

Hanna Ramella Schuler

**EVIDÊNCIAS CIENTÍFICAS DO DESENVOLVIMENTO DE  
SISTEMAS AGROFLORESTAIS AGROECOLÓGICOS NO  
BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de  
Pós Graduação em Agroecossistemas  
da Universidade Federal de Santa  
Catarina para a obtenção do Grau de  
Mestre em Agroecossistemas.  
Orientador: Prof. Dr. Ilyas Siddique  
Coorientador: Prof. Dr. Fernando Joner

Florianópolis  
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Schuler, Hanna Ramella

Evidências científicas do desenvolvimento de sistemas agroflorestais agroecológicos no Brasil / Hanna Ramella Schuler ; orientador, Ilyas Siddique, coorientador, Fernando Joner, 2018.

133 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2018.

Inclui referências.

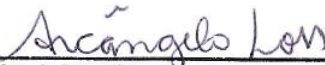
1. Agroecossistemas. 2. Agroflorestas. 3. Revisão Sistemática. 4. Conhecimento Científico. 5. Agroecologia. I. Siddique, Ilyas. II. Joner, Fernando. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. IV. Título.

# “Evidências Científicas do Desenvolvimento de Sistemas Agroflorestais Agroecológicos no Brasil”

*Por*


**HANNA RAMELLA SCHULER**

Dissertação julgada adequada, em 21/02/2018, e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e Membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas, Área de Concentração Abordagens agroecossistêmicas de processos produtivos, no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias/UFSC.

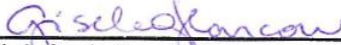


Prof. Dr. Arcangelo Loss (Coordenador do Programa)

Banca Examinadora:



Ilyas Siddique (Presidente /Orientador)



Gisele Garcia Alarcon (Titular/Fundação CERTI)

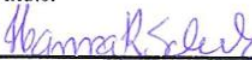


Maurício Sedrez dos Reis (Titular Externo/RGV/UFSC)



Alfredo Celso Fantini (Titular Externo/PGA/UFSC)

Candidata ao título:



HANNA RAMELLA SCHULER

Florianópolis, 21 de fevereiro de 2018



Dedico este trabalho ao meu pai, meu grande exemplo de conexão com a terra, as árvores, os morros... Dizem que a fruta não cai muito longe do pé. Assim espero!



## AGRADECIMENTOS

*“Eu agradeço ao povo brasileiro.  
Norte, centro, sul inteiro.  
Onde reinou o baião.”  
(Onildo Almeida)*

Entre os muitos queridos que merecem minha gratidão, primeiramente gostaria de agradecer àqueles que colaboraram diretamente com este trabalho, que como coautores da pesquisa me auxiliaram ao longo do processo, tornando os resultados possíveis e mais completos:

Ao Professor Ilyas Siddique, por trazer o mais completo significado da palavra orientador. Gostaria de expressar minha profunda admiração pela pessoa e pesquisador que és, pela sua incrível capacidade de se desdobrar em mil tarefas e dar atenção a todas elas. Muito grata por ter me apoiado durante todas as etapas desse processo. Pelas tantas revisões, debates, decisões, opiniões e longas reuniões que me permitiram gerar os resumos e pôsteres de congresso, capítulo de livro, oficinas, apresentações e, finalmente, esta dissertação. Foi um prazer e grande sorte tê-lo como orientador.

Agradeço ao coorientador Professor Fernando Joner, que em tantos momentos de quase surto me proporcionou a recomendação sábia e norteadora de que eu mais precisava. Pelas ótimas dicas na escrita de um bom português, pelas opiniões decisivas para a definição da metodologia e do processo de revisão dos artigos e pela revisão desta dissertação, muito obrigada!

Ao grande parceiro Vicente Parra, que me acompanhou lado a lado em todas as etapas dessa pesquisa, sempre trazendo positividade andina a todos momentos. Obrigada pelas contribuições na definição da metodologia, na escrita conjunta de artigos e na condução de atividades em tantas boas viagens.

Agradeço aos parceiros mais próximos da Rede SAFAS pelas viagens repletas de aprendizados, pela paciência, pelas muitas revisões, reuniões e ajudas em momentos críticos de decisão. Minha profunda admiração pelo trabalho de vocês e a paixão inspiradora com que o exercem. Meus especiais agradecimentos à:

Grazianne Ramos, pela ajuda estrutural principalmente no início do mestrado. Muito grata pelas úteis revisões e *feedbacks* no projeto de dissertação, e no resumo e pôster para congresso.

Karine dos Santos, por toda ajuda nos processos de triagem de milhares de artigos no Google Acadêmico e bibliotecas de dissertações, nas decisões sobre a metodologia, nas várias revisões e contribuições diretas ao manuscrito. Obrigada pela paciência e compreensão!

Alexandre Siminski, pela ajuda principalmente durante a árdua definição da metodologia, sempre oferecendo excelentes considerações e opiniões que fizeram dessa revisão mais sistemática e exequível. Agradeço a ajuda nos debates relacionados à legislação e a inspiração para a escrita do manuscrito.

Natal Magnanti, pela ajuda em decisões relacionadas à definição da metodologia e pelos muitos aprendizados passados em reuniões, eventos e viagens.

Alana Casagrande, pelo companheirismo em viagens e eventos e o auxílio para que eu compreendesse as milhares de novas informações, principalmente no início do mestrado.

Caru Dionísio, por sistematizar e ilustrar lindamente nossos produtos, e pelas revisões e ajudas na escrita do capítulo do livro da Rede SAFAs.

Ademais, agradeço imensamente àqueles que tornaram essa pesquisa possível pela colaboração direta na alegria e saúde mental diária:

Aos especiais colegas de mestrado que entre cervejas, lamúrias, sinucas, debates acadêmicos e papos furados regados à xantina, fizeram do mestrado um processo mais prazeroso. Muito muito muito obrigada principalmente à Ana Laura, Adevan, Luã, Diego, Vicente, Priscila, Thais e quantos outros.

Ao Pedro, que através do amor e parceria da mais alta qualidade, fez do processo árduo, agradável. Obrigada pelas revisões, por assistir ensaios de apresentação, por me acalmar em tantos momentos de nervosismo acadêmico e pelas indispensáveis ajudas no QGIS. Foi maravilhoso poder contar com o apoio da família Mallmann.

Mãe, obrigada, obrigada, obrigada!!! Por todas formas de amor na mais farta abundância. Carlos e Rafa (e tareco), sem a ótima companhia e apoio de vocês não ia dar! Quantos dias inteiros em frente ao computador que não deu nem pra reclamar estando no maravilhoso Asa Delta Jurerê Hostel. MUITÍSSIMO obrigada!

Às grandes parceiras do Cerrado e da Pimenta, Jessyca e Catherine, meus mais calorosos e musicais agradecimentos. Haja tropicalidade!



Lelé, Ju, Mari, como pude ter tanta sorte de encontrar uma laje cheia de mestres, todos remando, aprendendo, reclamando, rindo e se apoiando diariamente. Gratidão eterna por tê-los na minha vida.

Aos meus queridos amigos Khabir, Ripa (e suas sextas), Val, Nick, vocês foram peças chave para a manutenção da alegria durante esse processo. Obrigada pelo carinho, boas risadas e palavras de conforto.

À todos os colegas das aulas de inglês que foram parte significativa da minha rotina durante esses dois anos. Vocês me proporcionaram um rico aprendizado da língua inglesa e o suporte financeiro quando eu mais precisava! Special thanks to Miguel, Karol, Ana Beatriz, Marinice, Matheus e Adevan.

Por fim, eu agradeço a oportunidade que o Programa de Pós Graduação em Agroecossistemas me proporcionou de navegar pelas ciências agrárias e por conhecimentos para além do âmbito acadêmico, me permitindo imaginar e tentar contribuir para um mundo mais agroecológico. À Fabiana pela paciência e prestatividade na secretaria do PGA. À CAPES por ceder a bolsa de estudos. E ao melhor Restaurante Universitário do mundo pela comida da mais alta qualidade.



## RESUMO

A crescente população mundial e as diversas consequências negativas do atual modelo industrial de agricultura requerem uma maior promoção de sistemas que permitam aliar a produção agrícola com a manutenção das funções ecossistêmicas que garantem o bem-estar humano. Através do consórcio de espécies florestais com cultivos agrícolas e o uso de práticas de manejo mais sustentáveis, sistemas agroflorestais agroecológicos (SAFAs) vêm sendo apontados como uma alternativa para a promoção do desenvolvimento rural sustentável, a recomposição de áreas degradadas e a geração de múltiplos serviços ecossistêmicos. Considerando o potencial do Brasil como país tropical, agrícola e de matriz florestal, SAFAs são ainda muito pouco adotados. Para compreender as principais razões que limitam uma mais ampla adoção desses sistemas, bem como quais funções e benefícios estes são capazes de prover à sociedade, um modelo conceitual e um protocolo sistemático para a revisão de evidências científicas foi estabelecido. O presente trabalho teve como objetivo investigar o conhecimento publicado na forma de artigos científicos sobre SAFAs no Brasil, de modo a caracterizar as principais tendências e lacunas na pesquisa científica e as decorrentes implicações às futuras pesquisas. A revisão de 140 artigos científicos triados da base de dados *Web of Science* possibilitou perceber que os fatores que limitam a mais ampla adoção de SAFAs no Brasil não são satisfatoriamente evidenciados, havendo um número muito maior de investigações sobre aspectos biofísicos, principalmente relacionados aos efeitos positivos destes sistemas sobre a qualidade do solo e à provisão de habitat para diferentes espécies. Estes e outros serviços ecossistêmicos de regulação foram mais estudados do que serviços de provisão e culturais, com este último representando uma quase total lacuna. Os resultados também demonstraram disparidades na distribuição espacial das evidências científicas. Enquanto praticamente metade dos estudos foram realizados no bioma Mata Atlântica, principalmente na região cacauceira do Sul da Bahia, os biomas Cerrado, Pampa e Pantanal tiveram um número muito reduzido ou mesmo nulo de estudos. As tendências e lacunas aqui identificadas sugerem que muitos resultados científicos não estão sendo publicados no formato de artigos indexados em base de dados internacional, se mantendo em formatos como dissertações e teses, o que pode dificultar a potencial utilização das informações por tomadores de decisão ou público amplo. Novas pesquisas primárias devem priorizar o preenchimento de lacunas em temas de alta relevância para a sociedade, como os efeitos de SAFAs

sobre a provisão e regulação da água, controle de enchentes e erosão. Por fim, mais pesquisas secundárias como a presente revisão ou meta-análises devem ser encorajadas para que processos de tomada de decisão como a regulamentação de legislações possam ser baseados em conhecimentos científicos robustos e integrados.

**Palavras-chave:** Agroecologia. Agrofloresta. Mapeamento sistemático. Revisão sistemática. Serviços ecossistêmicos.

## ABSTRACT

The growing world population and the negative consequences of the industrial agricultural model require a broader implementation of systems that are able to align agricultural production and maintenance of the ecosystem functions that sustain human well-being. Through the combination of trees with other crops and the application of sustainable management practices, agroecological agroforestry (AAF) has been being considered as a good alternative to promote sustainable rural development, restoration of degraded areas and generation and maintenance of multiple ecosystem services. Brazil, as a tropical, agrarian and primarily forested country, has a great potential to increase the implementation of AAF, which are currently underexploited. In order to understand the factors that constrain a wider adoption of these systems, as well as the main functions and benefits they provide to society, a conceptual framework and a systematic protocol was established for the review of scientific evidence. The present systematic review has the objective to investigate the knowledge about AAF in Brazil published in the form of scientific articles, aiming to characterize the main trends and gaps in the scientific research and its implications for future research. Through the review of 140 scientific articles from the Web of Science database it was possible to perceive that the constraints for a broader implementation of AAF in Brazil are not satisfactorily demonstrated in this type of source. Most studies focus on biophysical aspects, specially related to the effects of AAF on soil quality and habitat provision. These and other regulating services were much more studied than provisioning or cultural services, with the last one representing a major gap. The results also demonstrate an imbalance regarding the spatial distribution of the evidence. While almost half of the studies were performed within the Atlantic Forest biome, especially in the cacao growing region of the Southern part of the state of Bahia, the Cerrado, Pampa and Pantanal biomes had little or no studies performed in them. The trends and gaps here identified suggest that many scientific results are not being published in the form of scientific articles indexed in the international database. Many studies are only available in the form of dissertations and thesis, which might hinder the possibility of decision makers or other stakeholders to use the information. New primary studies should prioritize the fulfillment of gaps that have a critical importance to society, such as the effects of AAF on the provision and regulation of water, regulation of floods and erosion control. Ultimately, more secondary research like this one and

meta-analysis should be encouraged in order to provide integrated and strong scientific evidence that can support decision-making processes, such as the regulation of national legislations.

