia de Cálculo do IVS

O Índice de Vulnerabilidade Social (IVS), construído a partir de indicadores socioeconômicos, evidência as diferentes situações indicativas de exclusão e vulnerabilidade social existentes em municípios, estados ou países. Tal índice procura complementar o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), pois, em sua composição seus indicadores vão além da identificação da pobreza, entendida como insuficiência de recursos monetários. Logo, o IVS tem o objetivo de apontar o acesso, a ausência ou a insuficiência de alguns recursos nos municípios, os quais deveriam, a princípio, estar à disposição das pessoas, por intermédio do Estado. Em linhas gerais, serão escolhidas variáveis (ou relação entre variáveis) que retratem de certo modo a precariedade, ausência, inadequação ou condição que limite a capacidade de resposta dos cidadãos diante de dificuldades. Dessa forma, pretende-se construir o Índice de Vulnerabilidade Social dos municípios pertencentes a bacia do Rio Doce levando em consideração quatro indicadores, como apresentado no Tabela 9.

Tabela 9. Indicadores a serem utilizados na composição dos subíndices, para o cálculo do IVS.

Grupos	Indicadores	Efeito no índice
Capital Humano	Mortalidade até um ano de idade	Aumenta

(Grupo A)	% de crianças de 0 a 5 anos que não frequentam a escola	Aumenta
	% de pessoas de 6 a 14 anos que não frequentam a escola	Aumenta
	% de pessoas de 6 a 14 anos que não frequentam a escola	Aumenta
	% de mães chefes de família, sem fundamental completo e com pelo menos um filho menor de 15 anos de idade, no total de mães chefes de família	Aumenta
	% de mães chefes de família, sem fundamental completo e com pelo menos um filho menor de 15 anos de idade, no total de mães chefes de família	Aumenta
	Taxa de analfabetismo da população de 15 anos ou mais de idade	Aumenta
	% de crianças que vivem em domicílios em que nenhum dos moradores tem o ensino fundamental completo	Aumenta
	% de negros e pardos	Aumenta
	Infraestrutura urbana-rural e moradia (Grupo B)	Localização da moradia (urbana-rural)
% de pessoas em domicílios com abastecimento de água e esgotamento sanitários inadequados		Aumenta
% da população que vive em domicílios urbanos sem serviço de coleta de lixo		Aumenta
% de pessoas que vivem em domicílios com renda <i>per capita</i> inferior a meio salário mínimo e que gastam mais de uma hora até o trabalho no total de pessoas ocupadas, vulneráveis e que retornam diariamente do trabalho		Aumenta
% de domicílios com acesso a rede geral de energia elétrica		Aumenta
condição do imóvel de moradia		
Renda e Trabalho (Grupo C)	Proporção de pessoas com renda domiciliar <i>per capita</i> igual ou inferior a meio salário mínimo	Aumenta
	Taxa de desocupação da população de 18 anos ou mais de idade	Aumenta
	% de pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo e em ocupação informal	Aumenta
	% de pessoas em domicílios com renda <i>per capita</i> inferior a meio salário mínimo (de 2010) e dependentes de idosos	Aumenta
	Taxa de atividade das pessoas de 10 a 14 anos de idade	Aumenta
Valor Bruto da PAM, PPM, PEVS (Grupo M)	Lavouras Permanentes	Diminui
	Lavouras Temporárias	Diminui
	Pecuária	Diminui
	Extrativismo Vegetal e Silvicultura	Diminui

Obs. PAM = Produção Agrícola Municipal, PPM = Produção Pecuária Municipal, PEVS = Produção Extrativista Vegetal e Silvicultura, também municipal.

Grupo A – Subíndice Capital Humano

O capital humano dos indivíduos é retratado por dois aspectos básicos, saúde e educação, que definem as perspectivas, atuais e futuras, em relação à inclusão social dos indivíduos. Logo, os indicadores a serem utilizados para o cálculo do subíndice são os que fazem parte do Grupo A, Tabela 9.

Grupo B – Subíndice Infraestrutura urbana-rural e moradia

Este subíndice busca ajuizar condições de acesso aos serviços básicos de saneamento, como: fornecimento de água tratada, luz, coleta de lixo e esgotamento sanitário adequado. Pois, tais serviços, impactam significativamente no bem-estar dos indivíduos, sendo considerados de primeira necessidade. Os indicadores a serem utilizados para o cálculo do subíndice são os que fazem parte do Grupo B, Tabela 9.

Grupo C – Subíndice Renda e Trabalho

O subíndice renda e trabalho busca medir a vulnerabilidade em relação a insuficiência de renda, a desocupação de adultos, ao trabalho infantil e a ocupação informal. Fatores impactantes no que diz respeito ao grau de vulnerabilidade social. Os indicadores a serem utilizados para o cálculo do subíndice são os pertencentes ao Grupo C, Tabela 9.

Segundo Costa e Maguti (2015a), tais indicadores representam três grandes conjuntos de recursos, cuja posse ou privação determinam as condições de bem-estar das pessoas nas sociedades atuais. Este índice diz respeito, de forma precisa, à ausência ou à insuficiência de tais recursos, constituindo-se, assim num instrumento de identificação de falhas de ofertas de bens e serviços por parte do Estado. Pois, de acordo com a Constituição Federal de 1988 em seu artigo 6º (CF/1988), temos:

Art. 6º São direitos sociais a educação, a saúde, a alimentação, o trabalho, a moradia, o transporte, o lazer, a segurança, a previdência social, a proteção à maternidade e à infância, a assistência aos desamparados, na forma desta Constituição (BRASIL, 1998).

Para os Grupos A, B e C serão utilizados dados do Censo Demográfico de 2010 e se adotará a metodologia de espacialização territorial por setor censitário de cada município, o que evita as “armadilhas” do uso de dados socioeconômico a partir das médias municipais. A opção por trabalhar com os setores censitários evita a homogeneidade das médias municipais e mostra a realidade heterogênea dos municípios. A Figura 4 exemplifica como a utilização dos setores censitários para espacialização dos dados amplia o nível de detalhamento das informações.

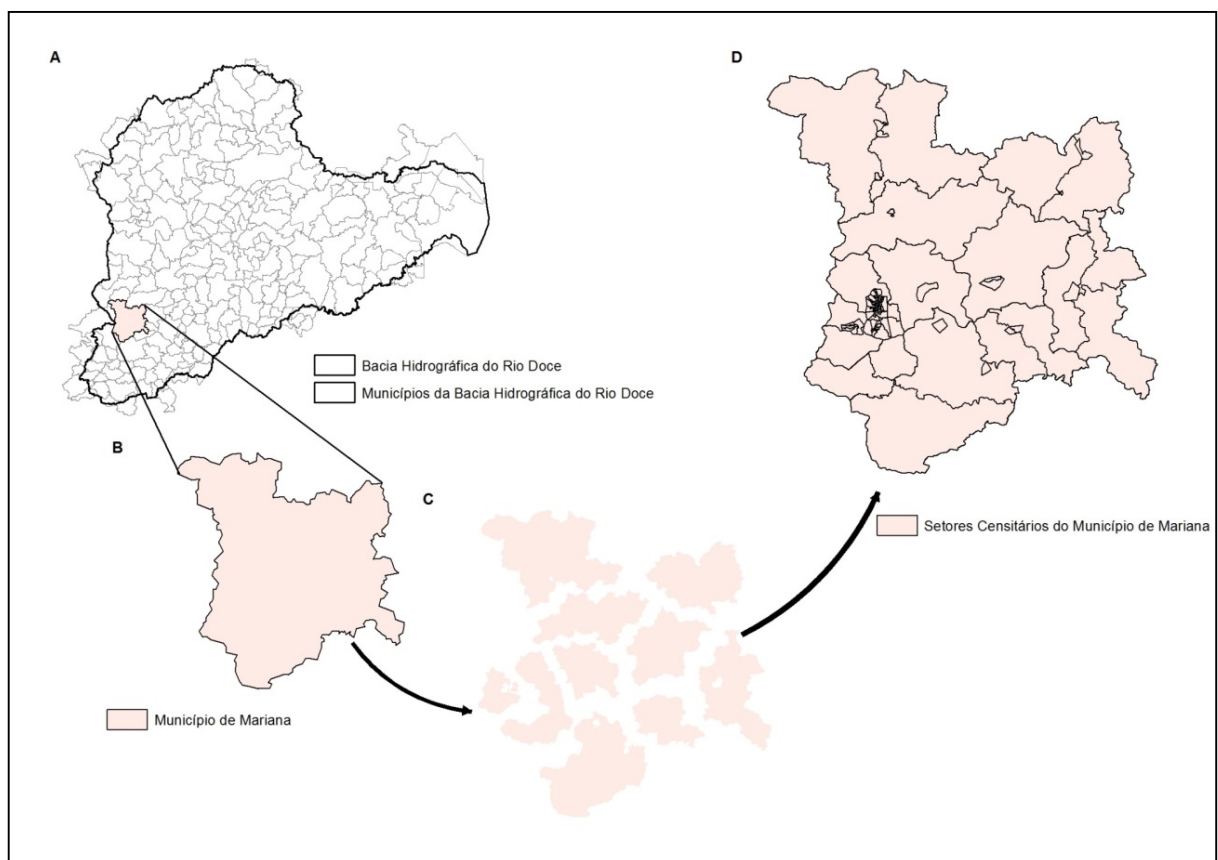


Figura 4. Perímetro e setores censitários do município de Mariana, MG. Fonte: elaboração própria com base em shape disponível no IBGE.

Evidentemente que a opção mais detalhada implica na restrição de acesso a dados no mesmo nível de detalhamento realizado no Censo. As demais informações socioeconômicas oficiais sobre os municípios são por amostragem e não estão disponíveis ao nível dos setores censitários. As informações com maior nível de precisão para o setor produtivo rural, o Censo Agropecuário, são ainda mais antigas, sendo esse publicado no ano de 2006.

Assim, se por um lado temos maior detalhamento e precisão ao utilizarmos o censo e a distribuição espacial por setor censitário, por outro perdemos em termos de atualidade já que o Censo é relativo a 2010. Como forma de ponderar essa situação delineamos um novo conjunto de variáveis de modo a moderar uma suposta defasagem temporal na composição do nosso Índice de Vulnerabilidade Social. O **Grupo M (PAM, PPM, PEVS)**, será composto pelo **Valor Bruto da Produção** da produção agrícola, da produção pecuária e do extrativismo vegetal e silvicultura dos municípios da bacia do rio Doce, cujos respectivos dados são de 2016. Além da superação de um possível hiato temporal, o **Grupo M** também significará a incorporação de informações sobre o setor produtivo rural, palco das ações de recuperação florestal, contribuindo, portanto, para o cumprimento do objetivo final deste trabalho.

Cálculo do IVS

A média aritmética dos subíndices - **IVS Capital Humano, IVS Infraestrutura Urbana-rural e Moradia, IVS Renda e Trabalho** e o **IVS Valor Bruto da PAM, PPM, PEVS**, nos dará o valor do Índice de Vulnerabilidade Social, onde cada um deles entra no cálculo do *IVS* final com o mesmo peso. Na construção de cada dimensão ou subíndice, serão utilizados pesos equivalentes para cada indicador, assim como parâmetros de máximo e mínimo, de forma que tenhamos indicadores padronizados com valores entre 0,000 e 1,000. Como o Índice de Vulnerabilidade Social (*IVS*) será calculado com base nos três grupos de indicadores apresentados (Grupo A, Grupo B, Grupo C, Grupo M). Temos a seguinte estrutura analítica:

Grupo A: IVS – Capital Humano

$$\text{Grupo A} = \sum_{i=1}^n x_i \times Pa_i \quad (\text{Equação 9})$$

onde x_i é o indicador i ; e Pa_i é o peso atribuído ao indicador i .

Grupo B: IVS – Infraestrutura urbano-rural e moradia

$$\text{Grupo B} = \sum_{i=1}^n y_i * Pb_i \quad (\text{Equação 10})$$

onde y_i é o indicador i ; Pb_i é o peso atribuído ao indicador i .

Grupo C: IVS – Renda e Trabalho

$$\text{Grupo C} = \sum_{i=1}^n z_i * P_{C_i} \tag{Equação 11}$$

Onde z_i é o indicador i ; e P_{C_i} é peso atribuído ao indicador i .

Grupo M: IVS – Valor Bruto da PAM, PPM, PEVS

$$\text{Grupo M} = \sum_{i=1}^n z_i * P_{M_i} \tag{Equação 12}$$

Onde z_i é o indicador i ; e P_{M_i} é o peso atribuído ao indicador i .

Como o cálculo do IVS será a média aritmética simples entre os resultados obtidos no cálculo dos grupos de indicadores, temos:

$$\text{IVS} = \frac{1}{4} \left[\sum_{i=1}^n \text{Grupo}_i \right] \tag{Equação 13}$$

Como o IVS é um índice que varia entre 0 e 1, tem-se que a condição de absoluta ausência de vulnerabilidade com valor equivalente a 0 ou 0% (situação ideal ou desejável) e 1 ou 100% o valor corresponde a pior situação possível. Para espacialização das informações os valores obtidos no cálculo do IVS serão agregados em cinco categorias (Tabela 9), conforme metodologia definida por Costa e Maguiti (2015a).