**Keywords:** Agroecology. Agroforest. Ecosystem Services. Systematic Mapping. Systematic Review.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - As três principais dimensões que integram o conceito de agroecologia. ....	30
Figura 2 - Passos básicos para uma revisão sistemática. ....	43
Figura 3 - Modelo conceitual <i>a priori</i> de relações hipotéticas dos limitantes e impulsores de SAFAs que afetam suas condições (seta 1) e as suas funções providas à sociedade (seta 2), que retroalimentam para modificar limitantes e impulsores (seta 3). Teoricamente, estas relações entre os três grandes elementos do desenvolvimento agroflorestal (Limitantes/Impulsores, Condições e Benefícios) podem ser invertidas (setas bidirecionais 1-3). Também é possível que um limitante ou impulsor diretamente afete outro (seta 4), uma condição afete outra (seta 5), e um benefício à sociedade afete outro (seta 6). Significado de cada termo do modelo no apêndice A. ....	45
Figura 4 - Estratégia utilizada na base de dados <i>Web of Science</i> para a busca de artigos científicos. ....	48
Figura 5 - Quantidade de artigos científicos com estudos conduzidos em cada unidade federativa brasileira. ....	56
Figura 6 - a) porcentagem de artigos que realizaram estudos observacionais, experimentais ou modelagem (esquerda). b) porcentagem de artigos que investigaram cada tipo de sistema agroflorestal (direita). ....	57
Figura 7 - Modelo conceitual <i>a posteriori</i> com setas representando os efeitos mais frequentemente evidenciados (mais de cinco evidências) pelos artigos científicos. As setas de menor espessura possuem 5 evidências associadas, aumentando progressivamente a espessura com o número de evidências. A seta de maior espessura possui 62 evidências associadas. Seta demonstrando efeito positivo em azul, efeito negativo em vermelho e sem efeito em cinza. ....	58
Figura 8 - Modelo conceitual <i>a posteriori</i> com apenas as setas que representam os impulsores e limitantes mais frequentemente evidenciados (mais de cinco evidências) nos artigos científicos. As setas azuis (com 6 e 7 evidências associadas) representam efeitos positivos, a seta vermelha (6 evidências associadas) representa efeito negativo. ....	59
Figura 9 - Modelo conceitual <i>a posteriori</i> representando apenas os efeitos mais frequentemente evidenciados ( $\geq 12$ evidências) no conjunto total de artigos revisados. ....	61
Figura 10 - Mapa de lacuna de evidências. As células foram preenchidas com o número de evidências que relacionou as duplas de termos do modelo conceitual, independentemente da direção ou tipo de efeito (se	

positivo, negativo ou não significativo). A gradação de azul indica frequência de evidências. As relações entre termos de uma mesma caixa do modelo (ex: sistema de manejo e diversidade – duas condições de SAFAs) não estão aqui representadas. .... 62

Figura 11 - Mapa de lacuna de evidências integrando as relações demonstradas pelos artigos científicos (gradação de azul) e as relações da amostra de 10 dissertações do Sul do Brasil (gradação de rosa). As células com duas cores e dois valores diferentes representam as relações que foram evidenciadas tanto nos artigos científicos (a esquerda da célula, em negrito) quanto nas dissertações (a direita da célula). As relações entre termos de uma mesma caixa do modelo (ex: sistema de manejo e diversidade – duas condições de SAFAs) não estão aqui representadas. .... 64

Figura 12 - Map of Brazilian biomes and geographical distribution of the agroecological agroforestry sites studied in the 116 journal articles. .... 73

Figura 13 - INSET: Cacao agroforests region, southern part of Bahia state. Most studied agroforests in Brazil. .... 74

Figura 14 - Evidence of positive and negative effects of agroecological agroforestry on ecosystem services in Brazil. .... 75



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados extraídos de cada publicação revisada – processo de codificação ( <i>coding</i> ).....	51
Tabela 2 - Exemplo de como as evidências foram inferidas dos artigos científicos triados segundo a análise do modelo conceitual <i>a priori</i> e o procedimento de contagem de votos. ....	53
Tabela 3 - Fatores econômicos apontados como limitantes aos SAFAs e referências dos efeitos inferidos.....	60



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAF - *Agroecological Agroforestry*  
ABA - Associação Brasileira de Agroecologia  
APP - Áreas de Preservação Permanente  
AC - Acre  
AL - Alagoas  
AM - Amazonas  
AP - Amapá  
BA - Bahia  
BDTD - Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações  
CE - Ceará  
CEE - *Collaboration for Environmental Evidence*  
CICES - *Common International Classification of Ecosystem Services*  
CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior  
DF - Distrito Federal  
EEA - *European Environment Agency*  
EGM - *Evidence Gap Map*  
ES - *Ecosystem Services*  
ES - Espírito Santo  
GEE – Gases de Efeito Estufa  
GHG - *Greenhouse Gases*  
GO - Goiás  
ICRAF - *International Council for Research in Agroforestry*  
IDRC - *International Development Research Centre*  
IPBES - *The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*  
IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*  
LR - *Legal Reserve*  
MA - Maranhão  
MG - Minas Gerais  
MS - Mato Grosso do Sul  
MT - Mato Grosso  
NEA - Núcleo de Estudos em Agroecologia e Produção Orgânica  
PA - Pará  
PB - Paraíba  
PE - Pernambuco  
PI – Piauí  
PNMC - Política Nacional de Mudanças do Clima  
PPA - *Permanent Preservation Area*

PR - Paraná

Rede SAFAS - Rede de Sistemas AgroFlorestais Agroecológicos do Sul

ReSNEA - Rede Sul de Núcleos de Estudos de Agroecologia e Sistemas de Produção Orgânica

RJ - Rio de Janeiro

RL - Reserva Legal

RN - Rio Grande do Norte

RO - Rondônia

RR - Roraima

RS - Rio Grande do Sul

SAFAs - Sistemas Agroflorestais Agroecológicos

SC - Santa Catarina

SE - Sergipe

SE - Serviços Ecossistêmicos

SP - São Paulo

TEEB - *Economics of Ecosystems and Biodiversity*

TO - Tocantins

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>23</b>
1.1	Sistemas agroflorestais - Uma novidade antiga .....	25
1.2	Agroecologia.....	28
1.3	Sistemas Agroflorestais Agroecológicos: SAFAs.....	30
1.4	Serviços ecossistêmicos – mais um nome novo para o que sempre existiu.....	33
1.5	SAFAs e serviços ecossistêmicos .....	36
1.6	Contexto da pesquisa .....	37
1.7	Objetivo geral.....	39
1.8	Objetivos específicos .....	39
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>41</b>
2.1	Revisão sistemática .....	41
2.2	Questão de pesquisa .....	43
2.3	Protocolo .....	45
2.3.1	Escolha de fontes e bases de dados .....	46
2.3.2	Crítérios de inclusão e exclusão .....	47
2.4	Busca de artigos .....	47
2.5	Triagem de artigos .....	48
2.6	Extração de dados .....	50
2.7	Síntese dos dados .....	53
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>55</b>
3.1	Características dos artigos.....	55
3.2	Modelo conceitual <i>a posteriori</i> .....	57
3.3	Lacunas .....	62
<b>4</b>	<b>Manuscrito a ser submetido à revista <i>Ecology and Society</i></b>	<b>65</b>
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO FINAL .....</b>	<b>87</b>
5.1	Limitantes e impulsores de SAFAs.....	87
5.2	Principais tendências no conhecimento científico.....	88

5.3	Distribuição espacial de evidências – lacunas ou o quê?.....	90
5.4	Potencial contribuição dos resultados .....	92
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>95</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>97</b>
	<b>APÊNDICE A</b> - Definição de termos do modelo conceitual.....	123
	<b>APÊNDICE B</b> – <i>The Common International Classification of Ecosystem Services</i> (CICES V4.3, January 2013), colunas azuis (topo). Variáveis classificadas para cada grupo de serviços ecossistêmicos da figura 14 do manuscrito a ser submetido à revista <i>Ecology and Society</i> (coluna topo roxo – classificação da autora).....	129
	<b>APÊNDICE C</b> – CICES V4.3 (2013) e termos especificados pela autora para a presente pesquisa (última coluna, em roxo). .....	133

## 1 INTRODUÇÃO

A moderna agricultura industrial foi concebida para atingir dois grandes objetivos: a maximização da produção e a maximização do lucro. Para isso, uma série de práticas foram desenvolvidas, mas sem considerar os impactos de sua aplicação no longo prazo (GLIESSMAN, 2002). Através de monoculturas de larga escala, utilização intensiva de insumos químicos, manipulação genética de plantas cultivadas, irrigação e pesado maquinário, este modelo agrícola de fato atingiu seus objetivos, alcançando altas produtividades de *commodities* como soja, milho e algodão.

Entretanto, a negligência sobre as consequências que estas práticas representariam no médio e longo prazo logo começou a ser sentida pelos países que as adotaram de modo intensivo, como o Brasil. Não demorou para que se percebesse que o fornecimento destes grandes volumes de alimento estava diretamente associado à geração de diversos impactos negativos, como redução da biodiversidade (CHAPPELL; LAVALLE, 2011); altas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e dependência de combustíveis fósseis (VITOUSEK et al., 1997; CREWS; PEOPLES, 2004); a contaminação dos solos, dos recursos hídricos e alimentos com pesticidas (DIAZ; ROSENBERG, 2008; HOEKSTRA; MEKONNEN, 2012; HAYES; HANSEN, 2017); lixiviação de fertilizantes, ocasionando eutrofização e emissões de óxido nítrico (GARCIA; CARDOSO, 2014); perda do potencial produtivo do solo, associado à degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas (RICKSON et al., 2015); perda da agrobiodiversidade culturalmente mantida pelos povos tradicionais por milênios (NODARI; GUERRA, 2015); concentração de poder e êxodo rural (BALSAN, 2006); persistência da fome e de tensões sobre a subsistência e a segurança alimentar principalmente de pequenos agricultores em todo o mundo (IPES-FOOD, 2016).

Mas não é necessário produzir ainda mais alimento para a crescente população mundial? A Revolução Verde surge com a promessa de combater a fome do mundo. No entanto, depois de seis décadas de intensa aplicação de seu pacote tecnológico, ainda vemos a assustadora marca de mais de 2 bilhões de pessoas em estado de subnutrição, o que inclui os 800 milhões em fome extrema (um em cada nove habitantes do mundo) (FAO; WFP; IFAD, 2012). A demanda global por alimentos de fato continua crescendo rapidamente, o que gera cada vez mais demandas conflitantes (*trade-offs*) entre a expansão da produtividade agrícola e a manutenção das funções naturais dos

ecossistemas que suportam a vida na Terra (POWER, 2010; HANSPACH et al., 2017). Com isso, torna-se claro a urgente necessidade de se implantar sistemas produtivos capazes de aliar a produção e eficiente distribuição de alimentos saudáveis à provisão de outras funções vitais, como a melhoria da qualidade do solo e da água, bem como uma maior equidade social (WEZEL et al., 2009; BRYM; REEVE, 2016).

Como alternativa ao predominante modelo de agricultura, diversos estudos instam pela ampla e urgente adoção de sistemas de produção que atenuem estes *trade-offs*, promovendo benefícios sinérgicos através da diversificação, otimização de processos ecológicos e substituição de insumos não renováveis (TILMAN et al., 2011; KREMEN, 2015; PONISIO et al., 2015; ANDRES; BHULLAR, 2016). Uma crescente quantidade de pesquisas científicas tem se voltado à investigação de sistemas e práticas com potencial para a geração de múltiplos produtos e serviços ecossistêmicos, como: policultivos, rotação de culturas, manejo integrado de pragas e doenças, uso de plantas de cobertura e adubação verde, compostagem e adubação orgânica, sistemas agroflorestais, plantio direto ou de baixo revolvimento do solo, entre outros (KREMEN; MILES, 2012; TSCHARNTKE et al., 2012; DURU; THEROND; FARES, 2015).

No Brasil, os milhões de hectares sob monoculturas e pastagens que se estendem por todo o território renderam ao país o título de potência mundial na exportação de produtos agrícolas (BNDES, 2011). Contudo, tal título é também acompanhado pelo de maior consumidor de agrotóxicos do mundo (CARNEIRO et al., 2012), bem como de um dos líderes em desmatamento (ARIMA et al., 2014). Os grandes estabelecimentos agrícolas destinados à exportação ocupam cerca de  $\frac{3}{4}$  da área agrícola do país, mas representam apenas 15% do total de estabelecimentos do Brasil (IBGE, 2006). A agricultura familiar representa os outros 85% dos estabelecimentos, e mesmo ocupando apenas 25% da área agrícola do país, se constitui como grande responsável pela segurança alimentar dos brasileiros, produzindo 87% da mandioca, 70% do feijão e cerca de 50% do todo milho, leite, aves e suínos produzidos nacionalmente (IBGE 2006; BUAINAIN, 2006).

Como país tropical altamente biodiverso, florestal e detentor de parte significativa dos recursos hídricos do planeta (MARGULIS et al., 2002; MITTERMEIER et al., 2005), o Brasil também é considerado uma potência em recursos naturais. Mas desde sua colonização, a utilização destes recursos vem sendo feita de modo insustentável, o que muito se agravou após a expansão da agricultura industrial



(MITTERMEIER et al., 2005; ARIMA et al., 2014). Além da degradação dos recursos naturais, o novo modelo agrícola agravou problemas socioeconômicos como o êxodo rural e a histórica estrutura fundiária desequilibrada (BALSAN, 2006; MARTINELLI et al., 2010).

Considerando o contexto brasileiro, se faz urgente melhor estudar e compreender as alternativas ao modelo industrial de agricultura que são capazes de aliar a produção agrícola com a conservação ambiental e a melhoria da qualidade de vida dos milhões de agricultores e agricultoras que alimentam o país. É também necessário promover sistemas que, além de sustentáveis no longo prazo, sejam capazes de recuperar os milhares de hectares de terra já degradados pela agricultura, muitos dos quais representam a única fonte de renda de agricultores familiares. Neste contexto, sistemas agroflorestais (SAF) têm grande importância como estratégia de desenvolvimento rural sustentável e combate à pobreza no Brasil (PORRO; MICCOLIS, 2011), sendo apontados como potencial alternativa para o atendimento simultâneo dessas múltiplas funções (SOUZA; PIÑA-RODRIGUES, 2013; DE SOUZA et al., 2016; VASCONCELOS et al., 2016). Mas o que são sistemas agroflorestais?

### **1.1 Sistemas agroflorestais - Uma novidade antiga**

O que por muito tempo na história foi apenas a forma “normal” de se fazer agricultura, hoje recebe definições acadêmicas, debates conceituais e até mesmo toda uma parte da ciência que se volta à sua melhor delimitação e compreensão. A íntima combinação de cultivos agrícolas com espécies florestais está longe de ser uma novidade, estando presente nas mais diversas sociedades do mundo ao longo da história (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1977; NAIR, 1993). A agricultura de diversos povos da América tropical, por exemplo, era (e para muitos ainda é) baseada em práticas que buscavam simular condições florestais em suas áreas de cultivo, imitando a estrutura e a variedade de espécies do ecossistema local para então obter os efeitos benéficos desses sistemas (NAIR, 1993).