Tabela 10. Categorias do IVS

Índice de Vulnerabilidade Social	
Muito Baixo	
Baixo	
Médio	
Alto	
Muito Alto	

Com essa escala de cores será possível identificar no *layer* socioeconômico as áreas mais vulneráveis ao longo da bacia, possibilitando o cruzamento e sobreposição com os demais *layers* até a definição do *layer* final com as áreas prioritárias para a restauração florestal na bacia do Rio Doce. A espacialização do Índice de Vulnerabilidade Social será feita com a utilização do programa ArcGis de geoprocessamento e em escala compatível com as demais bases de dados adotadas no projeto.

4.2. Indicador de Sustentabilidade em Agroecossistemas

Uma outra metodologia de medição dos aspectos socioeconômicos da recuperação ambiental e produção agrícola que merece ser citada é o Indicador de Sustentabilidade em Agroecossistemas (ISA). O ISA agrupa uma série de fatores que possibilitam a caracterização detalhada da propriedade abrangendo um balanço socioeconômico, ambiental (a qualidade do solo e da água, o manejo dos sistemas de produção, diversificação da paisagem e o estado de conservação da vegetação nativa).

Desse modo, o ISA analisa aspectos múltiplos da propriedade a exemplo a caracterização de indicadores sociais, como exemplo a pobreza, são também importantes para a sustentabilidade ambiental uma vez que a pobreza inviabiliza as ações de desenvolvimento sustentável uma vez que leva a degradação do meio ambiente, podendo ser contornada apenas com o crescimento econômico e redução da desigualdade. Essa metodologia está regulamentada pelo Decreto Estadual 46.113/12 como “Metodologia Mineira para Aferição do Desempenho Socioeconômico e Ambiental de Propriedades Rurais”.

O ISA totaliza 21 subíndices, subdivididos em 11 para o critério socioeconômico e 10 para o critério ambiental, que são ponderados e indicam a sustentabilidade ou não, da propriedade. Os valores (notas) dos ISA variam de 0 a 1 e quanto mais próximo de 1 melhor a sustentabilidade da propriedade, utiliza-se o limiar de 0,7 para a sustentabilidade. São eles: i) produtividade; ii) diversificação da renda; iii) evolução patrimonial; iv) grau de endividamento; v) serviços básicos disponíveis; vi) escolaridade e capacitação; vii) qualidade do emprego; viii) gestão do empreendimento; ix) gestão da informação; x) gerenciamento de resíduo; e xi) segurança do trabalho.

A aplicação do ISA tem como objetivo mensurar os impactos das atividades econômicas no meio rural e buscar a integração entre a produção agrícola, o beneficiamento e as práticas de recuperação, preservação e conservação ambiental de modo a assegurar a sustentabilidade das atividades agropecuárias, tendo o produtor como gestor do espaço rural. O ISA também pode ser utilizado para identificar propriedades rurais abaixo do limiar de sustentabilidade, estimar o potencial de melhoria produtiva e monitorar o efeito dos investimentos realizados na propriedade.

Subíndices de sustentabilidade

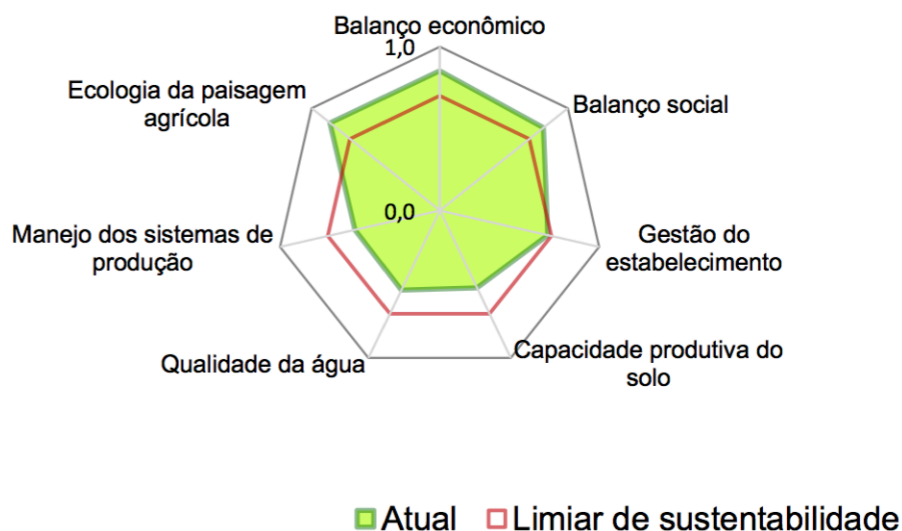


Figura 5. Exemplo da aplicação do ISA em uma propriedade rural.

Atualmente a Fundação Renova com apoio da EMATER aplicou o ISA em 209 propriedades. Além disso o SENAR, em parceria com o SEBRAE-ES, aplicou o ISA em cerca de 200 propriedades na porção capixaba da bacia do rio Doce.

5. RECUPERAÇÃO AMBIENTAL E SISTEMAS AGROFLORESTAIS

Sistemas agroflorestais (SAFs) podem ser definidos como o uso da terra onde as plantas lenhosas perenes (árvores, arbustos, palmeiras, bambus) são cultivadas em associação com plantas herbáceas (culturas agrícolas e/ou pastagens) e/ou animais, em uma mesma unidade de manejo, e de acordo com um arranjo espacial, temporal ou ambos; nos quais deve haver tanto interações ecológicas como econômicas entre os componentes lenhosos e não lenhosos no sistema (Young, 1991). Dentre os benefícios destes sistemas estão os ambientais, por exemplo, ao se estabelecerem como corredores ecológicos, trampolins ou zonas de amortecimento favorecendo a conservação de espécies sensíveis da flora e da fauna e também no fornecimento de serviços ecossistêmicos como sequestro de carbono, melhora da qualidade do ar, da água e do solo (Schroth; Fonseca; et al., 2004), e também os socioeconômicos como a diversificação da produção, do aproveitamento e reaproveitamento dos recursos intrínsecos ao sistema e do maior envolvimento dos agricultores com o sistema de produção (Macedo, R. L. G., 2000).

Por esta razão os sistemas agroflorestais têm sido vistos como uma estratégia para restauração ecológica de áreas degradadas. Contudo a restauração ecológica é uma prática que ainda necessita de muitos avanços para que atinja a efetividade necessária, especialmente em regiões de ocorrência de florestas tropicais e subtropicais biodiversas, cujos remanescentes estão totalmente inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas (i.e. as paisagens antrópicas). Nesse contexto, a restauração ecológica deve assumir a difícil responsabilidade de restabelecer os processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas viáveis, para que estas prestem os serviços almejados, sejam serviços ambientais, de conservação de biodiversidade, ou de fornecimento de produtos florestais, salvaguardando, assim, os interesses maiores da sociedade, a qual paga por esse tipo de investimento nas formas de iniciativas públicas e privadas (Brancalion et al, 2010).

Os chamados SAFs sucessionais atuam diretamente nessa restauração quando tentam reproduzir no ecossistema degradado características ecológicas similares ao ecossistema natural, se caracterizando como sendo complexos, biodiversos e sustentáveis. Sendo assim

tratam-se de sistema onde há a introdução de vários extratos naturais - arbóreo, herbáceo, epífitas, raízes-profundas e superficiais, que potencializam o armazenamento de nutrientes na biomassa viva acima do solo e possibilita a ciclagem através do material senescente que forma a serapilheira, minimizando assim a lixiviação pela superfície do solo e a perda de fertilidade. De acordo com Miller (2009), seu manejo é realizado de acordo com os grupos sucessionais existentes em florestas primárias – pioneiras e tardias – favorecem a capacidade de ciclagem de nutrientes de solos degradados e a resiliência a ataque de pragas, conseqüentemente, o que pode aumentar a produtividade.

Além disso, Fernandes & Serrão (1992) lembram que um sistema agroflorestal somente pode ser considerado sustentável quando é capaz de oferecer continuamente respostas às necessidades específicas da comunidade onde se encontra, sem que ocorra a degradação dos recursos naturais dos quais o sistema depende, considerando as dinâmicas relações entre sistemas econômicos e ecológicos. Nesse sentido ressalta-se a figura do agricultor como protagonista neste processo de restauração e a necessidade de criar estratégias para estimulá-lo a permanecer, sendo um dos limitadores disso o denominado “custo de oportunidade”. Conceitualmente o custo de oportunidade de um fator de produção corresponde à renda líquida gerada por esse fator em seu melhor uso alternativo, ou seja, representa a renúncia a uma forma de produção que representa um valor sacrificado ao tomar a decisão de aplicar os recursos em uma determinada alternativa. Para isso é necessário que o pequeno proprietário rural tenha ciência do retorno financeiro que poderá ter com a implantação dos SAFs. Resultados financeiros, para um SAFs simples por exemplo podem chegar a R\$49.262, 00 com custos de R\$ 9.709,00 e para SAFs sucessional podem chegar até R\$88.323 com custos de R\$8.934,00.

Embora haja poucos estudos científicos sobre SAFs em áreas de preservação e seus impactos, é inegável os seus inúmeros benefícios ambientais tais como o combate a desertificação, a conservação do solo, a criação de microclimas, a formação de corredores ecológicos, o favorecimento a biodiversidade incluindo a disponibilidade de agentes polinizadores, fator importante para o sucesso do processo de restauração florestal. No que tange a serviços ecossistêmicos os SAFs contribuem para estocagem de carbono, adaptação e resiliência de sistemas ambientais. Estes sistemas conseguem fixar quantidades significativas de carbono,

já que quanto maior o metabolismo e taxa de fotossintética, maior a capacidade de absorção pelas plantas (NAIR, et al, 2010), porém Jose, (2009), ressalta que este potencial é muito variável de acordo com o tipo do sistema, composição e idade das espécies, localização na paisagem, fatores ambientais (clima e solo) e práticas de manejo. Já sobre a biodiversidade, os plantios agroflorestais oferecem suporte à integridade dos ecossistemas florestais, possibilitando a criação de corredores ecológicos e zonas de amortecimento (SOLLBERG, et al, 2014). Além disso, em estudos como Leite, (2014), foi identificado o aumento de espécies nativas florestais e o avanço sucessional como resultados da implantação de SAFs que possuem semelhanças com florestas em estágio secundário de sucessão (matas secundárias ou “capoeiras”).

Os SAFs também contribuem para conservação e manutenção da fertilidade do solo, proporcionando a restauração de áreas onde o solo está com baixos níveis de fertilidade (PENREIRO, 1999), pois segundo GAMA RODRIGUES (2011) disponibilizam grande quantidade de matéria orgânica promovendo a ciclagem de nutrientes, reduzindo assim o risco de erosões e desmoronamentos (FRANCO et al, 2002). Nesse sentido os SAFs também geram impactos positivos sobre as propriedades hídricas do solo atuando diretamente na recarga hídrica dos aquíferos. Agroflorestas com ampla cobertura de espécies arbóreas com 100% de fechamento de copas, podem interceptar até 70% da precipitação pluviométrica em determinadas regiões e contribuir na redução do escoamento superficial, evitando tanto a erosão do solo como as enxurradas.

Outros benefícios sociais e econômicos podem ser ocasionados pela implantação destes sistemas. O cultivo de florestas multifuncionais com outros usos da terra podem trazer opções interessantes e soluções criativas para os modos de vida sustentáveis (BENE, et al, 1977; VIRA, et al, 2015). Um grande exemplo é a produção de alimentos e matérias primas, gerando assim uma segurança alimentar tanto no que tange a quantidade como qualidade do que se é produzido. Além disso, do ponto de vista ambiental, os SAFs fornecem alternativas mais produtivas aos sistemas convencionais de uso dos recursos naturais (PORRO, R. et al, 2011). Já do ponto de vista econômico, estes sistemas possuem melhor relação custo-benefício quando comparados à restauração florestal convencional devido às práticas de manejo e o aproveitamento dos produtos (MMA, 2018), e ainda devido a produção diversificada há a

existência de culturas consorciadas que aliviam a sazonalidade, fenômeno comum no setor agropecuário (STEENBOCK, et al, 2013) aumentando a produção de alimentos e renda rural.

Além disso, a questão da agrofloresta tem sido apontada como uma das possíveis salvadoras da biodiversidade nos trópicos. Estudos que analisam a multifuncionalidade da paisagem têm destaque na Europa onde disponibilidade de terras é limitante (Carvalho-Ribeiro, Lovett et al. 2010, Carvalho-Ribeiro, Pinto Correia et al. 2016, Pinto-Correia, Guiomar et al. 2016) mas nos trópicos, principalmente no Brasil a questão da multifuncionalidade tem sido pouco debatida (Silva, Rodrigues et al. 2017).

Entretanto apesar de todos estes benefícios ainda há entraves econômicos e regulatórios para implantação destes sistemas em áreas de APPs. A Legislação Federal estabelece algumas diretrizes gerais para a recomposição e a exploração das áreas de RL por meio de Sistemas Agroflorestais e outros. Porém, não há distinção e menção de quais tipos de SAF são adequados ao cumprimento das funções das RL. Assim, fica ao encargo do órgão ambiental competente a determinação dos critérios e dos padrões aceitáveis para restauração, exploração e manejo dessas áreas protegidas (MARTINS, 2014). Diante disso é necessário um estudo aprofundado de todas as legislações ambientais brasileiras, assim como normas técnicas e resoluções, para traçar modelos que possam deixar os proprietários rurais seguros de sua atuação, possibilitando as áreas inscritas no Cadastro Ambiental Rural – CAR de se vincularem ao Programa de Regularização Ambiental – PRA. No restante desse capítulo iremos apresentar mais em detalhe a literatura sobre o manejo de SAFs sucessionais, os custos e benefícios de sua implementação, a favorabilidade de implementação de SAFs e o contexto regulatório sobre a possibilidade de implementar SAFs em reservas legais e APPs.

Manejo de SAFs sucessionais

Os conceitos fundamentais nos quais se baseiam os SAFs dirigidos pela sucessão natural devem possibilitar a elaboração de diversos sistemas de produção, adaptados a cada situação particular, para qualquer lugar do planeta, pois os mesmos devem sempre ser inspirados no ecossistema original do local (Peneireiro, 1999). Nesse sentido estes sistemas buscam seguir os princípios dos ecossistemas naturais, tanto de forma arquitetônica quanto ecológica. Segundo Martins (2014), estes sistemas produtivos, assim como os naturais apresentam alta

biodiversidade, multiestratificação, grande quantidade de biomassa, elevada densidade e longevidade.

O processo de sucessão natural é o que irá nortear a implantação e manejo deste sistema com a finalidade de otimiza-lo e incrementa-lo ao máximo em termos de quantidade e qualidade de vida. De acordo com Peneireiro (1999), a caracterização dos grupos sucessionais, segundo a leitura de Ernst Götsch baseia-se fundamentalmente na exigência das espécies pelas condições edafoclimáticas, e no seu ciclo de vida, e, para que os consórcios estejam completos, condição essa fundamental para a sustentabilidade do sistema, é importante considerar, além das características ecofisiológicas das espécies, o estrato que cada uma ocupa no consórcio, para que o espaço vertical seja ocupado da melhor maneira possível (identificando espécies de estratos baixo, médio, alto e emergente em cada consórcio).

Vale ressaltar que o principal objetivo deste tipo de sistema não é propriamente a colheita e aproveitamento de recursos naturais, mas sim os resultados da intervenção de manejo no momento oportuno para assim obter uma sucessão natural. Por esta razão uma forte característica deste sistema é sua dinamização caracterizada por rotineiras roças, podas e capinas objetivando uma maior quantidade de nutrientes e promovendo assim uma renovação do sistema. Destaca-se também outras formas de manejo (Peneireiro, 1999).

- Constante manutenção do solo coberto, protegendo-o contra erosão e excessiva lixiviação, e, no caso da cobertura morta (folhagem, galhos e troncos), incorporada ao solo naturalmente ou por meio do manejo, os nutrientes são continuamente disponibilizados pelo processo da decomposição;
- Espécies invasoras, pragas e doenças são sinais de manejo inadequado ou necessidade de intervenção e dinamização do sistema.

Custo-benefício do estabelecimento dos SAFs

A viabilidade da implementação dos SAFs, principalmente para pequenos agricultores, está fortemente ligada a capacidade desses sistemas de fornecerem uma fonte de renda. Para isso é necessário elaborar um planejamento onde o arranjo agroflorestal deve ser pensado de forma que cada grupo contenha pelo menos uma espécie comercial, e que possibilite uma produção escalonada e constante. Cada espécie ou cultura agrícola deve formar uma camada

ou estrato florestal. Estas camadas de vegetação formam a estrutura florestal que precisa ser planejada em termos de manejo, colheita e sombreamento. Nos primeiros anos da implantação dessas áreas sejam cultivadas, o plantio das espécies arbóreas, culturas de subsistência, como o milho, soja, feijão e mandioca, de maneira que essas culturas cubra os gastos dos reflorestamentos implantados. Montoya (1999) destaca a importância desse processo de cultivo, já que como muitas espécies atingem valores de comércio a longo prazo, os SAFS passam a gerar lucros apenas a partir do terceiro ano de sua implementação, essa demora pode desestimular o pequeno agricultor.

A avaliação financeira deste planejamento econômico é outro fator determinante e pode ser elaborado por um fluxo de caixa. Sá (2008) destaca que essa avaliação tem como principal objetivo minimizar os custos de projeção. Para isso devem ser listadas todas as atividades que geram receitas e custos. Para as receitas ou benefícios (entradas) será necessário obter os preços de venda de cada uma das culturas que compõe o SAF, assim como estimar sua produtividade em todos os períodos. Além de fontes secundárias como as demonstradas nas tabelas 13 e 14, esses valores também podem ser obtidos por meio de pesquisas de mercados nas localidades urbanas e rurais mais próximas a cada um dos modelos a serem desenhados no estudo.

Já para a obtenção dos custos (saídas) devem ser listadas todas as atividades que serão realizadas nos SAFs. Estes custos podem ser divididos em custos fixos tais como depreciação, conservação, impostos, recursos humanos administrativos, assistência técnica e de comercialização, transporte, contador, certificação orgânica, internet, telefone, energia elétrica e aluguel da terra, e custos operacionais ou variáveis como preparo do solo/implantação do sistema, aquisição de mudas, plantio, tratamentos culturais/manutenção, colheita (Hoffman, 2013). A tabela abaixo apresenta um resumo dos custos e resultados financeiros de diferentes modalidades de restauração florestal e SAFs.

Método de Restauração Ecológica	Custos (R\$/ha)	Resultados Financeiros (R\$/ha)	Fonte	Atividades realizadas, local, ano e referência de custos e resultados econômicos
Regeneração Natural	1.400,00	-1.400,00	MMA (2015)	Pasto abandonado em áreas de baixa aptidão agrícola ou pouco produtivas com acompanhamento ao longo de 5 primeiros anos. Estimativa de valor médio feita em diversas regiões.
Regeneração Assistida – Plantio de algumas mudas e sementes	802,69	-802,69	Cury E Carvalho Jr. (2011)	Restauração florestal mediante plantio de mudas de espécies arbóreas nativas em ilhas, região de Canarana - MT. 2011. Custos se referem somente à implantação inicial.
	2.131,09	-2.131,09	Lira (2012)	Condução e indução da regeneração natural, incluindo isolamento da área e retirada de fatores de distúrbio na região da barragem do Rio Siriji, vicência – PE. 2011. Custos se referem a valores médios para as atividades citadas. Tempo de intervenção não especificado.
Restauração florestal com plantio mecanizado de sementes florestais	749,80	-749,80	Cury E Carvalho Jr. (2011)	Semeadura direta mecanizada de sementes de espécies arbóreas nativas e leguminosas arbustivas e herbáceas, região de Canarana, Mato Grosso. 2011. Custos se referem apenas à implantação.
	5.375,00	-5.375,00	Hoffmann (2013)	Plantio direto mecanizado de sementes florestais (em solo coberto com matéria orgânica) nos anos de 2012 a 2015, desenvolvida em 10 propriedades rurais localizadas no município de Alta Floresta - MT. Custos se referem à implantação e manejo até o 3º ano.
	4.298,85	-4.298,85	Campos-filho et al. (2013)	Custo em dólares por hectare usando semeadura direta de muvuca de sementes com três anos de manutenção da área. Região do Alto rio xingu – MT. 2013. Custos se referem à média de valores de plantio e manejo ao longo de três anos em 26 propriedades. Restauração
Restauração com plantio de mudas	5.122,33	-5.122,33	Cury E Carvalho Jr. (2011)	Formação de mata ciliar com plantio de espécies nativas, preparo do solo mínimo com perfuração para plantio de mudas e 1ª manutenção. Município de Gabriel Monteiro – SP. 2007. Custos para o 1º ano.
	6.920,00	-6.920,00	Rodrigues (2009)	Implantação e manutenção de projeto de restauração florestal usando espécies nativas na Mata Atlântica, em espaçamento de 3x2m. Ano não especificado. Custos incluem plantio e todos os tratamentos silviculturais necessários até dois anos pós plantio.
	10.000,00	-10.000,00	MMA (2015)	Plantio total (1.666 mudas por hectare) com base em estimativas de custos médios em diversas regiões do país. Anos não especificados. Custos incluem implantação, manejo e acompanhamento ao longo dos primeiros cinco anos.

Restauração com plantio de mudas e aproveitamento econômico	17.092,25	29,177.65	IIS (2013)	Implantação, manutenção e exploração de plantio de espécies nativas para aproveitamento econômico de produtos madeireiros. Receitas do modelo de plantio considerando o cenário de valoração da madeira mais pessimista de espécies nativas da Mata Atlântica. Custos e resultados financeiros projetados para 40 anos.
SAFs simples	18.254,90	45.865,26	Gama (2003)	Sistema com produção de castanhado-brasil, cupuaçu, banana, pimenta do reino. Machadinho do Oeste – RO. 2002. Custos incluem serviços de implantação, manejo e colheita até o 10º ano. Resultados financeiros se referem ao vPL (valor Presente Líquido) no mesmo período.
	2.204,00 a 9.709,00	1.099,00 a 49.262,00	Hoffmann (2013)	Sistemas menos intensivos e pouco diversificados com base em cinco experiências em diversas regiões do Brasil. Os plantios nestes sistemas variaram entre três e dez espécies. Os valores dos custos e resultados financeiros representam uma faixa de todas as experiências, incluindo custos de implantação e manejo no 1º ano e do vPL até o 10º ano.
SAFs sucessionais	29.790,00	121.601,00	Hoffmann (2013)	Sistema agroflorestal sucessionial com culturas anuais, frutíferas semi-perenes, árvores nativas e exóticas, gramíneas e outras espécies adubadeiras, no Distrito Federal. 2013. Custos incluem serviços de implantação, manejo e colheita. Custos e vPL são projetados até o 10º ano com base em dados de produção nos primeiros dois anos.
	8.934,00	88.323,00	Hoffmann (2013)	Sistema agroflorestal sucessionial com tubérculos, frutíferas semi-perenes, árvores nativas e exóticas, espécies adubadeiras, no Sul da Bahia. 2013. Custos incluem serviços de implantação, manejo e colheita. Custos e vPL são projetados até o 10º ano com base em dados de produção nos primeiros dois anos.

Tabela 11: Custo e resultados econômicos para diferentes métodos de restauração ecológica de APP e RL e sistemas agroflorestais Fonte: Miccolis 2017.

Favorabilidade à implementação de SAFs

O critério vocação agroflorestal pode ser definida como as variáveis e fatores de priorização que identifica áreas onde é mais viável expandir e implementar Sistemas Agroflorestais (SAFs) em pequenas propriedades. Até então os trabalhos que pretendem mapear as “vocações territoriais” assentam em fileiras chave como vocação agrícola, vocação florestal (IDB 2005) e vocação turística. Por exemplo, o Banco Inter Americano de Desenvolvimento calculou a vocação florestal (Forest Vocation land) para todos os países da América do Sul e Caribe com base em características essencialmente climáticas e aptidão florestal. No entanto, estudos explorando múltiplas vocações (produtivas, ambientais e de lazer) (Carvalho-Ribeiro, Pinto Correia et al. 2016, Pinto-Correia, Guiomar et al. 2016) são raros. Uma das abordagens conceituais mais usadas para mapear a multifuncionalidade se baseia na trilogia, que foi usada por Carvalho Ribeiro et al (2013) para ranquear as unidades territoriais de acordo com as dimensões produtivas, ambientais e de consumo incluindo recreação e lazer (Carvalho-Ribeiro, Madeira et al. 2013). Para identificar as áreas vocação agroflorestal e efetuar o seu ranqueamento e priorização podem ser usadas opções metodológicas para reduzir uma grande diversidade de variáveis em fatores ou componentes principais. Por exemplo, a análise das componentes principais (ACP) e o agrupamento dos componentes principais em clusters (K means) permitem identificar o perfil produtivo e associá-lo ao perfil socioeconômico. Os diferentes tipos de sistemas produtivos agroflorestais podem depois ser priorizados de acordo com a sua vocação multifuncional e o seu contexto e localização na paisagem.

Para compreender a vocação agroflorestal da bacia é importante considerar também projeções do uso do solo na região. Nesse estudo será adotado a plataforma OTIMIZAGRO (versão atualizada do SimAmazonia/SimBrasil), um modelo espacialmente explícito para todo o território brasileiro que simula o uso e a mudança de uso do solo, desmatamento, regeneração e emissões associadas de acordo com diversos cenários de demanda agrícola e legislação ambiental (SOARES FILHO et al., 2016). Como um modelo de otimização do uso da terra, OTIMIZAGRO é utilizado para analisar cenários de planejamento de expansão e de melhoramento do setor agrícola e da indústria, para apoiar à agricultura de baixo carbono e desenhar melhores estratégias para o planejamento do uso da terra visando atender uma crescente demanda de produtos agrícolas e ações necessárias para se atingir as metas

nacionais de mitigação de mudanças climáticas. Além desses propósitos, OTIMIZAGRO também visa fornecer subsídios à implementação do código florestal e apontar potenciais conflitos. Consiste, portanto, em uma ferramenta de gestão e suporte à conciliação de legislação vigente, metas governamentais e mercado interno e externo.