A consolidação do termo “sistema agroflorestal” ocorreu em 1977 (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1977), em um momento em que diversas investigações científicas no campo da agricultura, silvicultura e pecuária se voltaram para a melhor compreensão dos benefícios do consórcio de culturas. O momento era também marcado pela crescente preocupação por questões como as altas taxas de degradação ambiental e fome em países em desenvolvimento (NAIR, 1993). Na publicação *Trees, food,*

*and people: land management in the tropics*, do *International Development Research Centre* (IDRC, no Canadá), os autores enfatizaram os benefícios e potenciais subutilizados da combinação de sistemas de produção, e elencaram uma série de prioridades de pesquisa e investimento. Nesta publicação, sistemas agroflorestais foram considerados como:

*A sustainable management system for land that increases overall production, combines agricultural crops, tree crops, and forest plants and/or animals simultaneously or sequentially, and applies management practices that are compatible with the cultural patterns of the local population (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1977, p. 39).*

Além de definir o conceito, os autores também propuseram a criação de um conselho internacional para financiar de modo ordenado a pesquisa agroflorestal e a disseminação de informações sobre melhores usos da terra em países tropicais em desenvolvimento, o que acabou de fato se concretizando no ano seguinte. Em 1978, o Conselho Internacional para Pesquisa em Sistemas Agroflorestais (*International Council for Research in Agroforestry - ICRAF*) foi criado, institucionalizando a antiga prática agroflorestal. Em 2002, o ICRAF foi renomeado como *World Agroforestry Centre*, por justamente representar o líder mundial em pesquisa e desenvolvimento de sistemas agroflorestais (ICRAF, 2018).

Desde o surgimento do conceito de sistemas agroflorestais (SAFs) e do centro internacional voltado a sua pesquisa, diversas definições foram propostas e debatidas por pesquisadores e agências de desenvolvimento e cooperação internacional. No entanto, não demorou muito para que um razoável consenso fosse alcançado sobre o que, em essência, constituíam os SAFs. A definição formulada por Lundgren em 1983 foi sendo cada vez mais utilizada e acabou atingindo grande aceitação (NAIR, 1993):

*Agroforestry is a collective name for land-use systems and technologies where woody perennials (trees, shrubs, palms, bamboos, etc.) are deliberately used on the same land management unit as agricultural crops and/or animals, either on the same form of spatial arrangement or temporal sequence. In agroforestry systems there*

*are both ecological and economical interactions between the different components* (LUNDGREN; RAINTREE, 1983, p. 2).

Qualquer que seja a definição utilizada é possível considerar que um sistema agroflorestal consiste no crescimento ou retenção intencional de árvores com cultivos e/ou animais consorciados em uma mesma unidade de manejo para a geração de múltiplos produtos ou benefícios (NAIR, 1993). De modo geral, SAFs envolvem necessariamente duas ou mais espécies de plantas ou plantas e animais, onde pelo menos uma é arbórea/arbustiva lenhosa, havendo necessariamente uma significativa interação entre os componentes. É interessante perceber como as definições de SAF evoluíram de um conceito notoriamente mais agrícola para conceitos que cada vez mais reconheciam e incorporavam fatores ambientais, mais tarde envolvendo inclusive questões sociais e econômicas (BARISAUX, 2017).

Com um conceito tão amplo, SAFs incluem uma grande variedade de sistemas agrícolas, que podem ser classificados por diferentes critérios. Um dos critérios mais comumente utilizados para classificar SAFs se refere à estrutura, especificamente ao tipo dos componentes manejados, podendo ser agrupados em três tipos principais (NAIR, 1985):

- a) Agrosilvicultural: combinação de culturas agrícolas e árvores/arbustos lenhosos
- b) Silvopastoril: combinação de pastagens/animais e árvores/arbustos lenhosos
- c) Agrosilvopastoril: combinação de culturas agrícolas, com pastagens/animais e árvores/arbustos lenhosos.

Também é possível classificar os sistemas quanto à função que os diferentes componentes desempenham e o arranjo espacial ou temporal destes. Um sistema agrosilvicultural, por exemplo, pode ser disposto em aléias (*alley cropping*), com linhas de árvores intercaladas com outros cultivos ou árvores, desempenhando as funções de quebra-vento, sombra e provisão de madeira, simultaneamente.

Muitos outros critérios são utilizados para classificar sistemas agroflorestais, e a escolha destes vai depender do objetivo ao qual se pretende categorizar os sistemas. Outra forma de agrupar seria segundo os princípios, as expectativas ou o propósito que rege a implantação e o manejo dos SAFs. Neste sentido, é possível classificar sistemas

agroflorestais como agroecológicos, o que de modo geral podem ser considerado aqueles que são implementados e manejados segundo os princípios da agroecologia.

## 1.2 Agroecologia

O termo “agroecologia” foi utilizado pela primeira vez em publicações científicas do início do século 20, para descrever a aplicação da ecologia na agricultura. Embora o conceito e o escopo muito tenham se alterado ao longo dos anos, tal definição ainda se faz coerente em sentido amplo (WEZEL et al., 2009). Entre as décadas de 1930 e 1960, a agroecologia continuou se desenvolvendo em países como EUA, França e Alemanha como uma disciplina científica na interseção da agronomia e a ecologia, abordando principalmente as interações entre os diferentes componentes biofísicos dos agroecossistemas, com enfoques como o controle biológico de espécies (WEZEL et al., 2009).

Foi a partir de 1970 que a definição e o escopo da agroecologia começaram a se alterar significativamente, havendo uma expansão no seu uso e entendimento. Um dos motivos para esta expansão foi a própria Revolução Verde, que com sua intensificação e homogeneização, despertou um crescente interesse em alguns pesquisadores por investigar justamente o oposto – o maior desenvolvimento da visão ecológica na agricultura (WEZEL et al., 2009). Principalmente a partir da década de 80, sistemas agrícolas tradicionais de países em desenvolvimento começaram a ser reconhecidos por muitos pesquisadores como exemplos para o manejo ecológico dos agroecossistemas, e a agroecologia emergiu como estrutura conceitual para o estudo destes (GLIESSMAN, 2002). Com isso, o conceito de agroecologia passou a extrapolar aquele de disciplina científica para começar a ser definida também como uma série de princípios para o desenho e o manejo de agroecossistemas sustentáveis.

Principalmente a partir da década de 90, o termo agroecologia novamente adquire maior escala, dessa vez incorporando movimentos sociais, principalmente nos Estados Unidos e na América Latina, preocupados com os impactos da agricultura industrial. Neste período, agroecologia deixa de ser apenas a disciplina que lida com o agroecossistema para também representar movimentos sociopolíticos preocupados com a sustentabilidade de toda a cadeia alimentar, considerando o papel e a relação de consumidores, empresas, governos e agricultores no sistema alimentar mundial (WEZEL et al., 2009).

No Brasil a agroecologia não surgiu inicialmente como disciplina acadêmica, mas sim como movimento social para o desenvolvimento rural de camponeses. Os movimentos que buscavam uma agricultura alternativa emergiram principalmente na década de 70, como resposta a injusta concentração de terras no país e aos impactos negativos da modernização da agricultura sobre os agricultores familiares (BRANDENBURG, 2002). Nas décadas seguintes, grupos de agricultores familiares de diferentes estados do Brasil começaram a se articular com o auxílio de ONGs, Igreja Católica e lideranças ambientalistas (BRANDENBURG, 2002). As articulações resultaram na formação de redes e associações que culminaram em uma série de eventos e encontros em nível nacional para discutir e promover uma agricultura mais agroecológica. A agroecologia como abordagem científica emergiu no Brasil mais tarde, com a criação da Associação Brasileira de Agroecologia (ABA) em 2004, a institucionalização desta em órgãos públicos de pesquisa e extensão, e com a criação de cursos e um crescente número de publicações específicas sobre o tema (CAPORAL; PAULUS; COSTABEBER, 2009; WEZEL et al., 2009; BELLAMY; IORIS, 2017).

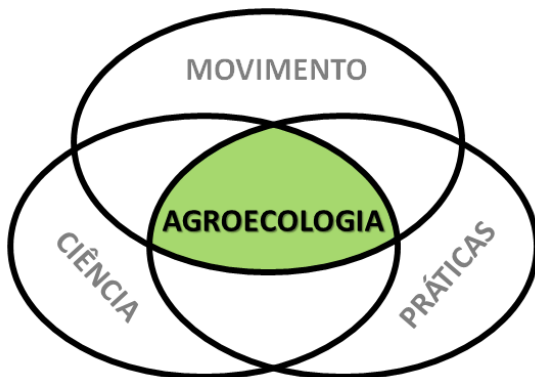
A variedade de definições e conceitos que acompanham o termo agroecologia pelo mundo ainda gera confusão, por vezes levando a acepções inadequadas que distorcem ou prejudicam a efetiva adoção e alcance de objetivos (CAPORAL; PAULUS; COSTABEBER, 2009; BRYM; REEVE, 2016). Segundo Caporal et al. (2009), agroecologia se trata de uma ciência em construção, um novo paradigma que parte necessariamente de um enfoque mais holístico e complexo em contraponto ao paradigma convencional e reducionista de se enxergar e estudar a realidade. Através de uma revisão de literatura sobre o uso do termo em pesquisas científicas, Brym e Reeve (2016) concluíram que agroecologia pode ser simultaneamente compreendida como:

- 1) uma abordagem rigorosa de pesquisa científica que avalia os impactos da agricultura sobre aspectos ecológicos e socioeconômicos
- 2) um método para o desenho de sistemas agrícolas conjuntamente baseado na observação dos sistemas naturais, no conhecimento tradicional e em teorias agroecológicas
- 3) um conjunto de práticas adaptadas ao contexto, com o objetivo último de atingir sistemas agrícolas mais sustentáveis

- 4) um movimento sócio-político que atua na escala de todo sistema agroalimentar, considerando os indivíduos como centro do sistema.

Considerando que os desenhos de sistemas agrícolas (“2”) são obtidos através da aplicação do conjunto de práticas agroecológicas (“3”), agroecologia pode ser compreendida de modo amplo como o agrupamento de três diferentes dimensões: movimento sociopolítico, enfoque científico e conjunto de práticas. Agroecologia se encontra na interseção destes componentes, que são fortemente interconectados e influem uns aos outros (Figura 1) (CAPORAL; PAULUS; COSTABEBER, 2009). Considerando então o conceito e os princípios da agroecologia, como podemos compreender sistemas agroflorestais agroecológicos?

Figura 1 - As três principais dimensões que integram o conceito de agroecologia.



Fonte: Autora.

### 1.3 Sistemas Agroflorestais Agroecológicos: SAFAs

Conforme apresentado anteriormente, a denominação “Sistemas Agroflorestais” aparece como um novo nome para um conjunto de práticas antigas, englobando sistemas que vão desde um simples consórcio entre plantas arbóreas até os plantios altamente diversificados, dirigidos pela sucessão natural de espécies e pela imitação das funções ecológicas dos ecossistemas naturais.

No Brasil, esta variedade de sistemas pode estar contida em dois principais paradigmas que refletem os objetivos e princípios para a

implementação e o manejo dos SAFs: (1) agrônômico ou convencional e (2) florestal ou agroecológico (MILLER, 2009). SAFs agrônômicos seriam aqueles que basicamente reproduzem o modelo agrícola industrial quanto ao uso de insumos e reduzido número de espécies e produtos, se diferenciando apenas no acréscimo do componente arbóreo. Os SAFs agroecológicos (SAFAs), em contraponto, são caracterizados pela reprodução dos padrões da natureza, empregando o plantio de muitas espécies, a baixa dependência de insumos externos e a geração de vários serviços ecossistêmicos (MILLER, 2009).

Não é possível, no entanto, dicotomizar os SAFs de acordo com esses dois paradigmas norteadores. Seria mais como um espectro ao longo do qual os diferentes SAFs estariam contidos, alguns mais próximos de práticas agroecológicas e outros mais semelhantes ao modelo industrial de agricultura. Dessa forma, dizer que um determinado SAF é ou não agroecológico não é tarefa trivial, visto que muitos são os fatores envolvidos na classificação, vide a polissemia do termo agroecologia. Mas uma coisa é fato: SAFs agroecológicos buscam de algum modo romper e superar a lógica simplista e de homogeneização da agricultura industrial, o que pode ser feito através de um processo de conversão chamado de transição agroecológica.

Segundo Gliessman (2002), a conversão de agroecossistemas convencionais para o manejo mais ecológico pode seguir alguns princípios, como: (i) manejo para ciclagem de nutrientes, (ii) uso de recursos renováveis, (iii) baixa dependência de insumos externos, (iv) manejo integrado de pragas e doenças, (v) combinação de cultivos, (vi) conservação do solo e da água, (vii) utilização/valorização do conhecimento, cultura e condições locais. De acordo com Brandenburg (2002), a maior parte dos agricultores que realizam ou já realizaram a conversão para sistemas agrícolas alternativos e ecológicos no Brasil é familiar.

A transição agroecológica pode representar um processo lento e que não necessariamente alcança um ponto final, que seria de um agroecossistema sustentável em todos seus aspectos no longo prazo. Gliessman (2002) descreve a evolução do processo de conversão de um sistema agrícola convencional para um mais sustentável, agroecológico, através de três níveis fundamentais: (1) incremento na eficiência das práticas convencionais para reduzir o consumo de insumos caros; (2) substituição de práticas e insumos; (3) redesenho do agroecossistema com base nos processos ecológicos.