O modelo, com 500 metros de resolução espacial, integra um mapa inicial de uso da terra para o ano de 2012 composto pelos remanescentes florestais, obtidos por diferentes levantamentos⁴, manchas urbanas⁵, corpos d'água e áreas protegidas. A alocação espacial dos cultivos agrícolas (soja, cana-de-açúcar, milho, algodão, trigo, feijão, arroz, mandioca e fumo, café arábica, café robusta, laranja, cacau e banana) e floresta plantada nesse mapa inicial⁶ é realizada usando-se critérios de aptidão física e climática e rentabilidade de cada cultura.

O OTIMIZAGRO calcula o potencial de cada microrregião para desagregar as projeções em área e quando a demanda extravasa a área disponível em determinada microrregião o modelo redistribui essa quantidade para as regiões vizinhas. Para simulação futura de uso do solo o modelo utiliza estimativas exógenas (de acordo com os cenários a serem simulados) de demandas por produtos agrícolas e taxas de desmatamento e regeneração. A probabilidade do desmatamento é em função de determinantes espaciais (Soares Filho et al., 2006) e a alocação espacial do incremento ou decréscimo anual de cada cultura utiliza um mapa de probabilidade que consiste na integração das variáveis de rentabilidade e favorabilidade climática já mencionadas.

Um dos “futuros simulados” pelo modelo OTIMIZAGRO contempla os cenários projetados pelo projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil” (MOP). Esse projeto teve o objetivo de auxiliar na tomada de decisão sobre as ações que potencialmente reduzam as emissões de GEE nos diferentes setores da economia brasileira (MCTI, 2017). O modelo OTIMIZAGRO foi utilizado para fazer essa avaliação ex ante de ações no setor Agricultura Florestas e Outros usos do solo (AFOLU) de modo integrado a outras medidas setoriais. Para isso, foi realizada uma modelagem integrada que partiu do desenvolvimento de diferentes cenários macroeconômicos, que geraram os dados sócio

⁴ Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia, Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (IBAMA; MMA, 2012), TerraClass (INPE, 2014) e SOS Mata Atlântica (SOS, 2014)

⁵ De acordo com os distritos censitários do IBGE

⁶ Baseada nas estimativas municipais de área plantada do IBGE (2012) e de área de floresta plantada por estado (ABRAF, 2012)

econômicos para as projeções setoriais. Foram projetadas a produção agrícola e da pecuária bem como as estratégias de manejo a serem adotadas, taxas de desmatamento e regeneração florestal. O cenário referencial, cujo os dados estão apresentados na presente proposta, representa o desenvolvimento das atividades sem expectativa de grandes mudanças de trajetória (incluindo os planos e metas governamentais já publicados). Assim, a distribuição do uso do solo apresentada significa, sob uma ótica de otimização e gestão territorial, o arranjo produtivo mais adequado em termos do potencial produtivo, rentabilidade e legislação ambiental considerada.

Contexto regulatório

O novo Código Florestal (Lei 12.651/2012) retoma instrumentos de preservação e conservação já citados na antiga Lei 4.771/1965 tais como as Áreas de Proteção Permanente e as Reservas Legais, mas, conforme já exposto anteriormente, com uma nova métrica para APPs. Contudo além da Lei Federal 12.651/2012, que institui regras para proteção e restauração da vegetação nativa, destaca-se, em forma cronológica, um histórico de outras políticas:

- Resolução Conama 369/2006: Considera de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto ambiental as agroflorestas realizadas em Área de Preservação Permanente em propriedade de Agricultura Familiar.
- Instrução Normativa 005/2009 do MMA: trata de procedimentos metodológicos para restauração e recuperação das APP e RL, incluindo as agroflorestas como forma de restauração.
- Resolução Conama 425/2010: trata de critérios para Agricultura Familiar dos povos e comunidades tradicionais como de interesse social para fins de produção, intervenção e restauração de APP.
- Resolução Conama 429/2011: dispõe sobre a metodologia para Restauração de APP.
- Decreto Federal 7.830/2012: dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural e estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental.

- Instrução Normativa 2/2014 do MMA: dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR.
- Decreto nº 8.235 de 5 de maio de 2014 - Estabelece normas gerais complementares aos Programas de Regularização Ambiental.

Essas políticas trazem a possibilidade de se introduzir nessas áreas os sistemas agroflorestais como estratégia para recomposição vegetal desde que sejam propriedades com até quatro módulos fiscais e onde sejam desenvolvidas atividades com baixo impacto de base comunitária e familiar. Uma grande novidade da Lei 12.651 para os proprietários ou possuidores rurais foi o cadastramento rural, denominado CAR. Este cadastro trouxe a possibilidade dos proprietários e possuidores rurais que detinham passivo ambiental aderirem ao Programa de Regularização Ambiental – PRA e assim por meio de um termo de compromisso assinado entre as partes ficam isentos a sanções relativas a supressão irregular de APP ou RL, a partir de 22 de julho de 2008, ano de criação da Lei de crimes ambientais.

Além disso, a fim de estimular os agricultores a cumprirem a nova legislação são criados meios para compensação dos passivos ambientais, tais como as Cotas de Reserva Ambiental – CRAs, os pagamentos por serviços ambientais – PSA e ainda a possibilidade de retorno financeiro ou redução do custo de oportunidade com o manejo de recursos madeireiros e não madeireiros. Os SAFs acabam também por configurar uma alternativa para essa compensação e são citados algumas possíveis situações na nova lei, tais como (Miccolis, 2016):

- Como uma atividade eventual ou de baixo impacto ambiental, quando a exploração agroflorestal for comunitária ou familiar, incluindo a extração de produtos florestais não madeireiros, desde que não descaracterizem a cobertura vegetal nativa existente nem prejudiquem a função ambiental da área;
- Nas áreas de uso restrito de inclinação entre 25° e 45°, onde é permitido o exercício de atividades agrossilvipastoris;
- Nas áreas consolidadas em APP é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris e, quando se trata da recomposição, é permitido o plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% (cinquenta por cento)

da área total a ser recomposta para os imóveis que se enquadram na descrição de pequena propriedade ou posse rural familiar;

- Nas áreas consolidadas em RL, é possível o proprietário ou possuidor regularizar o seu imóvel adotando a recomposição com o plantio de espécies exóticas combinado com as espécies nativas de ocorrência regional. O plantio de espécies exóticas deverá ser combinado com as espécies nativas de ocorrência regional, desde que as espécies exóticas não excedam a 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recuperada;
- Nas áreas de APP de: a) encostas com declividade superior a 45º; b) bordas dos tabuleiros ou chapadas; c) topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25° e d) áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação, é admitida a manutenção de atividades florestais, culturas de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, bem como da infraestrutura física associada ao desenvolvimento de atividades agrossilvipastoris, porém proibida a conversão de novas áreas para uso alternativo do solo.

Apesar da existência destes instrumentos ainda há lacunas que deixam dúvidas e pontos a serem melhor debatidos quanto as APPs e RLs, por exemplo, quando ou segundo quais critérios a área após passar por uma intervenção de restauração deixa de ser “degrada” ou “alterada” e passa a ser recuperada (Miccolis, 2016)? Ou mesmo qual o tipo de manejo pode ser realizado nessas áreas e quais ações ideias para se atingir a função ecológica da área. Para clarear algumas destas questões é válido investigar outras políticas anteriores a Código Florestal que já indicava orientações para a restauração florestal em APPs, tais como as Resoluções Conama 369/2006 e 425/2010, segue abaixo algumas práticas de manejo pontuadas nesses dispositivos:

- Manutenção permanente da cobertura do solo;
- Estabelecimento de quantidade mínima de indivíduos por unidade de área;
- Determinação de número mínimo de “espécies nativas de ocorrência regional” que deverão compor o sistema, com vistas à alta diversidade;
- Limitação do uso de insumos sintéticos, como é o caso de agrotóxicos e adubos químicos, priorizando o uso de adubação verde;

- Restrição do uso da área para pastejo de animais domésticos;
- Manutenção e controle na utilização de espécies agrícolas e exóticas com vistas a garantir a manutenção da função ambiental da APP;
- Consorciação de espécies perenes, nativas ou exóticas, destinadas à produção e coleta de produtos não madeireiros, como por exemplo, fibras, folhas, frutos ou sementes;
- Manutenção das mudas estabelecidas, plantadas e/ou germinadas, mediante coroamento com cobertura do solo, controle de fatores de perturbação como espécies competidoras, insetos, fogo ou outros, e cercamento ou isolamento da área, quando necessário e tecnicamente justificado;
- Uso e manutenção não poderão comprometer a estrutura e as funções ambientais destes espaços, especialmente: – estabilidade das encostas e margens dos corpos de água; – manutenção da qualidade das águas; – manutenção dos corredores de flora e fauna; – manutenção da drenagem e dos cursos de água intermitentes; – manutenção da biota; – manutenção da vegetação nativa.

Contudo falta a regulamentação sobre o seu uso para restaurar áreas de APP, no caso de agricultores familiares, e de Reserva Legal, no caso de agricultores de médio e grande porte, o que gera insegurança tanto para os agricultores quanto para os técnicos e fiscais sobre como interpretar as novas normas gerais. Portanto, esta situação limitou na prática a sua utilização, ao inibir os técnicos de recomendar e também os agricultores de adotar SAFs nestas áreas. Para restaurar APPs e RLs, conforme exige a nova Lei Florestal, é preciso superar a falta de conhecimento sobre os custos e benefícios da restauração florestal, além de desenvolver regras claras sobre quais espécies econômicas podem ser plantadas e que contribuem para gerar renda adicional, de modo a fortalecer os modos de vida dos agricultores (Martins, T, 2013).

6. CÓDIGO FLORESTAL E A DEMANDA POR REGULARIZAÇÃO

A nova redação dada ao Código Florestal (CF) em 2012 (Lei Federal 12.651) estabeleceu o Cadastro Ambiental Rural (CAR) como instrumento de controle e monitoramento das áreas a serem preservadas no âmbito da propriedade privada rural, sendo elas as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e a Reserva Legal (RL). Até janeiro de 2018, 4,81 milhões de imóveis rurais já haviam sido cadastrados no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SICAR (criado por meio do Decreto nº 7.830/2012). Desse total, a região Sudeste concentra 1,11 milhões de propriedades rurais (SFB, 2018) e, somente em Minas Gerais, já se encontram cadastradas 682.241 propriedades, o que equivale a uma área de 41,23 milhões de hectares. O Estado do Espírito Santo, por sua vez, possui 62.705 propriedades cadastradas, o equivalente a aproximadamente 2,5 milhões de hectares de área rural (SFB, 2018).

De acordo com as novas regras, os imóveis rurais que estão em situação de déficit de APPs ou RL se encontram irregulares perante a lei e devem ser submetidos a um processo de regularização ambiental. Segundo estimativas feitas por Soares-Filho *et al.* 2014, considerando o novo CF, o Brasil possui um déficit de aproximadamente 4,1 milhões de hectares em APPs ripárias e 16,3 milhões de hectares em RL. Dentro das mesmas estimativas, em Minas Gerais, o déficit de APPs ripárias equivaleria a aproximadamente 620,7 mil hectares e a de RL equivaleria a 998 mil hectares. No Estado do Espírito Santo, os déficits de APPs ripárias e de RL equivaleriam a, aproximadamente, 59,5 mil e 179 mil hectares, respectivamente (Soares-Filho *et al.* 2014). Esses números não incluem as APPs de topo de morro, com as quais a conta final sobe consideravelmente. O Observatório do Código Florestal (2018) aponta para um déficit total de APPs em Minas Gerais equivalente a 3 milhões de hectares e no Espírito Santo, o equivalente a 400 mil hectares⁷.

Através desses números, observa-se que os Estados nas quais se situa a Bacia do Rio Doce, i.e., Minas Gerais e Espírito Santo, possuem um grande potencial para a regularização ambiental no nível das propriedades rurais privadas. O processo de regularização consiste em adotar medidas na propriedade ou fora da propriedade para repor a área exigida (BRASIL,

⁷ Website do Observatório do Código Florestal. Disponível em: <https://termometroflorestal.org.br/plataforma>. Acesso em 19 de Março de 2018.

2012a). O proprietário ou posseiro também tem a oportunidade de aderir a um Programa de Regularização Ambiental (PRA) na qual assina um termo de compromisso para a regularização da propriedade, recebendo, em contrapartida, a suspensão de sanções que poderiam ser-lhe imputadas pelo descumprimento do CF (BRASIL, 2012a e 2012b). Para que o imóvel passe a uma situação de conformidade com a nova lei, o proprietário (ou possuidor) deve recuperar as APPs e optar por alternativas para o caso de passivo em RL: (i) prover condições para a regeneração natural da vegetação; (ii) recompor a vegetação por meio de plantio de espécies nativas e exóticas, em sistema agroflorestal; (iii) compensar o déficit de RL. A compensação pode ser feita através de diferentes meios, sendo um deles a compra de Cota de Reserva Ambiental (CRA) (BRASIL, 2012b).