Conforme já apresentado, a agroecologia é resultado da integração de diferentes disciplinas científicas com o conhecimento

histórico de agricultores e comunidades indígenas. Dessa forma, um sistema agroflorestal agroecológico não é apenas aquele que seguiu os princípios enumerados pelo autor X e passou pelo processo de transição conforme o autor Y. Muito mais do que isso, é possível chamar de SAFAs aqueles sistemas que já vêm sendo praticados por comunidades tradicionais há séculos, e que se mantiveram como forma de subsistência e expressão cultural mesmo após a Revolução Verde. Um exemplo que ilustra bem esses sistemas são os quintais agroflorestais, que são sistemas de produção amplamente praticados por famílias de regiões tropicais, sendo implantados nas áreas contíguas às residências. Quintais agroflorestais auxiliam na segurança alimentar e no acesso a plantas medicinais e madeiras, com os excedentes sendo eventualmente comercializados para complementar a renda das famílias (ALBUQUERQUE; ANDRADE; CABALLERO, 2005; PERFECTO; VANDERMEER, 2008; ROCHA et al., 2014).

Outro exemplo de SAFA tradicional que está presente em todo Brasil é o enriquecimento, manejo e extrativismo de espécies chave em florestas primárias ou secundárias, muitas das quais representam a forma tradicional de agricultura e fonte de subsistência de comunidades indígenas, ribeirinhas, caiçaras, colonos e quilombolas (SUMMERS; BROWDER; PEDLOWSKI, 2004; STEWARD, 2013; DANELLI; FISCH; VIEIRA, 2016; DE SOUZA et al., 2016). Um crescente número de estudos tem investigado o potencial desses sistemas em promover a conservação pelo uso, inclusive de espécies ameaçadas (CASSANO; KIERULFF; CHIARELLO, 2011; GINÉ et al., 2015; DANELLI; FISCH; VIEIRA, 2016).

Não havendo um conceito amplamente aceito e utilizado de SAFAs, a Rede de Sistemas AgroFlorestais Agroecológicos do Sul do Brasil (Rede SAFAS) apresentou uma proposta fruto de seus processos participativos para orientar os debates da Rede:

SAFAs são sistemas de manejo da terra que integram cultivos herbáceos e lenhosos simultânea e intencionalmente com fins produtivos, embasados nos princípios da agroecologia, que visam a provisão de múltiplos benefícios socioeconômicos, ecológicos e culturais, a promoção de autonomia e soberania das famílias no processo decisório, assim como a redução de insumos externos, que promovem o aumento da sustentabilidade e resiliência do sistema agroalimentar (PARRA et al., 2018, p. 4).



De modo geral, a noção que baseia a aplicação da agroecologia a sistemas produtivos como SAFs é a da busca por uma maior complexidade ecológica, principalmente através da ampliação ou manutenção da biodiversidade. Quanto mais diversificados e integrados estiverem os componentes do sistema, maior a resiliência e o potencial para provisão de múltiplas funções ecossistêmicas (CAPORAL et al., 2009; QUIJAS et al., 2010; ISBELL et al., 2017), que são a base para os serviços ecossistêmicos de que tanto dependemos. Segundo Costanza et al. (2017), processos e funções ecossistêmicas são as relações biofísicas que existem independentemente do benefício humano, enquanto serviços ecossistêmicos são exatamente aqueles processos e funções que são aproveitados de forma consciente ou não, diretamente ou não, pelos seres humanos.

#### **1.4 Serviços ecossistêmicos – mais um nome novo para o que sempre existiu**

A noção de que sistemas naturais geram benefícios ao bem estar humano provavelmente sempre existiu, mas o conceito de serviços ecossistêmicos que hoje é amplamente utilizado por diversos atores e pesquisas científicas é relativamente novo. Segundo Vihervaara et al. (2010), a ideia original de bens e serviços ecossistêmicos foi primeiramente apresentada por Odum em 1959, em sua publicação *Fundamentals of Ecology*. De acordo com Costanza et al. (2017), foi o crescente desenvolvimento da ecologia e, paralelamente, da economia ambiental como disciplinas científicas nas décadas seguintes que resultou no desenvolvimento do conceito, especificamente no âmbito do então novo campo da ecologia econômica. O conceito e seus sinônimos, como serviços da natureza ou serviços ecológicos, foram explorados em algumas publicações nas décadas seguintes, mas foi somente a partir dos anos 90 que o termo serviços ecossistêmicos (SE) se consolidou (VIHERVAARA; RÖNKÄ; WALLS, 2010), através das publicações de Daily (1997) e Costanza et al. (1997).

O lançamento dessas duas publicações provocou debates e aumentou o interesse político e acadêmico sobre o novo conceito, também servindo de base para outras propostas de definição e classificação de serviços (COSTANZA et al., 2017). Entretanto, o termo só alcançou a proporção mundial que tem hoje a partir da publicação do Relatório *Ecosystems and Human Well-being* (MEA, 2005), o qual ocasionou um aumento abrupto e até hoje crescente de pesquisas e

publicações sobre o tema (VIHERVAARA; RÖNKÄ; WALLS, 2010). Segundo o relatório, serviços ecossistêmicos são “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”, o que também inclui aqueles ecossistemas manejados e diretamente influenciados pelos seres humanos, como os agroecossistemas (MEA, 2005). No relatório da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, serviços ecossistêmicos foram classificados segundo quatro categorias (MEA, 2005):

- a) Provisão - produtos obtidos diretamente dos ecossistemas, como alimentos, água, madeiras e fibras.
- b) Regulação - benefícios obtidos da regulação dos processos ecossistêmicos, como a regulação do clima, da qualidade do ar e da água, controle de erosão e desastres naturais, regulação de pragas e doenças.
- c) Culturais - os benefícios não materiais, como os relacionados a valores recreativos, estéticos, espirituais e educacionais.
- d) Suporte - aqueles necessários para a produção das outras três categorias, mas que impactam de forma mais indireta os seres humanos, como a formação do solo, fotossíntese e a ciclagem de nutrientes e água.

Considerando tais categorias, o que se vê hoje com a agricultura industrial é uma priorização de uns tipos de serviços sobre outros, já que a obtenção de um grande volume de alguns serviços de provisão (alimentos, fibras, madeiras) no curto prazo é feita de modo a prejudicar a geração e manutenção de muitos outros serviços (como os de regulação) no longo prazo (FOLEY, 2005). No entanto, os serviços de regulação e suporte são essenciais para a manutenção da própria viabilidade agrícola, tornando o sistema insustentável.

Voltando à classificação proposta por MEA (2005), é importante ressaltar que mesmo sendo muito utilizada em todo o mundo até hoje, ela não escapou de duras críticas. Um dos principais fatores criticados na classificação foram justamente as definições dos serviços, as quais foram consideradas por alguns como muito vagas ou genéricas, havendo também confusões entre os conceitos de funções ecossistêmicas, serviços ecossistêmicos intermediários e finais (BOYD; BANZHAF, 2007; VIHERVAARA; RÖNKÄ; WALLS, 2010; LA NOTTE et al., 2017).

Além do MEA em 2005, outras duas iniciativas são também indicadas como responsáveis por impulsionar o crescente interesse e

esforços de pesquisa sobre serviços ecossistêmicos (NIETO-ROMERO et al., 2014): A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity* - TEEB, 2009), o qual tem como principal público alvo tomadores de decisão; e a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (*The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* – IPBES, 2012), que surgiu como um esforço análogo ao Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC, 1990).

Novas tipologias de serviços continuaram aparecendo, o que tornou mais difícil encontrar um padrão para a aplicação e interpretação dos conceitos, bem como para a comparação de resultados de diferentes trabalhos. Algumas classificações se propuseram a desenvolver estruturas mais consistentes e que possibilitassem o uso para diferentes objetivos, como valoração econômica, mapeamento e inclusão em contabilidades nacionais.

Em 2009, a *European Environment Agency* (EEA) iniciou uma nova proposta de classificação baseada em MEA (2005), mas já considerando as críticas e dificuldades apontadas para esta. Através de rodadas de consultas públicas com diferentes atores da comunidade internacional, a nova classificação foi tomando corpo, e algumas versões foram lançadas e relançadas conforme as críticas e *feedbacks* obtidos nas consultas e nas discussões internas da agência (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013; EEA, 2017). De modo geral, o entendimento sobre o que são serviços ecossistêmicos se manteve o mesmo, sendo definido nessa classificação como “as contribuições dos ecossistemas ao bem-estar humano” (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). As principais diferenças da *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) estão na sua estrutura basicamente hierárquica, que possibilita o uso dos diferentes níveis conforme o objetivo e a escala em que se pretende aplicar, e a classificação segundo três grandes grupos, em contraste com os quatro (provisão, regulação, cultural e suporte) previamente propostos por MEA (2005). Assim, o mais alto nível hierárquico da CICES é dividido em (1) *provisioning*, (2) *regulating and maintenance*, e (3) *cultural*. A decisão de excluir a categoria de serviços de suporte foi justificada pela necessidade de se focar em serviços “finais”, aqueles que de fato estão na interface entre os ecossistemas e a sociedade, sendo serviços utilizados pelos seres humanos e com isso mais passíveis de serem valorados para contabilidade econômica (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

Para o mapeamento de serviços ecossistêmicos desta pesquisa, a princípio decidimos utilizar a classificação do MEA (2005). No entanto, a forma genérica e demasiadamente breve com que cada serviço era definido trouxe dificuldades para a sua interpretação, o que levou à decisão de tentar uma nova classificação. A escolha de utilizar CICES (2013) para o mapeamento de serviços apresentados no manuscrito a ser submetido à revista *Ecology and Society* (ver seção 4) se deu pela melhor explicação e exemplificação de cada serviço, e por tomar conhecimento de que esta estava sendo principalmente utilizada para fins de mapeamento (para mais detalhes, ver apêndice B).

Atualmente, CICES se encontra na versão 4.3 (2013). Esta última versão foi principalmente utilizada para o mapeamento e a valoração de serviços, e o *feedback* dos usuários está agora sendo considerado para verificar a necessidade de novas modificações na classificação (HAINES-YOUNG, 2016). Entre as principais críticas dos usuários está a terminologia e a estrutura e classificação dos serviços culturais e de regulação, o que de fato concordo que pode ser melhorado.

## 1.5 SAFAs e serviços ecossistêmicos

Como todo agroecossistema, SAFs tanto geram quanto dependem de serviços ecossistêmicos (ZHANG et al., 2007). E o que determina a geração e a manutenção destes serviços, além das condições naturais de clima e solo, é o manejo aplicado ao sistema (ZHANG et al., 2007; DURU; THEROND; FARES, 2015). A noção de coprodução de serviços ecossistêmicos enfatiza as contribuições humanas para a geração desses serviços, utilizando como exemplos a aplicação de tecnologias, maquinário, trabalho, fertilizantes inorgânicos e agrotóxicos (PALOMO et al., 2016). O uso de agroquímicos, por exemplo, contribui para a maximização da produção (serviço de provisão), mas em excesso prejudica diretamente a geração de diversos outros serviços principalmente de regulação e suporte, o que representa um *trade-off* entre serviços. A homogeneização e baixa diversidade dos agroecossistemas manejados segundo o pacote tecnológico da agricultura industrial também leva à perda da biodiversidade e, conseqüentemente, da capacidade de naturalmente gerar e manter os serviços ecossistêmicos da qual depende a própria agricultura (ZHANG et al., 2007; VIHERRAARA et al., 2010), tornando os sistemas dependentes de insumos externos.

Nesse sentido, a adoção de sistemas agrofloretais com práticas de manejo agroecológicas possui um grande potencial de gerar múltiplos

serviços ecossistêmicos, e, por sua vez, reduzir drasticamente a dependência dos insumos caros e tóxicos ao ser humano e ao meio ambiente (KREMEN; MILES, 2012; DURU et al., 2015). Devido a sua estrutura basicamente florestal e as interações sinérgicas entre a diversidade de espécies, SAFAs bem manejados são capazes de gerar serviços (POWER, 2010; KREMEN; MILES, 2012) como:

- ✓ Alimentos, madeiras e outros produtos em quantidade e qualidade (ALBUQUERQUE et al., 2005; SALIN et al., 2012; STEWARD, 2013; CELENTANO et al., 2014);
- ✓ Habitat ou corredor ecológico para diversas espécies (FARIA; BAUMGARTEN, 2007; ACKERMAN et al., 2009; CASSANO et al., 2011; FRANCESCONI et al., 2013; DAROCHA et al., 2015; SOUZA et al., 2015; DE SOUZA et al., 2016)
- ✓ Conservação da qualidade física, química e biológica dos solos (TAPIA-CORAL et al., 2005; DE AGUIAR et al., 2010; RANGEL-VASCONCELOS; KATO; VASCONCELOS, 2012; CEZAR et al., 2015; WATANABE; FIGUEIREDO; PIRES, 2016);
- ✓ Sequestro de carbono da atmosfera (GAMA-RODRIGUES et al., 2010; SANTANA DELIMA et al., 2011; DE OLIVEIRA MARQUES et al., 2012; DO SACRAMENTO et al., 2013; GUIMARÃES et al., 2014);
- ✓ Regulação do microclima (MENEZES et al., 2002; PÉREZ MARIN et al., 2006; DE CARVALHO GOMES et al., 2016);
- ✓ Regulação de pragas e doenças (SPERBER et al., 2004; LACERDA et al., 2013; CASSANO et al., 2016);
- ✓ Regulação do ciclo hidrológico (TOMA; COOPER; TAVARES, 2013; WATANABE; ORTEGA, 2014).

## 1.6 Contexto da pesquisa

Considerando a problemática até aqui apresentada, fica clara a urgente necessidade de se promover uma maior implantação de sistemas produtivos mais sustentáveis como SAFAs no Brasil. Mas, o que de fato sabemos sobre SAFs agroecológicos no Brasil? Principalmente nas últimas três décadas, foi possível observar um crescimento do número de experiências em sistemas agroflorestais no Brasil, tanto de consórcios mais simples, como integração lavoura-pecuária e café sombreado,

quanto de sistemas estratificados mais complexos, manejados por pequenos agricultores e comunidades tradicionais (PORRO; MICCOLIS, 2011). Se pensarmos em todo o conhecimento acumulado por agrofloreiros, comunidades tradicionais, pesquisadores, extensionistas, tomadores de decisões e demais atores, provavelmente poderíamos concluir que já temos acumulado uma vasta experiência e um amplo corpo teórico e prático sobre o tema.