O déficit de APPs e RLs no país expõe uma situação de descumprimento da lei em larga escala pelos proprietários rurais. A não conformidade das propriedades rurais à legislação ambiental é histórica e já foi observada por diferentes autores (Stickler *et al.*, 2013; Azevedo, Rajão *et al.*, 2017; Trevisan *et al.*, 2016). A partir de perspectivas mais amplas, tais como da antropologia, sociologia, economia institucional e comportamental, sabe-se que o grau de adoção de práticas estimuladas ou demandadas por políticas públicas referentes a recursos de uso comum (e.g., recursos hídricos ou vegetação nativa) e, conseqüentemente, a eficácia das mesmas, são invariavelmente influenciados por fatores comportamentais e sociais (e.g. Bremer *et al.* 2014; Figueroa *et al.* 2016; Poppenborg & Koellner 2013). Esses fatores são comumente relegados a um segundo plano por tomadores de decisões, seja por ignorância relativa à sua influência sobre os resultados das políticas públicas ou por uma dificuldade prática em definir generalizações aplicáveis aos estudos que subsidiam tais políticas (Rao & Walton 2004). De fato, como menciona Ostrom (2005), as relações entre fatores socio-institucionais e o uso e manejo de recursos naturais são dificilmente generalizáveis.

No entanto, na necessidade de prever o êxito da aplicação do CF em longo prazo, é necessário buscar entender com maior profundidade as razões pelas quais há um generalizado descumprimento da lei e entender as motivações dos proprietários e possuidores de terras para o desmatamento e, o seu oposto, a conservação. Em outras palavras, a atitude dos proprietários de imóveis rurais frente à lei ambiental é um critério de alta relevância para prever o alcance da lei em termos reais e para futuras adaptações necessárias nos programas

de incentivos à conservação previstos no CF (Pacheco *et al.* 2017; Thompson, Reimer, Prokopy, 2014; Poppenborg & Koellner, 2013).

O processo de regularização consiste em adotar medidas para repor a área exigida. No entanto, as modalidades de regularização têm recebido baixa adesão e em alguns casos até mesmo os produtores que já iniciaram o processo de regularização voltam a desmatar ilegalmente as APPs e RL em recuperação. Sendo assim, para evitar esforços pouco efetivos de mobilização social e a reversão do processo de restauração florestal é essencial compreender o perfil dos produtores que estão mais dispostos a aceitar a recuperação ambiental como meio de se adequarem ambientalmente. A tabela abaixo apresenta de modo breve os principais estudos que analisam a disposição dos proprietários rurais a buscarem a regularização ambiental a partir da restauração florestal.

Tabela 16: Estudos que abordam sobre a regularização ambiental na perspectiva do Código Florestal do ponto de vista do produtor rural.

Estudo	Período	Abrangência	<i>n</i> amostral	Análise	Conclusões
Schmidt and Mcdermott, 2015	nov/08 - abr/09 e out - dez/09	1 município, Acre (Brasiléia)	18 usuários de terras	Critical Legal Geography (CLG) approach	O incumprimento do CF está associado a condições generalizadas de estresse socioeconômico combinadas com experiências vividas de processos legais contraditórios, incluindo a mudança de discursos legais e a aplicação de leis locais incompatíveis.
Trevisan et al., 2016	Pré-2012	15 municípios, Santa Catarina (Encostas da Serra Geral)	60 agricultores	Análise de correspondência múltipla e agrupamento estatístico para classificar as propriedades	Poucos agricultores estavam dispostos a cumprir o código, embora a maioria entendesse seus benefícios. A decisão dos agricultores de reflorestamento é fortemente influenciada pela percepção dos impactos econômicos e ecológicos da restauração e das políticas que a promove.

Pacheco et al., 2017	out, dez/14 e jan/15	17 municípios, Pará e Mato Grosso	77 produtores rurais	Exploratória	Existem produtores que tomariam a decisão de regularizar voluntariamente, todavia, tendem a ser em número menor, enquanto a regularização condicionada às exigências (de governo e mercado) predomina entre os possuidores de déficit.
Santiago et al., 2018	1996, 2000, 2005 e 2009	6 municípios, Rondônia (Ouro Preto do Oeste)	476 famílias rurais	Probit model – estimativa da probabilidade criar um plano de restauração florestal; Heckman selection model – estimativa da extensão do plano de restauração	Mesmo em uma região que é fortemente desmatada e em condições de aplicação fraca, os agregados familiares estão cumprindo a lei ao desenvolver planos formais de restauração. O CF de 2012 tem o potencial de impactar decisões futuras na restauração de terras, uma vez que proporcionou o perdão do desmatamento em pequenas propriedades antes de 2008 e as condições para registrar propriedades e desenvolver um plano de restauração.

Entre os estudos citados acima cabe destacar o estudo de Trevisan et al. (2016) onde os autores exploraram a percepção e o conhecimento dos agricultores sobre o CF antes da reforma em 2012, seus impactos e sua vontade de cumprir. Já Schmidt e Mcdermott (2015) investigaram como os usuários de terra percebem as leis que restringem o desmatamento e a degradação florestal; e Santiago *et al.* (2018) estimaram qual seria a probabilidade de famílias rurais criar um plano de restauração florestal. De modo similar Pacheco, Rajão *et al.* (2017) estudaram o perfil de proprietários rurais nos Estados do Pará e Mato Grosso e criaram quatro categoriais de atitudes dos produtores em relação à perspectiva de regularização ambiental: i) positiva (6%) — regularizar sem condicionantes: são produtores proativos que decidem regularizar sem pressão externa direta; ii) relativa (53%) — regularizar com condicionantes: são produtores que reagem à pressão de governo e/ou mercado; iii) imprecisa (32%) — são produtores que possuem dúvidas acerca da regularização, por isso preferem

aguardar os acontecimentos; e iv) negativa (9%) — não regularizar: são produtores contrários à legislação (Pacheco *et al.*, 2017). Em seu estudo, portanto, proprietários que regularizam o déficit de RL voluntariamente sem condicionantes são minoria, enquanto predomina a regularização em resposta às demandas governamentais e de mercado. Quanto às opções para a regularização, Pacheco *et al.* (2017) observaram que a maioria dos proprietários tende a escolher a compensação do déficit pela compra de outras propriedades e que, quando a regularização é feita dentro da própria propriedade, a preferência recai sobre a regeneração natural.

Esse tipo de análise tem sido feita na literatura para além do CF brasileiro. Muitos pesquisadores têm se debruçado sobre a mesma questão no que tange à adesão de proprietários rurais a outros tipos de programas governamentais ou privados de incentivo à conservação, voluntários ou obrigatórios (e.g. Bremer *et al.* 2014; Figueroa *et al.* 2016; Poppenborg & Koellner 2013; Greiner & Gregg 2011). Nessa linha, Thompson *et al.* (2015) coletaram dados de 277 fazendeiros no Oeste de Illinois nos Estados Unidos para estudar suas atitudes ambientais e a sua influência sobre a adoção de melhores práticas na agricultura. Eles encontraram um contexto que se encaixa em uma teoria de "interesse duplo" (*Dual Interest Theory*) que reflete duas atitudes frente à questão ambiental: uma atitude de cuidado ambiental (*stewardship*) e outra tendendo para a maximização dos ganhos do negócio. Os autores propuseram uma escala “*environment stewardship*” para medir o grau de simpatia dos fazendeiros com a causa ambiental e propuseram ações que pudessem aumentar esse grau no longo prazo.

Howley *et al.* (2015) buscaram entender o que estava por trás da baixa adesão a um programa voluntário de conservação na qual os fazendeiros eram pagos para deixar parte de sua terra em regeneração florestal. Eles observaram que o incentivo econômico pago não era suficiente para convencer os fazendeiros a aderir porque existiam motivações que iam para além do interesse financeiro. Tratavam-se de motivações psicológicas ligadas ao senso de identidade e trabalho, ou seja, um certo orgulho de ser produtivo.

Tais estudos lançam luz para fatores de extrema importância no desenvolvimento de políticas ambientais efetivas. No entanto, ainda fica o desafio de generalizar observações a partir de amostras que invariavelmente serão limitadas pela disponibilidade de tempo e recursos para

a pesquisa qualitativa. Nesse sentido, algumas alternativas metodológicas vêm sendo desenvolvidas. Pacheco (2016) desenvolveu uma metodologia baseada na aplicação de questionários sobre a disposição à regularização ambiental. A metodologia consiste na aplicação de questionários nos quais, após traçar o perfil socioeconômico e ambiental do proprietário, busca-se avaliar a sua disposição a se regularizar sob diferentes cenários regulatórios (i.e. tendencial, maior exigência do governo e dos mercados). Esses resultados são analisados com base na construção de uma árvore de decisão por meio de critérios quantitativos (ex. algoritmo de classificação J48 descrito por Quinlan, 1993) e qualitativos (modelagem etnográfica de árvores) utilizando características dos produtores que declararam possuir déficit ambiental. A figura abaixo apresenta um exemplo de árvore de decisão construída para os estados de Mato Grosso e Pará.

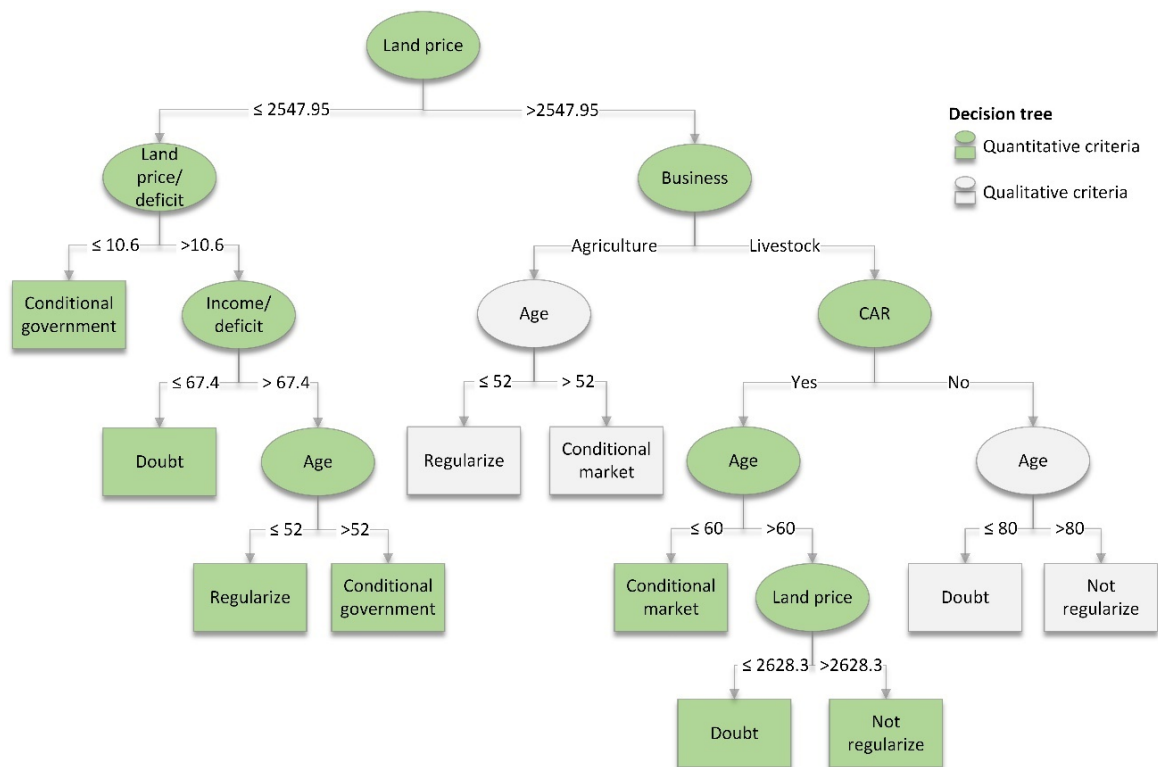


Figura 7. Exemplo de árvore de decisão de produtores rurais que exprime sua propensão a buscar regularização ambiental em diferentes cenários. Fonte: Pacheco, 2016.

Após construir e validar a árvore de decisão construída com dados primários, são utilizados dados secundários similares de modo a estimar a decisão de todos os produtores das áreas prioritárias. Para isso serão integrados os resultados obtidos pela estimativa de déficit de RL e APP do código (veja acima) e dados de rentabilidade rural, preço de terras de fontes secundárias e informação sobre a idade dos produtores obtido por meio do SICAR.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADGER, W. N. Indicators of social and economic vulnerability to climate change in Vietnam. CSERGE GEC WORKING PAPER, 1998.

AGRAWAL, A.; E. OSTROM. Political Science and Conservation Biology: a Dialog of the Deaf. Conservation Biology, v. 20, n.3, p. 681-682, 2006.

AGRAWAL, A.; WOLLENBERG, E.; PERSHA, L. Governing agriculture-forest landscapes to achieve climate change mitigation. Global Environmental Change, v. 29, p. 270-280, 2014.

AGUILERA, P. A; FRENICH, A G.; TORRES, J. A; CASTRO, H.; MARTINEZ VIDAL, J. L.; CANTON, M. Application of the Kohonen neural network in coastal water management: methodological development for the assessment and prediction of water quality. Water research, v. 35, n. 17, p. 4053–62, 2001.