Entre os muitos atores envolvidos com estes sistemas, muito conhecimento já se desenvolveu sobre como fazê-los, como manejá-los, que espécies utilizar para obter resultados e características específicas, quais as dificuldades e os benefícios para os agricultores, etc. Entretanto, muito desse conhecimento (valioso, útil e necessário) é empírico e difere da natureza do conhecimento científico, o qual faz uso de metodologias que propõem testes, avaliações, verificações e que apontam ao final algum nível de confiabilidade para as informações. A ciência é apenas uma forma de obtenção de conhecimento, mas esta forma possui um maior potencial de ser considerada por tomadores de decisões, legisladores ou agentes de instituições variadas.

Pesquisas científicas sobre agroecologia como um todo no Brasil estão em pleno desenvolvimento, colocando o país em posições de destaque internacional quanto ao número de publicações científicas (GÓMEZ; RÍOS-OSORIO; ESCHENHAGEN, 2013). Entretanto, de modo geral a literatura científica tende a ser desordenada, possuindo repetidos estudos sobre os mesmos fenômenos. Tal fato ocorre porque investigadores desconhecem o que outros estão fazendo, porque são céticos sobre os resultados de investigações passadas, ou porque desejam estender os resultados previamente obtidos (COOPER; HEDGES, 2009). Além disso, existe uma tendência de que o conhecimento gerado seja altamente fragmentado. Para o caso de SAFAs, com frequência os estudos realizados enfocam apenas em componentes isolados desses sistemas multifuncionais (ROBBINS et al., 2015), o que impossibilita conclusões generalizáveis e tomadas de decisão embasadas e eficientes. Assim, para a maior consideração e promoção de SAFAs em diferentes esferas da sociedade (seja no âmbito da formulação de políticas ou na escala da unidade produtiva) a questão central do presente trabalho passa a ser reformulada para “O que sabemos sobre SAFs agroecológicos no Brasil através dos artigos científicos?”.

Muitas são as evidências que demonstram os efeitos positivos de se incorporar árvores na produção agrícola, tanto em regiões tropicais quanto em regiões temperadas (SMITH; PEARCE; WOLFE, 2013).

Não se trata mais de discutir o potencial de geração de múltiplos benefícios desses sistemas, mas, sim, de como superar os entraves e desafios de sua ampla adoção, de modo a tornar essa antiga prática novamente “convencional”, dominante. Para promover a maior adoção de SAFAs, principalmente pelos pequenos produtores prejudicados pela agricultura industrial, é necessário fortalecer a pesquisa científica e a disseminação de informações integradas sobre esses sistemas (NAIR; GARRITY, 2012).

Enquanto algumas revisões de literatura já foram realizadas sobre SAFAs no Brasil, essas são comumente focadas em tópicos e regiões específicas (CASSANO et al., 2009; SCHROTH et al., 2011; FEY et al., 2015; SIMINSKI et al., 2016), não permitindo conclusões generalizáveis sobre o conhecimento amplo e em nível nacional. Para isso, se faz necessário uma revisão de literatura sobre a pesquisa em SAFAs conduzida de modo sistemático, sobre todo o território brasileiro. Assim sendo, este estudo consiste em um esforço de integração do conhecimento científico disponível sobre o tema no Brasil, com a expectativa de gerar *insights* que possam ser úteis à futuras pesquisas entre outros processos decisórios.

## **1.7 Objetivo geral**

Investigar o conhecimento publicado na forma de artigos científicos sobre SAFAs no Brasil, de modo a caracterizar as principais tendências e lacunas na pesquisa científica e as decorrentes implicações a futuras pesquisas.

## **1.8 Objetivos específicos**

- i. Caracterizar os tipos de SAFAs estudados no Brasil e suas localizações biogeográficas.
- ii. Compreender quais são os principais limitantes e impulsores ao desenvolvimento e à multifuncionalidade de SAFAs no Brasil, bem como quais as principais lacunas de conhecimento sobre essas relações.
- iii. Compreender quais são os efeitos de SAFAs sobre os serviços ecossistêmicos.
- iv. Identificar quais serviços ecossistêmicos são mais frequentemente estudados e quais necessitam de mais estudos, considerando as demandas em processos de tomada de decisão.





## 2 METODOLOGIA

A metodologia da presente pesquisa baseia-se nas técnicas compreendidas em *Research Synthesis*, a qual se refere a procedimentos desenvolvidos principalmente com o objetivo de revisar e sintetizar sistematicamente pesquisas primárias (COOPER; HEDGES, 2009). Procedimentos de *Research Synthesis* tiveram aplicações mais expressivas inicialmente no campo da medicina, psicologia e educação ao final de 1970, se expandindo para ciências sociais na década seguinte (ORTEGA, 2015) e mais recentemente para as ciências ambientais (PULLIN; STEWART, 2006). Para a presente pesquisa, uma combinação de métodos de análise integrativa foi elaborada, tendo a revisão sistemática como base.

### 2.1 Revisão sistemática

Assim como em uma pesquisa primária, uma revisão sistemática começa com uma questão, uma pergunta que motiva o estudo. No entanto, realizar uma revisão sistemática significa reunir e sintetizar resultados de estudos primários individuais já existentes que possibilitem encontrar uma resposta à questão (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013), sendo então caracterizada como uma pesquisa secundária. Além do objetivo de testar ou responder uma hipótese ou pergunta, revisões sistemáticas também são utilizadas com o propósito de criar generalizações sobre um determinado assunto e identificar lacunas de pesquisa na área em estudo (COOPER; HEDGES, 2009).

Considerando que revisões podem ser aplicadas a diversas questões de pesquisa, diferentes abordagens para a condução da revisão são possíveis, do mesmo modo que as diferentes metodologias existentes para pesquisas primárias (GOUGH; OLIVER; THOMAS, 2013). Uma forma de classificar métodos de revisão é entre aqueles que “agregam” resultados e aqueles que “configuram” resultados. Abordagens “agregativas” costumam ser mais centradas em dados quantitativos, com o objetivo de mensurar e somar resultados, o que requer um corpo de evidências mais homogêneo, preferencialmente com resultados estatísticos capazes de demonstrar tamanho de efeito. É o caso de meta-análises, as quais são muito adequadas aos casos em que se pretende avaliar, por exemplo, a efetividade de determinada intervenção, mas requerem necessariamente um corpo de evidências similares. Abordagens “configurativas” representam um processo mais

interpretativo, onde se busca examinar padrões nos dados para desenvolver ideias e teorias. Para esta última, dados mais heterogêneos podem ser inclusive mais úteis do que dados homogêneos. Para determinadas questões de pesquisa, ambas abordagens são empregadas de forma complementar (GOUGH; OLIVER; THOMAS, 2013).

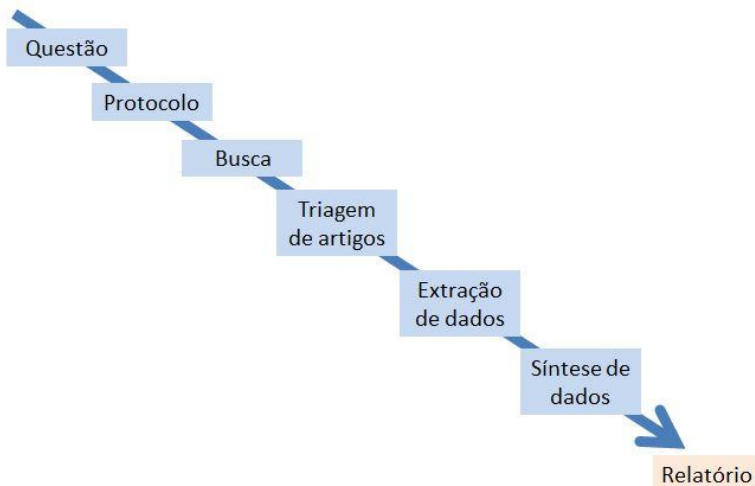
Na presente pesquisa uma combinação de diferentes métodos foi utilizada. Guiada por uma abordagem mais “configurativa”, essa revisão também pode ser classificada como *framework synthesis*. Tal abordagem utiliza um *framework*, uma estrutura, para integrar as evidências dos diferentes estudos, o qual pode ser inicialmente desenhado por diferentes atores para explorar um tópico de interesse. É o caso do nosso<sup>1</sup> modelo conceitual *a priori* (ver figura 3), que possibilita enxergar tendências sobre o conhecimento em SAFAs no Brasil conforme as evidências são incorporadas. Além da combinação de métodos que foram utilizados nessa revisão, explicada em maior detalhe em seguida, a revisão também inclui pesquisas primárias com diferentes métodos, o que é considerado um desafio para revisões sistemáticas (GOUGH; THOMAS; OLIVER, 2012). No entanto, o critério mais inclusivo foi intencionalmente desenhado para levantar hipóteses sobre o corpo de literatura que temos hoje no Brasil sobre SAFAS.

Para esta revisão sistemática segui os passos estabelecidos pela *Collaboration for Environmental Evidence* – CEE, os quais estão representados na figura 2 e explicados em maior detalhe nas seções subsequentes (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013). CEE consiste em uma rede de colaboração mundial com o objetivo de promover sínteses de evidências capazes de embasar decisões principalmente relacionadas à gestão do meio ambiente. Atualmente existem seis centros CEE em diferentes países do mundo: Austrália, Canadá, Suécia, África do Sul, França e Reino Unido (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2017).

---

<sup>1</sup> Durante todo o processo de definição e aplicação da metodologia, recebi suporte direto da equipe de pesquisa científica da Rede SAFAS. Na seção de agradecimentos da presente dissertação é possível visualizar algumas das principais contribuições de cada membro da equipe ao trabalho. Por este motivo, relato o presente processo metodológico tanto na primeira pessoa do singular, para aquelas etapas eu que liderei e conduzi de modo mais independente, quanto na primeira pessoa do plural, de modo a indicar e reconhecer a contribuição direta e imprescindível dos membros da equipe SAFAS à este trabalho.

Figura 2 - Passos básicos para uma revisão sistemática.



Fonte: Adaptado de CEE (2013) pela autora.

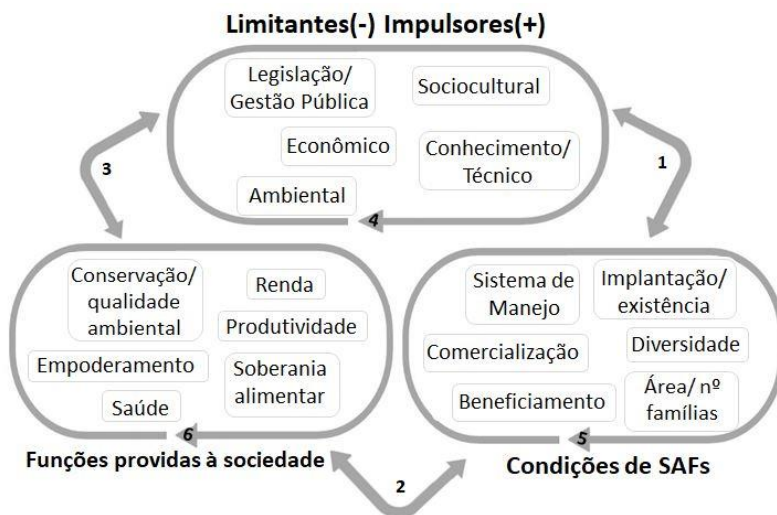
## 2.2 Questão de pesquisa

A ideia de realizar essa pesquisa nasceu de um processo participativo no contexto da Rede de Sistemas AgroFlorestais Agroecológicos do Sul (Rede SAFAS), a qual consiste em um Núcleo de Estudos em Agroecologia e Produção Orgânica (NEA) (Projeto MDA/CNPq N° 39/2014). Entre os objetivos do componente de pesquisa científica da Rede SAFAS está identificar, analisar e sistematizar os efeitos de limitantes econômicos, socioculturais, organizativos, técnicos e ambientais sobre a multifuncionalidade e a resiliência de sistemas agroflorestais agroecológicos. A presente pesquisa é uma tentativa de responder a essa demanda através da investigação e sistematização do conhecimento publicado em artigos científicos. Com isso, estabelecemos a seguinte questão de pesquisa: Quais são os principais fatores apontados por artigos científicos como limitantes e impulsores ao desenvolvimento e à multifuncionalidade de SAFAs no Brasil, e quais as principais lacunas de conhecimento sobre essas relações?

Essa questão norteadora foi em partes concebida de forma participativa com os diferentes atores participantes da Rede SAFAS. Tal construção foi resultado de uma série de eventos, mas em especial a 1ª

Macro Oficina da Rede SAFAS juntamente com a Rede Sul de Núcleos de Estudos de Agroecologia e Sistemas de Produção Orgânica (ReSNEA), que ocorreu em dezembro de 2015 com o objetivo central de integração participativa das experiências Agroflorestais Agroecológicas do Sul do Brasil. As discussões conduzidas durante os eventos também resultaram em um modelo conceitual (Figura 3) que pudesse embasar a busca por relações causais evidenciadas na literatura entre variáveis relacionadas aos SAFAs. Este modelo tornou-se a estrutura base, o *framework* da pesquisa, utilizado então para avaliar as relações causais entre impulsores/limitantes, condições e funções de SAFAs. As variáveis do modelo conceitual foram originalmente definidas pela equipe do Projeto SAFAS, com contribuições diretas dos públicos participantes dos eventos. Um glossário que esclarece detalhadamente o que se entende nesta pesquisa por cada um dos termos contidos no modelo conceitual encontra-se no apêndice A, o qual é também baseado nas evidências encontradas na literatura analisada.

Figura 3 - Modelo conceitual *a priori* de relações hipotéticas dos limitantes e impulsores de SAFAs que afetam suas condições (seta 1) e as suas funções providas à sociedade (seta 2), que retroalimentam para modificar limitantes e impulsores (seta 3). Teoricamente, estas relações entre os três grandes elementos do desenvolvimento agroflorestral (Limitantes/Impulsores, Condições e Benefícios) podem ser invertidas (setas bidirecionais 1-3). Também é possível que um limitante ou impulsor diretamente afete outro (seta 4), uma condição afete outra (seta 5), e um benefício à sociedade afete outro (seta 6). Significado de cada termo do modelo no apêndice A.



Fonte: Adaptado do modelo conceitual da Rede SAFAS pela autora.

Desde sua concepção, o modelo conceitual já sofreu diversas alterações, sempre buscando tornar a pesquisa mais exequível e ao mesmo tempo alinhada às decisões e objetivos do processo participativo que o originou. Uma melhor explicação sobre de que forma o modelo é utilizado para a análise de evidências é apresentada na subseção 2.6.

### 2.3 Protocolo

O protocolo é o planejamento da revisão sistemática, é o momento de definir de que forma cada etapa será conduzida. A definição do protocolo é muito importante para aumentar a transparência e reduzir possíveis vieses da revisão (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013). Para definir o escopo e o

protocolo da revisão, o grupo de pesquisa realizou diversos testes e alterações. Foi necessário decidir quais tipos de fonte seriam utilizados e em quais bases de dados estas seriam obtidas, bem como quais seriam os critérios utilizados para a triagem destas fontes. Além disso, os testes também auxiliaram na definição de uma versão final do modelo conceitual *a priori* que possibilitava uma extração de dados padronizada e coerente.

### **2.3.1 Escolha de fontes e bases de dados**

Inicialmente decidimos considerar diversos tipos de fonte, incluindo artigos científicos, resumos de congresso, dissertações e teses. Para estas últimas, diversas dificuldades metodológicas foram encontradas, ocasionando a decisão de eliminá-las do escopo central da revisão. A primeira dificuldade encontrada se deu no processo de obtenção dessas fontes, no qual constatamos empiricamente uma defasagem nos bancos digitais de dissertações e teses nacionais. Diversos testes e comparações de resultados foram executados nas bases de dados da CAPES, BDTD (Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações) e Repositório da UFSC, este último como base para verificação da completude das bases nacionais. Como nenhuma base de dados nacional permitiu obter a totalidade das dissertações e teses contidas nos Repositórios individuais das Universidades, não seria possível obter uma amostra exaustiva da literatura. A segunda dificuldade metodológica diz respeito à leitura e análise das fontes. Devido ao número considerável de dissertações e teses publicadas sobre o assunto, bem como a extensão de cada trabalho (grande número de páginas), a busca de evidências teria que ser restrita a leitura apenas dos resumos e conclusões dos trabalhos. No entanto, constatou-se empiricamente que tal procedimento não permitia diferenciar confiavelmente o que de fato consiste em evidência resultante da pesquisa em questão do que consiste em inferências do autor ou conclusões que não foram testadas pela pesquisa. Com isso, decidimos analisar apenas artigos científicos, os quais, devido ao menor número de páginas e a apresentação mais clara de métodos e resultados, permitem a eventual leitura integral do estudo e uma identificação mais confiável de evidências. As dissertações e teses triadas e analisadas durante esta fase de definição do protocolo foram armazenadas para eventuais comparações e próximos passos.

Para a busca de artigos científicos, a princípio decidimos utilizar as bases de dados Google Acadêmico e *Web of Science*. Por o Google

Acadêmico se tratar de uma base de dados muito extensa e pouco criteriosa para inclusão de trabalhos, diferentes estratégias de busca foram testadas e milhares de resultados foram triados, com os selecionados sendo então revisados. Constatamos que as buscas no Google Acadêmico resultavam em uma heterogeneidade de tipos de fontes, como resumos de congresso, relatórios técnicos e textos não publicados com os mais diversos formatos, os quais frequentemente não explicitavam com clareza sua metodologia de pesquisa ou os resultados do estudo, impossibilitando uma análise padronizada e a avaliação coerente de evidências. Como a presente pesquisa não tem o objetivo de julgar individualmente a qualidade das fontes analisadas decidimos delimitar o escopo da revisão para apenas artigos revisados por pares publicados em revistas científicas indexadas na base de dados internacional *Web of Science*.

### **2.3.2 Critérios de inclusão e exclusão**

Os critérios de inclusão e exclusão guiaram a triagem dos resultados obtidos na base de dados. A construção dos critérios foi resultado de um processo dinâmico de decisões tomadas em conjunto com a equipe de pesquisa após os primeiros testes da metodologia, com os quais foi possível compreender melhor os potenciais resultados e entraves associados. Os critérios foram construídos de modo a resultar em uma triagem de fontes adequada aos objetivos da revisão, no qual o foco são sistemas agroflorestais agroecológicos. Para isso, foi necessário estabelecer uma definição de SAFs passível de ser analisada com as informações comumente providas em artigos científicos, bem como critérios que resultassem em uma triagem de fontes que estivessem mais em conformidade com princípios agroecológicos. Após diversos testes e mudanças, os critérios foram definidos conforme apresentado na subseção 2.5 Triagem de artigos.

### **2.4 Busca de artigos**

Conforme relatado anteriormente, após diversos testes decidimos restringir a artigos científicos revisados por pares indexados na base de dados *Web of Science*, a qual retornou um maior número de resultados utilizando uma estratégia de busca abrangente do que duas outras grandes bases de dados multidisciplinares: Scopus e Scielo. Outro diferencial da *Web of Science* em relação a estas outras duas bases de

dados é o maior intervalo de tempo em que a busca é capaz de retornar resultados: 1945 até o presente.

Por fim, decidimos por uma estratégia de busca mais abrangente, com a utilização dos termos “Agroforest\*” (topic) AND “Bra?il” (topic), conforme mostra a Figura 4. Os operadores booleanos (“AND”, “\*” e “?”) foram selecionados para possibilitar o retorno de resultados com variação dos termos, como “agroforestry”, Brasil com “s” ou com “z”, etc. A busca foi inicialmente realizada em dezembro de 2016, mas todos os novos resultados incluídos na base de dados até outubro de 2017 foram considerados. A busca incluía quaisquer resultados que contivessem as palavras-chave utilizadas em qualquer parte do texto no intervalo do ano de 1945 até o presente.

Figura 4 - Estratégia utilizada na base de dados *Web of Science* para a busca de artigos científicos.

The screenshot shows the Web of Science search interface. At the top, it says "Select a database" with a dropdown menu set to "Web of Science Core Collection". To the right, there is a "Learn More" link and the text "Introducing". Below this, there are four search options: "Basic Search" (highlighted with an orange underline), "Cited Reference Search", "Advanced Search", and "+ More". The "Basic Search" section contains two search fields. The first field contains the text "Agroforest\*" and has a dropdown menu set to "Topic". The second field contains the text "AND" in a dropdown menu, followed by "Bra?il" in the search field, also with a dropdown menu set to "Topic". To the right of the second field is a blue "Search" button. At the bottom of the search area, there are links for "+ Add Another Field" and "Reset Form".

Fonte: Autora.

## 2.5 Triagem de artigos

Revisei os artigos resultantes da busca na *Web of Science* em duas etapas. Primeiramente através da verificação de títulos e resumos, de modo a eliminar aqueles que claramente não se encaixavam nos critérios de inclusão abaixo, obtendo então uma lista de artigos pré-selecionados. Na segunda etapa, revisei estes últimos através da leitura da metodologia, resultados e conclusões, de modo a verificar a conformidade com os critérios de inclusão e a existência de evidências segundo o modelo conceitual. Eventualmente, foi necessário revisar outras seções de alguns artigos para avaliar sua inclusão na lista final. Além de verificar a área de abrangência da pesquisa (Brasil), as fontes foram triadas sob os seguintes critérios:



1. Pesquisa primária em formato de artigo científico que conclui ou demonstra um efeito (vínculo entre causa e consequência) pertinente para respaldar ou refutar qualquer parte do modelo conceitual *a priori* (Fig. 3); **E**
2. Evidência se baseia em sistemas agroflorestais agroecológicos **OU** em transição agroecológica, conforme a definição:

**INCLUI** sistemas que integram funcional e intencionalmente:

- Cultivos consorciados com no mínimo: 1 espécie lenhosa e + 1 outra espécie lenhosa/ agrícola/ forrageira; **OU**
- Enriquecimento em floresta secundária através de propagação/ manejo/ conservação de espécies economicamente aproveitadas, desde que a estrutura da floresta é mantida; **OU**
- Extrativismo florestal, desde que a estrutura da floresta é mantida; **E**

**EXCLUI sistemas que usam:**

- Agrotóxicos, adubação sintética ou transgênicos como prática de manejo do SAF.

Para casos em que não era possível se certificar de que um estudo de fato se encaixava em todos os critérios de seleção definidos (p. ex: fonte não esclarece/explicita a utilização de insumos), a fonte ainda era considerada para revisão. A decisão de delimitar a inclusão a pesquisas primárias se deu por verificar que a consideração de pesquisas secundárias como revisões de literatura ocasionava vieses principalmente na contagem da quantidade de evidências que demonstram algum efeito específico.

Entre os passos para uma revisão sistemática, é comum encontrar a condução de uma avaliação crítica sobre a qualidade e relevância dos estudos primários para a questão de pesquisa. A avaliação pode incluir questões sobre o quão adequados são os métodos utilizados para o objetivo da pesquisa primária e se estes foram executados de forma apropriada. Avaliações como estas permitem aos pesquisadores que conduzem as revisões atribuir diferentes pesos para cada evidência ou estudo incluído na sistematização (GOUGH; OLIVER; THOMAS, 2013). Não há dúvidas sobre a importância de tal avaliação para a redução de vieses e melhoria da confiabilidade da revisão. No entanto, estas são mais comumente conduzidas em revisões que seguem

abordagens mais “agregativas”, como meta-análises. Para abordagens mais “configurativas”, que possuem um caráter mais exploratório e interpretativo, não há consenso sobre a prática de avaliação de qualidade (GOUGH; THOMAS; OLIVER, 2012). Ao invés disso, outras questões são priorizadas, como a contribuição direta que o estudo pode ter para testar ou gerar a teoria em questão (GOUGH; THOMAS; OLIVER, 2012). Com isso, a avaliação de qualidade dos estudos individuais não foi executada nessa revisão, também devido à limitada disponibilidade de tempo e de apenas um revisor para todo processo, o qual é comumente realizado por uma equipe de diferentes revisores. Além disso, a decisão de restringir a apenas artigos científicos que passaram por revisão por pares e indexados na *Web of Science* foi também uma forma de tentar obter estudos de melhor qualidade, considerando que estes já passaram por duplo processo de avaliação (da revista e da base de dados).

## **2.6 Extração de dados**

Para a extração dos dados, confeccionei uma planilha Excel com colunas para inclusão das características descritivas dos estudos e colunas para os resultados dos estudos interpretados segundo o modelo conceitual (Tabela 1). Durante o processo acrescentei à planilha outra seção de colunas para a classificação das evidências que poderiam ser interpretadas como serviços ecossistêmicos gerados por SAFAs. As informações extraídas que se relacionavam com serviços ecossistêmicos foram classificadas segundo *The Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), versão 4.3 de 2013. Tais resultados foram desenvolvidos de forma paralela aos resultados relacionados ao modelo conceitual, e serviram de base para o manuscrito apresentado na seção 4, o qual descreve em maior detalhe a metodologia e todo o processo.

Tabela 1 - Dados extraídos de cada publicação revisada – processo de codificação (*coding*).

Variável codificada	Classes/ categorias
<b>Características da publicação/estudo</b>	
Autor	Texto
Ano de publicação da revista em que consta o artigo	1986 - 2017
DOI ( <i>Digital Object Identifier</i> )	Número de DOI, quando disponível
Título	Texto
Tipo de estudo	Observacional Experimental Modelagem
Tipo de sistema agroflorestal	Agrosilvicultural Silvopastoril Agrosilvopastoril
<b>Localização biogeográfica do estudo</b>	
Região do Brasil	Norte Nordeste Centro-Oeste Sudeste Sul
Bioma	Amazônia Caatinga Cerrado Mata Atlântica Pantanal Pampa
Estado	Sigla UF
Município	Texto
Objetivo do estudo	Texto
Comparativo	Texto
<b>Evidências segundo modelo conceitual</b>	
Número da seta no modelo conceitual	1 - 6
Variável explicativa	Termo do modelo que se infere como causa do efeito
Variável resposta	Termo do modelo que se infere como resposta do efeito
Direção do efeito	Positivo (+) Negativo (-) Sem efeito significativo (0)
<b>Serviço ecossistêmico inferido dos resultados</b>	20 grupos segundo classificação CICES (2013)

Fonte: Autora.

Após a obtenção da lista final de artigos triados segundo critérios, procedi para a análise destes através da leitura do resumo, métodos, resultados e conclusões, de modo a buscar evidências de relações entre as variáveis do modelo conceitual *a priori* (Figura 3). O modelo conceitual *a priori* serviu de base para parte deste processo, que em revisões sistemáticas é conhecido como *coding*, que consiste em basicamente atribuir categorias a grupos de características, variáveis e/ou intervenções de cada artigo ou evidência. As evidências de cada

estudo foram interpretadas conforme uma dupla de variáveis do modelo conceitual, havendo sempre uma variável explicativa e uma variável resposta. Este procedimento de interpretação de evidências também foi baseado no método de contagem de votos, o qual consiste basicamente em analisar e sistematizar relações causais evidenciadas em pesquisas segundo três categorias: aquelas com resultados positivos, aquelas com resultados negativos, e aquelas com resultados não significativos. O número de vezes que cada categoria foi evidenciada é então apurado através de simples contagem (COOPER; HEDGES, 2009). A categoria que contiver maior número de votos é considerada “vencedora”, demonstrando, no caso da presente pesquisa, quais relações causais são mais evidenciadas na literatura científica estudada. Na tabela 2 são apresentados exemplos para auxiliar na compreensão sobre como as evidências foram extraídas. Durante este processo de identificação de evidências, foi necessário rejeitar alguns artigos que pareciam relevantes, mas que não apresentavam dados em um formato extraível, o que é uma prática inclusive relatada e recomendada nas diretrizes do CEE.