AGUIRRE-SALADO, C.; MIRANDA-ARAGÓN, L.; POMPA-GARCÍA, M.; REYES-HERNÁNDEZ, H.; SOUBERVIELLE-MONTALVO, C.; FLORES-CANO, J.; MÉNDEZ-CORTÉS, H. Improving Identification of Areas for Ecological Restoration for Conservation by Integrating USLE and MCDA in a GIS-Environment: A Pilot Study in a Priority Region Northern Mexico. ISPRS International Journal of Geo-Information, v. 6, n. 9, p. 262, 2017.

AHANI AMINEH, Z. B.; HASHEMIAN, S. J. A. D.; MAGHOLI, A. Integrating Spatial Multi Criteria Decision Making (SMCDM) with Geographic Information Systems (GIS) for delineation of the most suitable areas for aquifer storage and recovery (ASR). Journal of Hydrology, v. 551, p. 577–595, 2017.

AHSAN, N. WARNER, J., The socioeconomic vulnerability index: A pragmatic approach for assessing climate change led risks – A case study in the south-western coastal Bangladesh, International Journal of Disaster Risk Reduction, v.8, p. 32–49, 2014.

ALARCON, G. G.; FANTINI, A. C.; SALVADOR, C. H.; FARLEY, J. Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic forest, Brazil. Journal of Rural Studies, v. 54, p. 177-186, 2017.

ALDRICH, M., et al. Integrating Forest Protection, Management and Restoration at a Landscape Scale, WWF International, Switzerland, 2004.

ALVES-PINTO, H. N.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B.; BARROS, F. S.; SANSEVERO, J. B.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LEMGRUBER, L.; RANGEL, M., C.; SILVA, A. C. Reconciling rural development and ecological restoration: strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land Use Policy*, v. 60, p. 419-426, 2017.

AMAZONAS, N. T.; FORRESTER, D. I.; OLIVEIRA, R. S.; BRANCALION, P. H. Brancalion .Combining Eucalyptus wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability. *Forest Ecology and Management*, 2017.

ANSELIN, L.; GETIS, A. Spatial statistical analysis and geographic information systems. *The Annals of Regional Science*, v. 26, n. 1, p. 19–33, 2010.

ARCO-VERDE, M. F.; AMARO, G. C. Metodologia para análise da viabilidade financeira e valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. DE; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Eds.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, dF. capítulo 30, p. 335-346. 2015.

ARCOVERDE, G., F. B., ALMEIDA, C. M., XIMENES, A. C., E., MAEDA, E. E., ARAÚJO, L. S., Identificação de áreas prioritárias para recuperação florestal com o uso de rede neural de mapas auto-organizáveis, *Bol. Ciênc. Geod.*, sec. Artigos, Curitiba, v. 17, no 3, p.379-400, jul-set, 2011.

ARIANOUTSOU, M.; KOUKOULAS, S.; KAZANIS, D. Evaluating post-fire forest resilience using GIS and multi-criteria analysis: An example from Cape Sounion National Park, Greece. *Environmental Management*, v. 47, n. 3, p. 384–397, 2011.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Steering towards sustainability requires more ecological restoration. *Natureza e Conservação*, v. 11, n. 2, p. 127–137, 2013.

AZEVEDO, D., G., GOMES, R., L., MORAES, M. E. B., Estudos da fragmentação da paisagem na definição de áreas prioritárias para recuperação ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Bruranhém, *Bol. Geogr.*, Maringá, v. 34, n. 2, p. 127-144, 2016.

BARROW, E., TIMMER, D., WHITE, S., MAGINNIS, S., Forest Landscape Restoration: Building Assets for People and Nature - Experience from East Africa. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2002.

BEALE, R.; JACKSON, T. Neural Computing-an introduction. CRC Press, 1990.

BECHARA, F. C., DICKENS, S. J., FARRER, E. C., LARIOS, L., SPOTSWOOD, E. N., MARIOTTE, P., SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches Biodivers. Conserv, v.25, p. 20-21, 2016.

BECK, U. Risk society. Towards a new modernity. Londres: Sage Publications, 1992.

BENE, J.G.; BEALL, H.W.; CÔTÉ, A. trees, food, and people: land management in the tropics. International development Research Centre. 52 p., 1977.

BERNASCONI, P., ABAD, R., MICOL, L., Identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação, Município de Carlinda – MT, Insitituto Centro de Vida, 2008.

BEROYA-EITNER, M. A. Ecological vulnerability indicators. Ecological Indicators, v. 60, p. 329–334, 2016.

BISHOP, C. M. Neural networks for pattern recognition. Journal of the American Statistical Association, v. 92, p. 482, 1995.

BNDES, Iniciativa Mata Atlântica (Accessed: December 2015), 2015.

BOROUSHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. Computers and Geosciences, v. 34, n. 4, p. 399–410, 2008.

BOROUSHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Measuring consensus for collaborative decision-making: A GIS-based approach. Computers, Environment and Urban Systems, v. 34, n. 4, p. 322–332, 2010.

BOVOLENTA, G. A. Os benefícios eventuais previstos na Loas: o que são e como estão. Serv. Soc. Soc., São Paulo, n. 106, p. 365-387, abr./jun. 2011

BRADSHAW, A. D., and CHADWICK, M. J., The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded, University Of California Press, Berkeley Los angeles, 1980.

BRAGA, T. M.; OLIVEIRA, E. L.; GIVISIEZ, G. H. N. Avaliação de metodologias de mensuração de risco e vulnerabilidade social a desastres naturais associados à mudança climática. In: XV Encontro Nacional de Estudos Populacionais. Caxambú-MG, setembro de 2006.

BRANCALION, P. D. S., GAUDARE, U., MANGUEIRA, J., LAMONATO, F., FARAH, F. AND RODRIGUES, R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil Biotropica, n. 48, p. 856–67, 2016.

BRASIL. Lei n 12.651, de 25 de maio 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa..., Brasília, DF, 2012.

BRASIL. Lei n. 8.742, de 7 de dezembro de 1993. Lei Orgânica da Assistência Social (LOAS), Brasília, DF, 2017.

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

BROUWER, R., AKTER, S., BRANDER, L., HAQUE, E., Socioeconomic vulnerability and Adaptation to Environmental Risk: A Case Study of Climate Change and Flooding in Bangladesh, Risk Analysis, Vol. 27, No. 2, 2007.

BROWN, C. J.; WEISS, R.; VERRASTRO, R.; SCHUBERT, S. Development of an Aquifer, Storage and Recovery (ASR) site selection suitability index in support of the Comprehensive Everglades Restoration project. Journal of Environmental Hydrology, v. 13, 2005.

CAMPOS FILHO, E. M. et al. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. Journal of Sustainable Forestry, v. 32, p. 702-727, 2013.

CARDONA, OMAR D. ET AL. The Need for Rethinking the Concepts of Vulnerability and Risk from a Holistic Perspective: a Necessary Review and Criticism for Effective Risk Management. Mapping Vulnerability: Disasters, Development And People, V. 17, P. 37-51, 2004.

CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; LOVETT, A.; O'RIORDAN, T. Multifunctional forest management in Northern Portugal: Moving from scenarios to governance for sustainable development. *Land Use Policy*, v. 27, n. 4, p. 1111-1122, 2010.

CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MADEIRA, L.; PINTO-CORREIA, T. Developing comprehensive indicators for monitoring rural policy impacts on landscape in Alentejo, southern Portugal. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, v. 113, n. 2, p. 87-96, 2013.

CARVALHO-RIBEIRO, S.; CORREIA, T. P.; PARACCHINI, M. L.; SCHÜPBACH, B.; SANG, A. O.; VANDERHEYDEN, V.; SOUTHERN, A.; JONES, P.; CONTRERAS, B.; TIM, O. Assessing the ability of rural agrarian areas to provide cultural ecosystem services (CES): A multi scale social indicator framework (MSIF). *Land Use Policy*, v. 53, p. 8-19, 2016.

CATELANI, C. DE S.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. DOS S.; DIAS, N. W. Determinação de áreas prioritárias para o restabelecimento cobertura florestal , apoiada no uso de geotecnologias Determination of priority areas for the re-establishment of forest cover , based on the use of geotechnologies. 2012.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands *Science*, v. 320 p. 1458–60, 2008.

CHAZDON, R. L., URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* v.48, p. 709–715, 2016.

CHIARELLO, A. G. Conservation value of native forest fragment in region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, v.60, n2, p237-247, 2000.

CHOWDHURY, A.; JHA, M. K.; CHOWDARY, V. M. Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques. *Environmental Earth Sciences*, v. 59, n. 6, p. 1209–1222, 2009.

CLEWELL, A. F. and ARONSON, J., Motivations for the Restoration of Ecosystems. *Conservation Biology*, Vol. 20, No. 2, pp. 420-428, 2006.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in

semi-arid environment using remotely sensed data. *Journal of Hydrology*, v. 548, p. 1–15, 2017.

CORBIN, J. D., HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy *For. Ecol. Manage.*, v.265, p. 37–46, 2012.

COSTA, M., MARGUTI, B., O., (ed.) *Atlas da vulnerabilidade social nos municípios brasileiros*, Brasília : IPEA, 2015a

COSTA, M., MARGUTI, B., O., (ed.) *Atlas da vulnerabilidade social nas Regiões Metropolitanas Brasileiras*, Brasília : IPEA, 2015b

CROUZEILLES, R., FERREIRA, M.S., CHAZDON, R.L., LINDENMAYER, D.B., SANSEVERO, J.B.B., MONTEIRO, L., IRIBARREM A., STRASSBURG, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests *Science Advances*, v. 3, p.11, 2017.

CURY, R. T. S.; CARVALHO JR, O. *Manual para restauração florestal: florestas de transição*. Canarana, MT: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. Série boas práticas, v. 5. 2011

CUTTER, S. L. A ciência da vulnerabilidade: Modelos, métodos e indicadores. *Revista Crítica de Ciências Sociais*, v. 93, p. 59–69, jun. 2011.

CUTTER, S. L., BORUFF, B. J., SHIRLEY, W. L., *Social Vulnerability to Environmental Hazards*, *Social Science Quarterly*, Volume 84, Number 2, June 2003.

CUTTER, S. L., *Vulnerability to environmental hazards*, *Progress in Human Geography*, 20,4 pp. 529-539, 1996.

DA MOTTA, R. S.; ORTIZ, R. A. Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. *Ecological Economics*, v. 147, p. 333-342, 2018.

DALLOZ, M. F.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M.; PAPI, B.; PREVEDELLO, J. A. Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the

Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 3, p. 216-220, 2017.

DAVIS, M. A., and SLOBODKIN, L. B., *The Science and Values of Restoration Ecology*, Restoration Ecology, Vol. 12 No. 1, pp. 1_3, 2004.

DELLASALA, D. A., et al., A Citizen's Call for Ecological Forest restoration: Forest Restoration Principles and Criteria, *Ecological Restoration*, 21:1, 2003.

DENG, X.; LIU, J.; ZHUANG, D.; ZHAN, J.; ZHAO, T. Modeling the relationship of land use change and some geophysical indicators for the interlock area of farming and pasturing in China. *Journal of Geographical Sciences*, v. 12, n. 4, p. 397–404, 2002.

DRACHLER, M. L. et al. Desenvolvimento e validação de um índice de vulnerabilidade social aplicado a políticas públicas do SUS. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 19, n. 9, p. 3849–3858, 2014.

DUDLEY, N., and ALDRICH, M., *Five Years of Implementing Forest Landscape Restoration - Lessons to date*, WWF International Switzerland, 2007.

DUDLEY, N., MANSOURIAN, S., VALLAURI, D., 2005. Forest landscape restoration in context. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, D. (Eds.), *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Springer, New York, pp. 3–7. 2005.

DŽEROSKI, S. Applications of symbolic machine learning to ecological modelling. *Ecological Modelling*, v. 146, n. 1–3, p. 263–273, 2001.

EASTMAN, J. R. *Guide to GIS and Image Processing*. Clark University: Worcester, MA, USA, v. 1, n. May, p. 87–131, 2009.

EBERHART, R. C.; DOBBINS, R. W. *Neural Network PC Tools: A Practical Guide*. Academic press Inc., v. 1, n. 1, p. 1–440, 1990.

ECLAC - Economic Commission for Latin America and the Caribbean Programme Planning and Operations Division. *Manual for Estimating the Socio-Economic Effects of Natural Disasters*. United Nations Economic Commission for Latin America and the Caribbean Santiago, Chile, 1991.

ENEAS, M.; SALEMI, G. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, v. 136, n. 2–3, p. 131–147, 2001.

FABBRO NETO, F.; MARQUES, E. M.; SANTOS, F. S.; MONTAÑO, M. Critérios técnicos e de participação social para a recuperação florestal: quais as diferenças na definição de áreas prioritárias? *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19, n. 4, p. 353–360, 2014.

FERNANDES, E. C., Serrão, E. A. Protótipo e modelos agrossilvipastoris sustentáveis.. In *SIMDAAMAZÔNIA: Seminário internacional sobre meio ambiente, pobreza e desenvolvimento da Amazônia*, Belém, 1992. Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, 1992.

FERRAZ, S. F. DE B.; PAULA, F. R. DE; VETTORAZZI, C. A. Incorporating Sustainability Indicators on Site Selection for Forest Restoration in the Corumbatai River Basin. *Revista Arvore*, v. 33, n. 5, p. 937–947, 2009.

FIGUEROA, F.; CARO-BORRERO, A.; REVOLLO-FERNÁNDEZ, D.; MERINO, L.; ALMEIDA-LEÑERO, L.; PARÉ, L.; ESPINOSA, D.; MAZARI-HIRIART, M. “I like to conserve the forest, but I also like the cash”: Socioeconomic factors influencing the motivation to be engaged in the Mexican Payment for Environmental Services Programme. *Journal of Forest Economics*, v. 22, p.36–51, 2016.

FINCH, C.; EMRICH, C.T. Disaster disparities and differential recovery in New Orleans. *Population and Environment*, 31:179–202, 2010.

FLANAGAN, B. E.; GREGORY, E. W.; HALLISEY, E. J.; HEITGERD, J.L.; LEWIS, B. A Social Vulnerability Index for Disaster Management, *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, Vol. 8: 1, 2011.

FRANCISCO, C. E. D.; COELHO, R. M.; TORRES, R. B.; ADAMI, S. F. Watershed selection for environmental rehabilitation using multicriteria analysis. *Ciencia Florestal*, v. 18, n. 1–2, p. 1–13, 2008.

FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F. DE; JUCKSCH, I.; FERNANDES FILHO, E. I.; SILVA, E.; MEIRA NETO, J. A. Quantificação da erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 26, p. 751-760, 2002.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; MORAES, J. F. L. O uso da análise multicritério para a definição de áreas prioritárias a restauração de Área de Preservação Permanente (APP), no noroeste paulista. XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, p. 3366–3373, 2013.

GAMA-RODRIGUES, A. C. Soil organic matter, nutrient cycling and biological dinitrogen-fixation in agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, v. 81, n. 3, p. 191–193, 2011.

GAMA, M de M. B. Análise Técnica e Econômica de Sistemas Agroflorestais em Machadinho D'oeste, Rondônia. 2003, 112 p. Tese (Pós-graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.

GDOURA, K.; ANANE, M.; JELLALI, S. Geospatial and AHP-multicriteria analyses to locate and rank suitable sites for groundwater recharge with reclaimed water. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 104, p. 19–30, 2015.

GHAYOUMIAN, J.; GHERMEZCHESHME, B.; FEIZNIA, S.; NOROOZI, A. A. Integrating GIS and DSS for identification of suitable areas for artificial recharge, case study Meimeh Basin, Isfahan, Iran. *Environmental Geology*, v. 47, n. 4, p. 493–500, 2005.

GHAYOUMIAN, J.; MOHSENI SARAVI, M.; FEIZNIA, S.; NOURI, B.; MALEKIAN, A. Application of GIS techniques to determine areas most suitable for artificial groundwater recharge in a coastal aquifer in southern Iran. *Journal of Asian Earth Sciences*, v. 30, n. 2, p. 364–374, 2007.

GREINER, R.; GREGG, D. Farmers' intrinsic motivations, barriers to the adoption of conservation practices and effectiveness of policy instruments: Empirical evidence from

HAYKIN, S. *Neural networks and learning machines*. Upper Saddle River, NJ, USA.: Pearson, 2009.

HIGGS, E. S., What is Good Ecological Restoration? *Conservation Biology*, Vol. 11, No. 2), pp. 338-348, 1997.

HOFFMANN, M. R. M. *Sistemas Agroflorestais para Agricultura Familiar: Análise Econômica*. 2013, 133 p. Dissertação (Pós-graduação em Agronegócios) - Universidade de Brasília, Brasília.

HOLL, K. D., AIDE, T. M. When and where to actively restore eco-systems? For. Ecol. Manage, v.261, p. 1558–63, 2011.

HOLZ, S., PLACCI, G. Forest Restoration in Landscapes Beyond Planting Trees ed S Mansourian, D Vallauri and N Dudley (New York, USA: Springer) Stimulating natural regeneration V.250, n.6, 2005.

HORNEY, J.; SIMON, M.C.; RICCHETTI.K.; BERKE, P. Resident perception of disaster recovery planning priorities", International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment, Vol. 7, pp.330-343, 2016.

HOWLEY, P.; Buckley, C.; O'Donoghue, C.; Ryan, M. Explaining the economic 'irrationality' of farmers' land use behaviour: The role of productivist attitudes and non-pecuniary benefits. Ecological Economics, v. 109, p. 186-193, 2015.

HUMAN DEVELOPMENT REPORT, Technical Notes. Calculating the human development indices, 2016.

IDB. Forest Vocation Lands and Forest Policy: When Simpler is Better. I.-A. D. Bank, 2005.

IIS – Instituto Internacional para Sustentabilidade. Análise preliminar de viabilidade econômica de modelos de restauração florestal como alternativa de renda para proprietários rurais na Mata Atlântica. 2013, 84 p. Relatório interno.

IPCC. Climate change 2001 : Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Cambridge University Press, p. 1–94, 2001.

JORDAN III, W. R. GILPIN, M. E. and ABER, J. D., (edit.) Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research, Cambridge University Press, Cambridge, England, UK: 342 pp, 1987.

JORDAN III, W. R., Restoration as a Technique for Identifying and Characterizing Human Influences on Ecosystems, in M. J. McDonnell and S. T. A. Pickett, editors. Humans as components of ecosystems: the ecology of subtle human effects and populated areas. Springer-Verlag, New York p271-279, 1993.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, v. 76, n. 1, p. 1-10, 2009.

JOTHIPRAKASH, V.; MARIMUTHU, G.; MURALIDHARAN, R.; SENTHILKUMAR, N. Delineation of potential zones for artificial recharge using GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 31, n. 1, p. 37–48, 2003.

JOTHIPRAKASH, V.; MARIMUTHU, G.; MURALIDHARAN, R.; SENTHILKUMAR, N. Delineation of potential zones for artificial recharge using GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 31, n. 1, p. 37–48, 2003.

KALANTARI, N.; RANGZAN, K.; THIGALE, S. S.; RAHIMI, M. H. Site selection and cost-benefit analysis for artificial recharge in the Baghmalek plain, Khuzestan Province, southwest Iran. *Hydrogeology Journal*, v. 18, n. 3, p. 761–773, 2010.

KANG, H.; XUXIANG, L.; JING, Z. GIS analysis of changes in ecological vulnerability using a SPCA model in the Loess plateau of Northern Shaanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, n. 4, p. 4292–4305, 2015.

KANGAS, J.; LESKINEN, P. Modelling ecological expertise for forest planning calculations—rationale, examples, and pitfalls. *Journal of Environmental Management*, v. 76, n. 2, p. 125–133, 2005.

KANGAS, J.; STORE, R.; LESKINEN, P.; MEHTATALO, L. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision support tools. *Forest Ecology and Management*, v. 132, p. 157–171, 2000.

KHALAF, A.; DONOGHUE, D. Estimating recharge distribution using remote sensing: A case study from the West Bank. *Journal of Hydrology*, v. 414–415, p. 354–363, 2012.

LAARHOVEN, P. J. M. VAN; PEDRYCS, W. A Fuzzy Extension of Saaty's Priority Theory. v. 11, p. 229–241, 1983.

LAMB, D., ERSKINE, P. D., PARROTTA, J. A., Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes, *Science*, 310, 1628, 2006.

LAMB, D., GILMOUR, D., Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. x +110 pp, 2003.

LEBRIJA-TREJOS, E. Tropical Dry Forest Recovery: processes and causes of change. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2009.

LEE, S., RYU, J. H., WON, J. S., & PARK, H. J. Determination and application of the weights for landslide susceptibility mapping using an artificial neural network. *Engineering Geology*, v. 71, n. 3-4, p. 289-302, 2004.

LEITE, T. V. P. Sistemas Agroflorestais na restauração de espaços protegidos por lei (APP e Reserva Legal): estudo de caso do sítio Geranium, dF. Universidade de Brasília (tese de doutorado), p. 117, 2014.

LI, A.; WANG, A.; LIANG, S.; ZHOU, W. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS - A case study in the upper reaches of Minjiang River, China. *Ecological Modelling*, v. 192, n. 1-2, p. 175-187, 2006.

LI, L.; SHI, Z. H.; YIN, W.; ZHU, D.; NG, S. L.; CAI, C. F.; LEI, A. L. A fuzzy analytic hierarchy process (FAHP) approach to eco-environmental vulnerability assessment for the danjiangkou reservoir area, China. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 23, p. 3439-3447, 2009.

LINDBORGA, R., BENGTSSON, J., BERG, A., COUSINS, S. A. O., ERIKSSON, O., GUSTAFSSON, T., HASUND, K.P., LISETTE LENOIR, L., PIHLGREN, A., SJÖDIN, E., STENSEKE, M. A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 125, n. 1-4, p. 213-222, 2008.

LINDOSO, D., DEBORTOLI, N., PARENTE, I., EIRÓ, F., ROCHA, J. D., RODRIGUES FILHO, S. E BURSZTYN, M., Vulnerabilidade socioeconômica da agricultura familiar brasileira às mudanças climáticas: o desafio da avaliação de realidades complexas, Brasília, IPEA, boletim regional, urbano e ambiental, N. 4, 2009.

LIRA, D. F. S.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; MARANGON, G. P.; SILVA, E. A. Comparação entre custos de implantação de dois modelos de restauração florestal em Pernambuco. *Scientia Plena*, v. 9, n. 44, p. 1-5, 2012.

MACEDO, R. L. G. Princípios básicos para o manejo sustentável de sistemas agroflorestais. Lavras: UFLA /FAEPE, 2000.

MAGINNIS, S. LAESTADIUS, L. VERDONE, M. DEWITT, S. SAINT-LAURENT, C. MCCracken, J. R. SHAW, D. M. P. Guia sobre a Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM): Avaliação de oportunidades de restauração de paisagens florestais em nível subnacional ou nacional. Documento de trabalho (Edição-teste). IUCN e WRI. Gland, Suíça, 2014.

MANSOURIAN, S., VALLAURI, D., DUDLEY, N., eds. (in cooperation with WWF International). Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees, Springer, New York, 2005.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F. R.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L.; SILVA, A. E. S. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. CEDAGRO. Vitória, ES, 2014.

MCTI. Modelagem setorial de opções de baixo carbono para agricultura, florestas e outros usos do solo (AFOLU). Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017.

METZGER, J. P.; ESLER, K.; KRUG, C.; ARIAS, M.; TAMBOSI, L.; CROUZEILLES, R.; ACOSTA, A. L.; BRANCALION, P. H. S.; D'ALBERTAS, F.; DUARTE, G. T.; GARCIA, L. C.; GRYTNES, J.-A.; HAGEN, D.; JARDIM, A. V. F.; KAMIYAMA, C.; LATAWIEC, A. E.; RODRIGUES, R. R.; RUGGIERO, P. G. C.; SPAROVEK, G.; STRASSBURG, B.; SARAIVA, A. M. ; . JOLY, C. Best practice for the use of scenarios for restoration planning. Current Opinion in Environmental Sustainability, v. 29, p. 14-25, 2017.

MICCOLIS, A. [Eds.] Restauração Ecológica com Sistemas Agro florestais: como conciliar conservação com produção. Opções para Cerrado e Caatinga, Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza – ISPN/Centro Internacional de Pesquisa Agro florestal – ICRAF, 2016.

MIKHAILOV, L.; TSVETINOV, P. Evaluation of services using a fuzzy analytic hierarchy process. Applied Soft Computing Journal, v. 5, n. 1, p. 23–33, 2004.

MILLER, R. P. Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas agroflorestais in Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação. Editor técnico: PORRO, Roberto. 2009.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. O Bioma Cerrado. disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 19 de março 2018.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. O Bioma Cerrado. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 03 mar. 2018.

MUNDA, G.; NIJKAMP, P.; RIETVELD, P. Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics*, v. 10, n. 2, p. 97–112, 1994.

NAIR, P. K. R. Agroforestry Systems and Environmental Quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, v. 40, n. 3, p. 784-90, 2011.

NEWTON, A.C. and TEJEDOR, N. (Eds.) Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America. Gland, Switzerland: IUCN. xxvi + 383 pp. 2011

NIGG, J.M. Disaster recovery as a social process. University of Delaware Disaster Research Center, 1995.

NOSSACK, F.A.; ZIMBACK, C.R.L.; SILVA, R.F.B.; SARTORI, A.A.C. Application of multicriteria analysis to define priority areas for forest recovery, *Irriga, Botucatu*, v. 19, n. 4, p. 612-625, outubro-dezembro, 2014.

NUNES, F. S. M., SOARES-FILHO, B. S., RAJÃO, R., MERRY, F. Enabling large-scale forest restoration in Minas Gerais state, Brazil. *Environmental Research Letters*, 2017.

O'RIORDAN, T. and JORDAN, A., Precautionary Principle, in *Contemporary Environmental Politics*. *Environmental Values* 4, no. 3, 1995.

OLIVEIRA, M. A guide can help assessing forest landscape restoration opportunities at the national or subnational level. WRI Brasil. Disponível em: <<http://wribrasil.org.br/en/node/41041>>. Acesso em: 30 ago. 2017.

ORSI, F.; GENELETTI, D. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*, v. 94, n. 1, p. 20–30, 2010.

ORSI, F.; GENELETTI, D.; NEWTON, A. C. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 2, p. 337–347, 2011.

OSTROM, E. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the national Academy of sciences*, v. 104, n. 39, p. 15181-15187, 2007.