Tabela 2 - Exemplo de como as evidências foram inferidas dos artigos científicos triados segundo a análise do modelo conceitual *a priori* e o procedimento de contagem de votos.

Nº da seta no modelo	Variável explicativa	Variável resposta	Direção do efeito	Resumo do efeito inferido da fonte	Fonte
2	Implantação/existência	Produtividade	-	O sistema sem árvores produziu 33% mais biomassa, em média, que o sistema com árvores. O sistema sem árvores produziu duas vezes mais massa seca de grãos e fitomassa de milho do que o sistema com árvores.	Martins et al. (2013), Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental
2	Sistema de manejo	Renda	+	O impacto econômico do tratamento de consórcio foi positivo, pois os custos com a implantação do reflorestamento consorciado puderam ser em parte abatidos com a receita gerada pela exploração da mandioca. A receita obtida com uma safra de cultivo correspondeu a 32% do custo total do sistema consorciado.	Daronco et al. (2012), Revista Árvore
1	Sociocultural	Implantação/existência	0	O programa de desenvolvimento de agroflorestas não resultou em atitudes mais positivas, aumento de eficiência e intenções mais fortes em adotar ou manter agroflorestas em comparação com os não-participantes do programa.	McGinty et al. (2008), Agroforest Systems

Fonte: Extraído e adaptado pela autora de Martins et al. (2013), Daronco et al. (2012) e McGinty et al. (2008).

## 2.7 Síntese dos dados

Conforme anteriormente relatado, as muitas relações encontradas nos artigos foram salvas em planilha Excel. Para verificar quantas haviam de cada par de variáveis, bem como de negativas, positivas ou sem resultado significativo, apliquei um conjunto de filtros às diferentes colunas do Excel de modo a permitir a contagem dos efeitos que se repetiam. Com isso, foi possível desenhar um modelo conceitual *a posteriori* com setas corroboradas pelos artigos revisados. Para ilustrar o resultado da contagem de votos utilizei setas com diferentes espessuras

para representar a proporção de evidências que corrobora uma mesma relação, e um esquema de cores para demonstrar se o efeito é positivo (azul), negativo (vermelho) ou sem significado (cinza). Para ressaltar as relações mais evidenciadas pelos artigos e permitir uma visualização clara, confeccionei o modelo conceitual *a posteriori* com apenas as setas que continham mais relações, as de maior espessura (ver resultados, seção 3).

Para facilitar a visualização do conjunto total de relações confeccionei um mapa de lacuna de evidências (*Evidence Gap Map* - EGM), o qual consiste em uma forma visual e inovadora de apresentar o que se sabe ou não sobre um tópico de interesse (SNILSTVEIT et al., 2016). Baseado em Mckinnon et al. (2016), o mapa de lacuna de evidências consiste em uma matriz estruturada com as distribuições e frequências das relações encontradas nos artigos. A matriz consiste no cruzamento das variáveis contidas no modelo conceitual, de modo a cruzar limitantes e impulsores (primeira caixa do modelo) com condições de SAFAs (segunda caixa do modelo) e funções providas à sociedade (terceira caixa do modelo). Cada célula da matriz é preenchida com a quantidade de relações encontradas entre as duas variáveis que se cruzam em linha e coluna, incluindo ambos “sentidos” das setas e tipos de efeito (positivo, negativo e não significativo). As células preenchidas da matriz foram coloridas de modo a permitir uma visualização intuitiva das relações mais significativas (cores mais escuras) e das lacunas (cores mais claras). O mapa de lacuna de evidências pode facilitar a tomada de decisão baseada em evidências, pois torna estas mais disponíveis e em formato intuitivo para o entendimento (SNILSTVEIT et al., 2016).

### 3 RESULTADOS

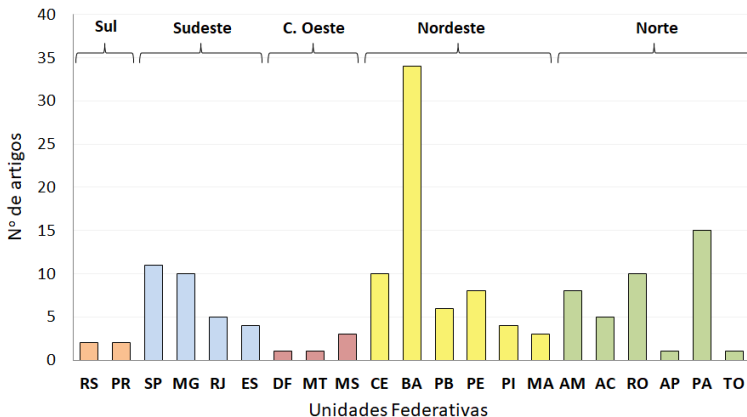
A busca por artigos científicos na base de dados *Web of Science* retornou 428 resultados até outubro de 2017, com o resultado mais antigo sendo de 1982. Aplicando os critérios previamente definidos, 140 artigos foram triados para revisão segundo o modelo conceitual *a priori* (Figura 3). Estes geraram a interpretação de 254 diferentes relações entre as variáveis do modelo conceitual.

#### 3.1 Características dos artigos

Os 140 artigos científicos apresentaram estudos realizados em cinco dos seis biomas brasileiros. O bioma Mata Atlântica conteve aproximadamente metade dos artigos (43%), seguido pelo bioma Amazônia (29%) e Caatinga (19%). O Cerrado, mesmo representando o segundo maior bioma brasileiro em extensão, apresentou apenas 4% dos estudos, havendo outros 4% que foram conduzidos em áreas de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. Apenas um estudo entre os revisados foi conduzido no bioma Pampa, e nenhum no Pantanal.

Os artigos revisados relatam estudos conduzidos em 20 estados brasileiros mais o Distrito Federal, conforme mostra Figura 5. É possível perceber a disparidade na quantidade de artigos entre as regiões geopolíticas do Brasil, com o Nordeste representando 45% dos estudos enquanto Centro-Oeste e Sul apenas 3% e 2%, respectivamente.

Figura 5 - Quantidade de artigos científicos com estudos conduzidos em cada unidade federativa brasileira.



Fonte: Autora.

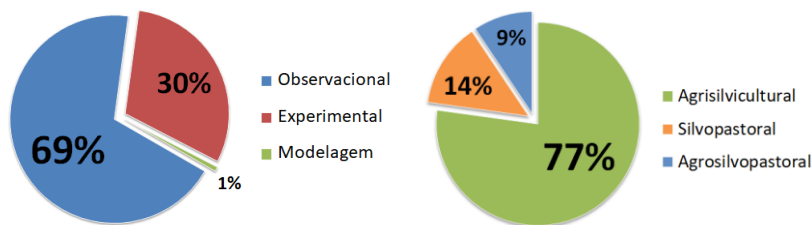
O maior número de artigos na Bahia é explicado pelas extensas áreas de cultivo de cacau sombreado que cobrem principalmente a costa sul do estado, o que vem atraindo o interesse de pesquisadores há décadas. O raleamento da vegetação nativa para plantio de cacau no sub-bosque é prática tradicional histórica no Sul da Bahia, conhecida como sistema cabruca. Dos 140 artigos revisados, aproximadamente 20% consistem em investigações sobre os efeitos das cabrucas em diferentes aspectos biofísicos e socioeconômicos em relação a outros usos da terra e vegetação adjacente, ou em sistemas agroflorestais de cacau mais intensivos, como os sombreados por uma única espécie arbórea (como Eritrina e Seringueira).

Seis estados brasileiros representam uma total lacuna de artigos: SC, GO, AL, SE, RR e RN. A pouca representatividade de artigos científicos em algumas regiões brasileiras, como o Sul e o Centro-Oeste, não necessariamente significa uma lacuna de investigações sobre o tema. Pode constatar tal fato durante as primeiras etapas da pesquisa, quando ainda considerávamos revisar dissertações e teses. Ao realizar buscas com a palavra-chave “agrofloresta\*” na BDTD encontrei 24 dissertações e teses dos três estados do Sul do Brasil que atendiam aos critérios de inclusão da revisão. Com isso, foi possível constatar que diversos estudos realizados na pós-graduação não estão disponíveis na forma de artigos científicos indexados na maior base de dados multidisciplinar do mundo.



Quanto às abordagens metodológicas utilizadas nos artigos científicos, a grande maioria resultou de estudos observacionais, com uma menor quantidade de estudos experimentais e praticamente nenhum de modelagem (Figura 6a). Quanto ao tipo de sistema agroflorestal estudado, em termos de estrutura dos componentes do sistema, a maior parte consistiu em sistemas agrosilviculturais, seguido por silvopastoril e agrosilvopastoril (Figura 6b). Essa maior proporção de sistemas agrosilviculturais pode estar mais relacionada com a palavra-chave utilizada na busca de artigos do que a proporção de sistemas estudados em si. É possível que sistemas que integram o componente animal (silvopastoril e agrosilvopastoril) utilizem com menor frequência as variações da palavra “*agroforest*”. A maioria dos estudos (90%) realizou investigações comparando um ou dois sistemas de um mesmo tipo (ex: dois sistemas agrosilviculturais com diferente composição de espécies) com outros usos da terra (como monoculturas e pastagens) e vegetação nativa ou secundária como referência. Apenas 10% dos estudos realizaram investigações que comparavam sistemas agroflorestais de dois diferentes tipos, como agrosilvicultural com silvopastoril.

Figura 6 - a) porcentagem de artigos que realizaram estudos observacionais, experimentais ou modelagem (esquerda). b) porcentagem de artigos que investigaram cada tipo de sistema agroflorestal (direita).



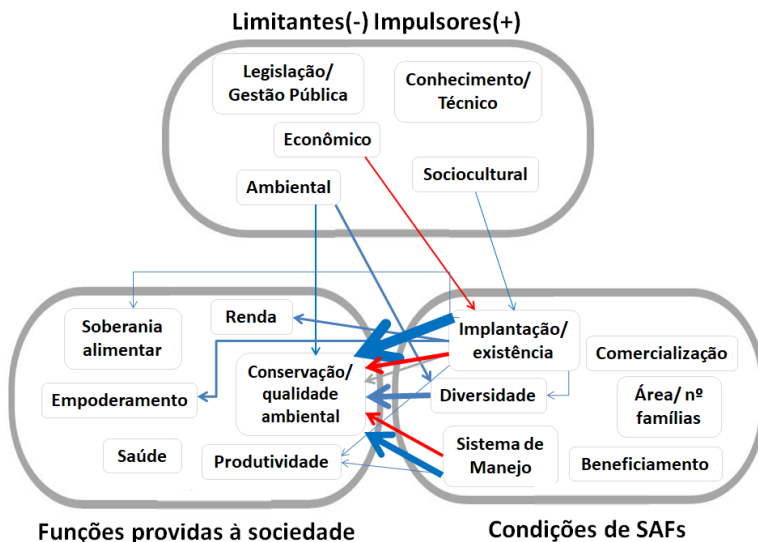
Fonte: Autora.

### 3.2 Modelo conceitual *a posteriori*

O modelo conceitual *a posteriori* é uma forma de visualizar quais relações foram mais frequentemente evidenciadas nos artigos científicos, o que é representado pela espessura das setas (Figura 7). Nesta versão do modelo constam apenas as setas com pelo menos cinco diferentes relações evidenciadas, por representarem efeitos mais significativos do conjunto de literatura revisado. Além disso, um modelo

com o total de 254 relações evidenciadas não permitiria uma visualização ordenada dos resultados.

Figura 7 - Modelo conceitual *a posteriori* com setas representando os efeitos mais frequentemente evidenciados (mais de cinco evidências) pelos artigos científicos. As setas de menor espessura possuem 5 evidências associadas, aumentando progressivamente a espessura com o número de evidências. A seta de maior espessura possui 62 evidências associadas. Setas demonstrando efeito positivo em azul, efeito negativo em vermelho e sem efeito em cinza.

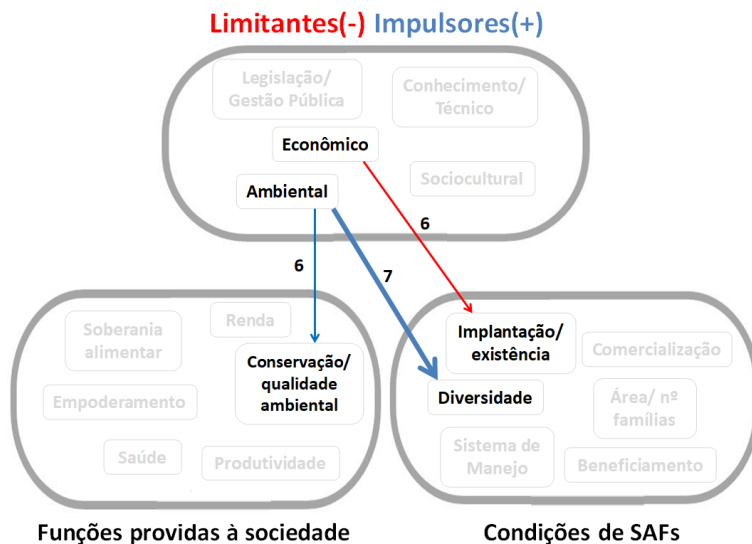


Fonte: Autora.

Através da revisão foi possível constatar que artigos científicos pouco relatam quais são os principais gargalos e impulsores para a adoção e manutenção de SAFAs no Brasil. Das 254 relações evidenciadas no total de artigos, apenas 16 demonstraram fatores limitantes de SAFAs, enquanto 37 demonstraram fatores que impulsionam os sistemas. As poucas e finas setas que saem de “Limitantes (-) Impulsores (+)” na figura 7 ilustram este reduzido número de evidências em relações a outros aspectos, como as condições de SAFAs. Os artigos de modo geral estão muito mais enfocados em investigações sobre os efeitos de SAFAs em aspectos biofísicos, como é possível perceber pela quantidade e espessura das setas que confluem para a função “Conservação/ qualidade ambiental” do modelo.