OSTROM, E. *Understanding institutional diversity*, Princeton University Press. 2005.

PACHECO, R.; RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B.; HOFF, R. VAN DER. Regularização do passivo de reserva legal: percepção dos produtores rurais no Pará e Mato Grosso. *Ambiente & Sociedade*, v. XX, n. 2, p. 185–206, 2017.

PARK, Y. S.; CHON, T. S.; KWAK, I. S.; LEK, S. Hierarchical community classification and assessment of aquatic ecosystems using artificial neural networks. *Science of the Total Environment*, v. 327, n. 1–3, p. 105–122, 2004.

PEDREIRA, B., DA C. C. G, FIDALGO, E. C. C., UZEDA, M., C., COSTA, M. D. A., Áreas prioritárias para recuperação na região da bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, RJ /— Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011.

PENEIREIRO, F. M. *Sistemas Agroflorestais dirigidos pela Sucessão Natural: um Estudo de Caso*. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (dissertação de Mestrado), p. 138, 1999.

PEREIRA, L., OLIVEIRA, C. AND TOREZAN, J. M. D. Woody species regeneration in Atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape *Nat. Conservacao*, v. 11, p.138–44, 2013.

PINHEIRO, J. A. C. ANÁLISE DA PAISAGEM E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM UMA MICROBACIA DA ZONA DA MATA MINEIRA. 2015.

PINTO-CORREIA, T.; GUIOMAR, N.; GUERRA, C. A.; CARVALHO-RIBEIRO, S. Assessing the ability of rural areas to fulfil multiple societal demands. *Land Use Policy*, v. 53, p. 86-96, 2016.

PIRES, A. P.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

POPPENBORG, P.; KOELLNER, T. Do attitudes toward ecosystem services determine agricultural land use practices? An analysis of farmers' decision-making in a South Korean watershed. *Land Use Policy*, v. 31, p. 422-429, 2013.

PORRO, R.; MICCOLIS, A. (Eds.). Políticas Públicas para o desenvolvimento Agroflorestal no Brasil. World Agroforestry Centre – ICRAF, Belém, PA. 80 p., 2011.

RAHMAN, M. A.; RUSTEBERG, B.; GOGU, R. C.; LOBO FERREIRA, J. P.; SAUTER, M. A new spatial multi-criteria decision support tool for site selection for implementation of managed aquifer recharge. *Journal of Environmental Management*, v. 99, p. 61–75, 2012.

RAHMAN, M. A.; RUSTEBERG, B.; UDDIN, M. S.; LUTZ, A.; SAADA, M. A.; SAUTER, M. An integrated study of spatial multicriteria analysis and mathematical modelling for managed aquifer recharge site suitability mapping and site ranking at Northern Gaza coastal aquifer. *Journal of Environmental Management*, v. 124, p. 25–39, 2013.

RAHMAN, M. R.; SHI, Z. H.; CHONGFA, C. Assessing regional environmental quality by integrated use of remote sensing, GIS, and spatial multi-criteria evaluation for prioritization of environmental restoration. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 11, p. 6993–7009, 2014.

RAO, V. & WALTON, M. [eds.] *Culture and public action*. Stanford, US: World Bank, Stanford University Press. 2004.

RICHARDS, R. C.; KENNEDY, C. J.; LOVEJOY, T. E.; BRANCALION, P. H. Considering farmer land use decisions in efforts to 'scale up' payments for watershed services. *Ecosystem services*, v. 23, p. 238-247, 2017.

RODRIGUES, L. Reflorestamento da bacia do Rio Doce custará R\$ 1,1 bilhão. Agência Brasil. Disponível em: < <http://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2017-05/reflorestamento-da-bacia-do-rio-doce-custara-r-11-bilhao>>. Acesso em: 30 ago. 2017.

RODRIGUES, R. R., LIMA, R. A. F. GANDOLFI, S., NAVE, A. G., On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest, *Biological Conservation*, 142, 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

ROOT-BERNSTEIN, M.; GALETTI, M.; LADLE, R. J. Rewilding South America: ten key questions. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 4, p. 271-281, 2017.

SÁ, M. "Potencial de usos das espécies que compõem cercas vivas na comunidade rural de Pitanga, no município de Abreu e Lima, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.

SALGADO, H., BAILEY, J., TILLER, R., DE KOK, J. and RICHARDS, R., General modelo f socio-economic vulnerability, Ocean Certain, FP7-ENV-2013.6.1-1, Project number 603773, 2014.

SANTIAGO, T. M. O.; CAVIGLIA-HARRIS, J.; PEREIRA DE REZENDE, J. L. Carrots, Sticks and the Brazilian Forest Code: the promising response of small landowners in the Amazon. *Journal of Forest Economics*, v. 30, p. 38–51, 2018.

SANTOS, R. F. Planejamento ambiental. São Paulo: Oficina de Texto, p. 184, 2004.

SARTORI, A. A. D. C. E. A. Recursos Hídricos Por Meio Da Combinação Linear Ponderada. *Revista Floresta*, v. 42, p. 201–212, 2012.

SCHMIDT, C. A.; MCDERMOTT, C. L. Deforestation in the Brazilian Amazon: Local Explanations for Forestry Law Compliance. *Social & Legal Studies*, v. 24, n. 1, p. 3–24, 2015.

SCHROTH, G.; HARVEY, C. A.; VINCENT, G. Complex Agroforests: Their Structure, Diversity, and Potential Role in Landscape Conservation. In: SCHROTH, G.; FONSECA, G; HARVEY, C. et al. (Eds.). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington: Island Press, p. 227-260, 2004.

SCHULZ, J. J.; SCHRÖDER, B. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. v. 8, n. January, 2017.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro. CAR - Cadastro Ambiental Rural: Boletim Informativo. Dados até 16 de fevereiro de 2018. Serviço Florestal Brasileiro - Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 37 p, 2018. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/car/boletim-do-car/3294-boletim-informativo-janeiro-de-2018/file>. Acesso em: 19 Março 2018.

SHONO, K., CADAWENG, E. A., DURST, P. B. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands Restor. Ecol, v.15, p.620–6, 2007.

SILVA, R. A.; LAPOLA, D. M.; PATRICIO, G. B.; TEIXEIRA, M. C.; PINHO, P.; PRIESS, J. A. Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America?. Ecosystem Services, v. 22, p. 128-138, 2016.

SILVA, R. F. B.; RODRIGUES, M. D. A.; VIEIRA, S. A.; BATISTELLA, M.; FARINACI, J. Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 15, n. 2, p. 74-81, 2017.

SILVA; R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. Environmental Science & Policy, v. 74, p. 14-22, 2016.

SILVANO, R. A.; UDVARDY, S.; CERONI, M.; FARLEY, J. An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic Forest watershed based on surveys of stream health and local farmers' perceptions: implications for management. Ecological Economics, v. 53, n. 3, p. 369-385, 2005.

SIQUEIRA, F. F.; CALASANS, L. V.; FURTADO, R. Q.; CARNEIRO, V. M. C.; VAN DEN BERG, E. How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 250, p. 12-19, 2017.

SMITH, E. F., KEYS, N., LIESKE, S. N., SMITH, T. F., Assessing Socio-Economic Vulnerability to Climate Change Impacts and Environmental Hazards in New South Wales and Queensland, Australia, Geographical Research, 53(4):451–465, 2015.

SOARES-FILHO, B. S.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344 (80):363–364, 2014.

SOLLBERG, I.; SCHIAVETTI, A.; MORAES, M. E. B. Manejo Agrícola no Refúgio de vida Silvestre de Una: Agroflorestas como uma perspectiva de conservação. *Revista Árvore*, v. 38, n. 2, p. 241–250, 2014.

SONG, G.; CHEN, Y.; TIAN, M.; LV, S.; ZHANG, S.; LIU, S. The ecological vulnerability evaluation in southwestern mountain region of China based on GIS and AHP method. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, n. 5, p. 465–475, 2010.

STANTURF, J. A., PALIK, B. J., DUMROESE R. K., Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331, 292–323, 2014.

STEENBOCK, W.; SILVA, R. O.; FROUFE, L. C. M.; SEOANE, C. E. S. Agroflorestas e sistemas agroflorestais no espaço e no tempo. In: STEENBOCK, W.; COSTA E SILVA, L.; SILVA, R. O.; RODRIGUES, A. S.; PEREZ-CASSARINO, J.; FONINI, R. *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. Curitiba, Kairós, p. 39 – 60, 2013a.

STOMS, D. M.; CHOMITZ, K. M.; DAVIS, F. W. TAMARIN: a landscape framework for evaluating economic incentives for rainforest restoration. *Landscape and Urban Planning*, v. 68, n. 1, p. 95-108, 2004.

THANH, L. N.; SMEDT, F. DE. Application of an analytical hierarchical process approach for landslide susceptibility mapping in A Luoi district, Thua Thien Hue Province, Vietnam. *Environmental Earth Sciences*, v. 66, n. 7, p. 1739–1752, 2012.

THOMPSON, A. W.; REIMER, A.; PROKOPY, L. S. Farmers' views of the environment: the influence of competing attitude frames on landscape conservation efforts. *Agriculture and Human Values*, v. 32, n. 3, p. 385-399, 2014.

TOBIN, G. A., Sustainability and community resilience: the holy grail of hazards planning? *Environmental Hazards*, 1, 13-25, 1999.

TREVISAN, A. C. D.; SCHMITT-FILHO, A. L.; FARLEY, J.; FANTINI, A. C.; LONGO, C. Farmer perceptions, policy and reforestation in Santa Catarina, Brazil. *Ecological Economics*, v. 130, p. 53–63, 2016.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; TABALDI, L. A.; GRIEBELER, A. M.; RORATO, D. G.; AIMI, S. C.; BERGHETTI, A., L. P.; GOMES, D. R. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries?. *Forest Ecology and Management*, v. 375, p. 96–104, 2016.

TURNER, B. L. et al. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 100, n. 14, p. 8074–9, 2003.

URIBE, D.; GENELETTI, D.; CASTILLO, R. F.; ORSI, F. Integrating Stakeholder Preferences and GIS-Based Multicriteria Analysis to Identify Forest Landscape Restoration Priorities. p. 935–951, 2014.

URIBE, D.; GENELETTI, D.; CASTILLO, R. F.; ORSI, F. Integrating Stakeholder Preferences and GIS-Based Multicriteria Analysis to Identify Forest Landscape Restoration Priorities. p. 935–951, 2014.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. DE S.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria Decision Analysis for Prioritizing Areas for Forest Restoration. *Cerne*, v. 23, n. 1, p. 53–60, 2017.

VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 6, p. 1408–1417, 2008.

VALLAURI, D.; ARONSON, J.; DUDLEY, N. An attempt to develop a framework for restoration planning. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, p. 65–70, 2005.

VERGARA, W.; GALLARDO LOMELI, L.; RIOS, A. R.; ISBELL, P.; PRAGER, S.; DE CAMINO, R. *The Economic Case for Landscape Restoration in Latin America*. 2016.

- VESPA, N. I.; ZURITA, G.; BELLOCQ, M. I. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina. *Forest ecology and management*, v. 328, p. 310-318, 2014.
- VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, v. 94, p. 255–267, 2016.
- VIANI, R. A. G.; VIDAS, N. B.; PARDI, M. M.; CASTRO, D. C. V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P. H. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. *Natureza & Conservação*, v. 13, n. 1, p. 41-46, 2015.
- WANG, S.-Y.; LIU, J.-S.; YANG, C.-J. Eco-Environmental Vulnerability Evaluation in the Yellow River Basin, China. *Pedosphere*, v. 18, n. 2, p. 171–182, 2008.
- WEIHER, E. On the Status of Restoration Science: Obstacles and Opportunities, *Restoration Ecology*, Vol. 15, No. 2, pp. 340-343, 2007.
- YING, X.; ZENG, G. M.; CHEN, G. Q.; TANG, L.; WANG, K. L.; HUANG, D. Y. Combining AHP with GIS in synthetic evaluation of eco-environment quality-A case study of Hunan Province, China. *Ecological Modelling*, v. 209, n. 2–4, p. 97–109, 2007.
- YOUNG, A. *Agroforestry for soil conservation*. Wallingford: CAB International, p. 275, 1991.
- ZADEH, L. A. Information and control. *Fuzzy Sets*, v. 8, n. 3, p. 338-353, 1965.
- ZOU, T.; YOSHINO, K. Environmental vulnerability evaluation using a spatial principal components approach in the Daxing'anling region, China. *Ecological Indicators*, v. 78, p. 405–415, 2017.
- ZUFFO, A. C. Seleção e aplicação de métodos multicriteriais ao planejamento ambiental de recursos hídricos. 1998. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.
- ZUFFO, A. C., REIS, L. F. R., SANTOS, R. F., CHAUDHRY, F. H. Aplicação de métodos multicritérios ao planejamento dos recursos hídricos. *Rev. Bras. Rec. Hídricos*, v. 7, n. 1, p. 81-102, 2002.

ZURITA, G. A.; REY, N.; VARELA, D. M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M. I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, v. 235, n. 1-3, p. 164-173, 2006.

ZWIENER, V. P.; CARDOSO, F. C.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M. C. Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. *Basic and applied ecology*, v. 15, n. 1, p. 34-41, 2014.