Mesmo não havendo um número tão expressivo de evidências relacionadas aos limitantes e impulsores de SAFAs, estes ainda merecem ser melhor explorados. Na figura 8, apresento um modelo com apenas as evidências mais frequentes (mais de cinco) de limitantes e impulsores. Seis evidências demonstraram um efeito negativo de fatores econômicos à implementação ou existência de SAFAs. A tabela 3 sumariza esses fatores econômicos.

Figura 8 - Modelo conceitual *a posteriori* com apenas as setas que representam os impulsores e limitantes mais frequentemente evidenciados (mais de cinco evidências) nos artigos científicos. As setas azuis (com 6 e 7 evidências associadas) representam efeitos positivos, a seta vermelha (6 evidências associadas) representa efeito negativo.



Fonte: Autora.

Tabela 3 - Fatores econômicos apontados como limitantes aos SAFAs e referências dos efeitos inferidos.

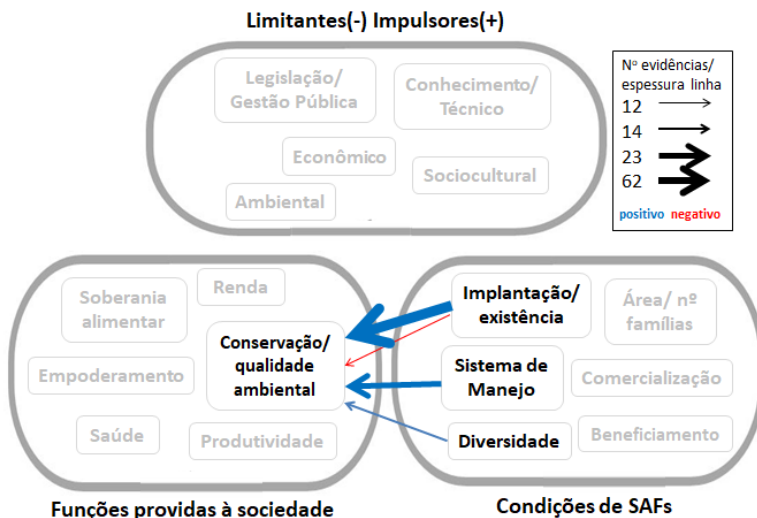
<b>Fatores econômicos apontados como limitantes aos SAFAs</b>	<b>Referência(s)</b>
Acesso/ posse da terra	de Souza et al. 2016
Custos de implementação	de Souza et al. 2012; Vosti et al. 1998
Aquisição de insumos (sementes e mudas)	de Souza et al. 2012
Menor produtividade em relação à lavouras em pleno sol	Francesconi et al. 2013
Menor retorno inicial	Vosti et al. 1998
Maior demanda de trabalho	de Souza et al. 2012; Vosti et al. 1998
Falta ou precariedade de infraestrutura para processamento e comercialização	Urzedo et al. 2016; Francesconi et al. 2013
Dificuldade em competir no mercado com produtos não agroflorestais	Francesconi et al. 2013
Demanda comercial de produtos incerta	Vosti et al. 1998

Fonte: Adaptado das referências pela autora.

Conforme mostrado na figura 8, diversas evidências apontaram que fatores ambientais causam efeitos positivos tanto sobre a diversidade dos SAFAs quanto sobre outros aspectos relacionados à conservação e qualidade ambiental. A maioria das evidências contidas nestas duas setas azuis relata que a capacidade dos SAFAs em prover habitat para diferentes espécies depende diretamente da matriz da paisagem em que estes estão inseridos. Os estudos concluem inferindo que SAFAs localizados em paisagens com maior área contígua coberta por vegetação nativa ou secundária possuem um maior potencial para prover habitat à diferentes espécies (CASSANO; KIERULFF; CHIARELLO, 2011; SAMBUICHI et al., 2012; BOMFIM et al., 2013), por vezes apresentando comunidades de flora e fauna comparáveis às vegetações adjacentes (FARIA; BAUMGARTEN, 2007; CASSANO; BARLOW; PARDINI, 2012). Aqueles SAFAs isolados ou apenas próximos de vegetação em precário estado de conservação podem não ser capazes de manter as interações ecológicas do ecossistema (SOUZA et al., 2015). Ademais, alguns estudos concluem que SAFAs implementados a partir da retirada de florestas (como o raleamento das cabrucas) são mais diversos (CASSANO; KIERULFF; CHIARELLO, 2011) ou mais capazes de manter funções ecossistêmicas como a qualidade do solo (WICK; TIESSEN, 2008) quando comparados aos SAFAs de regeneração ou após outras culturas (ROCHA et al., 2014; LACERDA et al., 2016). Mais uma vez para facilitar a visualização,

apresento um modelo conceitual em que constam apenas as setas com mais de 12 evidências (Figura 9):

Figura 9 - Modelo conceitual *a posteriori* representando apenas os efeitos mais frequentemente evidenciados ( $\geq 12$  evidências) no conjunto total de artigos revisados.



Fonte: Autora.

Como é possível perceber na Figura 9, todas as relações mais frequentemente evidenciadas nos artigos envolvem efeitos da existência ou das condições de SAFAs sobre aspectos ligados à conservação e/ou qualidade ambiental. De fato, a maior parte dos estudos são investigações sobre o efeito de diferentes usos da terra, incluindo SAFAs, sobre aspectos biofísicos, como qualidade do solo e diversidade de espécies. Ao perceber essa tendência da literatura analisada, decidi revisar as evidências sob um novo enfoque: os serviços ecossistêmicos. Isolando apenas aqueles artigos que possuíam conclusões relacionadas a funções e serviços ecossistêmicos, o total de 140 artigos triados foi reduzido para 116, dos quais interpretei as evidências segundo a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES). Os resultados da análise deste subconjunto de artigos são relatados na seção 4, que consiste em um manuscrito a ser submetido à revista *Ecology and Society*.

### 3.3 Lacunas

O mapa de lacuna de evidências (Figura 10) consiste no cruzamento dos termos do modelo conceitual em uma matriz. O objetivo é facilitar a visualização da frequência com que cada relação entre duas variáveis foi evidenciada nos artigos, independente da direção e do tipo de efeito (positivo, negativo ou não significativo). Os termos do modelo “Beneficiamento”, “Área/ n° de famílias” e “Saúde” não foram relatados em nenhuma relação evidenciada nos artigos científicos, representando total lacuna. Alguns outros termos foram pouco explorados, como “Legislação”, “Conhecimento/Técnico” e “Comercialização”, todos com apenas cinco relações evidenciadas.

Figura 10 - Mapa de lacuna de evidências. As células foram preenchidas com o número de evidências que relacionou as duplas de termos do modelo conceitual, independentemente da direção ou tipo de efeito (se positivo, negativo ou não significativo). A gradação de azul indica frequência de evidências. As relações entre termos de uma mesma caixa do modelo (ex: sistema de manejo e diversidade – duas condições de SAFAs) não estão aqui representadas.

	Sistema de manejo	Diversidade	Implantação/ Existência	Beneficiamento	Comercialização	Área/ famílias	Soberania alimentar	Renda	Empoderamento	Produtividade	Saúde	Conservação ambiental
Ambiental	0	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Conhecimento/Técnico	0	1	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Legislação/Gestão Pública	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Sociocultural	0	1	8	0	1	0	0	0	0	0	0	4
Econômico	1	1	9	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Soberania alimentar	0	1	6	0	0	0						
Saúde	0	0	0	0	0	0						
Empoderamento	0	1	7	0	0	0						
Produtividade	11	3	10	0	0	0						
Renda	3	2	8	0	0	0						
Conservação Ambiental	31	16	81	0	0	0						

Fonte: Autora.

Conforme anteriormente relatado, nas etapas iniciais do processo de revisão realizei a busca e triagem de dissertações e teses do Sul do Brasil. Durante esse processo de testes para definição do protocolo da revisão, analisei dez dissertações segundo o modelo conceitual *a priori*. Devido às muitas dificuldades encontradas na análise de dissertações e teses, essas foram eliminadas do escopo central da revisão, mas mantidas para eventuais comparações e melhor compreensão dos resultados. Mesmo se tratando de uma amostra não representativa do total de dissertações e teses no Brasil sobre o tema, a análise de 10 dissertações da região Sul possibilitou inferir a existência de diferenças significativas entre o foco das investigações em dissertações e teses e o foco dos artigos científicos. Para ilustrar essa diferença, adicionei ao mapa de lacuna de evidências dos artigos científicos (Figura 10) as relações evidenciadas nas 10 dissertações que analisei do Sul do Brasil (Figura 11).

Figura 11 - Mapa de lacuna de evidências integrando as relações demonstradas pelos artigos científicos (gradação de azul) e as relações da amostra de 10 dissertações do Sul do Brasil (gradação de rosa). As células com duas cores e dois valores diferentes representam as relações que foram evidenciadas tanto nos artigos científicos (a esquerda da célula, em negrito) quanto nas dissertações (a direita da célula). As relações entre termos de uma mesma caixa do modelo (ex: sistema de manejo e diversidade – duas condições de SAFAs) não estão aqui representadas.

	Sistema de manejo	Diversidade	Implantação/ Existência	Beneficiamento	Comercialização	Área/ famílias	Soberania alimentar	Renda	Empoderamento	Produtividade	Saúde	Conservação ambiental
Ambiental	1	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Conhecimento/Técnico	0	1	3	0	0	1	0	2	1	1	0	1
Legislação/Gestão Pública	1	0	3	1	2	1	0	1	0	0	0	0
Sociocultural	0	1	8	0	1	1	1	1	0	0	0	4
Econômico	1	1	9	0	2	2	1	0	0	1	0	0
Soberania alimentar	1	1	6	0	0	0						
Saúde	1	0	0	0	0	0						
Empoderamento	1	1	7	0	1	0						
Produtividade	1	3	10	0	0	0						
Renda	3	2	8	0	0	0						
Conservação Ambiental	3	16	8	0	1	0						

Fonte: Autora.

É interessante perceber como as relações demonstradas na amostra de dissertações que analise preenchem muitas das lacunas dos artigos científicos, ocupando células que continham “0” com uma ou duas evidências (células com a cor rosa). De modo geral, essa comparação demonstra o viés mais biofísico dos artigos científicos, enquanto a amostra de dissertações nos leva a inferir que essas cobrem uma maior variedade de assuntos, incluindo mais aspectos socioculturais e econômicos relacionados aos SAFAs.



#### 4 Manuscrito a ser submetido à revista *Ecology and Society*

### **Ecosystem services from agroecological agroforests in Brazil: a systematic map of scientific evidence**

Hanna R. Schuler<sup>1</sup>, Karine Louise dos Santos<sup>2</sup>, Fernando Joner<sup>1</sup>, Alexandre Siminski<sup>2</sup>, Ilyas Siddique<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Catarina, Pós Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Rod. Admar Gonzaga, 1346 - Itacorubi, Florianópolis - SC, 88034-000, Brazil

<sup>2</sup>Universidade Federal de Santa Catarina, Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Centro de Ciências Rurais, Rodovia Ulysses Gaboardi Km 3, Curitibaanos, SC CEP 89520-000, Brazil

#### **ABSTRACT**

The industrial agricultural model has been heavily impacting several ecological processes that sustain human well-being: the ecosystem services. Agroecological agroforestry has been proposed to generate a portfolio of regulating ecosystem services that have significant potential to simultaneously mitigate the negative impacts of industrial agriculture while maintaining a range of provisioning ecosystem services. Brazil has a great potential to scale up the implementation of agroforestry in its territory, with the current sociopolitical context providing a special opportunity now, which requires a strong scientific body of evidence to support decision making processes. Therefore, the current systematic map aims to catalogue the available scientific evidence related to the effects of agroecological agroforestry on ecosystem services in Brazil, addressing the questions: What evidence has been published on ecosystem services generated by agroecological agroforestry in Brazil? Did the studies adequately cover Brazilian regions and biomes? Which ecosystem services are more positively or negatively affected by agroecological agroforestry? What are research gaps of high priority on the topic? Through the review of 116 scientific articles indexed in the Web of Science database, it was possible to identify a disproportional emphasis on intensely studied regions, particularly inside the Atlantic Forest biome. On the other hand, Cerrado savanna, Pampa grasslands and Pantanal wetlands had very little research. Overall, regulating services were much more studied than provisioning services, while cultural services represent a major gap. A consistent positive effect of agroforestry was especially demonstrated for soil quality, habitat provision and carbon sequestration. Moreover, the negative effects demonstrated how the benefits of these systems are dependent on biophysical conditions and the management practices applied. Future research should fill the current gap of agroforestry effects on water provision and regulation given its critical importance for conservation and

human well-being, along with the promotion of more studies that jointly assess the provision of food and fiber with other important ecosystem services such as erosion control, flood protection and pest and disease control.

**Keywords:** Agroecology; agroforestry systems; habitat provision; literature review; soil quality.

## INTRODUCTION

The extensive implementation of the industrial agricultural model has been heavily impacting several ecological processes that sustain human well-being: the ecosystem services (ES) (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; TILMAN et al., 2011). The intensive application of pesticides and fertilizers and the genetic uniformity in these systems has led to serious disease outbreaks (IPES-FOOD, 2016), pest resistance (BOMMARCO et al., 2011), biodiversity loss (CHAPPELL; LAVALLE, 2011), soil degradation (RICKSON et al., 2015), greenhouse gases (GHG) emissions and fossil energy dependency (VITOUSEK et al., 1997; CREWS; PEOPLES, 2004), loss of fertilizer nutrients resulting in eutrophication and nitrous oxide emissions (GARCIA; CARDOSO, 2014), market concentration and displacement of smallholder farmers (ILES; MARSH, 2012), and contamination of food and water with agrochemicals (DIAZ; ROSENBERG, 2008; HOEKSTRA; MEKONNEN, 2012; HAYES; HANSEN, 2017). These environmental and socioeconomic costs associated with increases in productivity of single commodities in industrial monocultures represent a prioritization of provisioning services at the expense of enduring losses in regulating services such as pollination, carbon sequestration, biological control and soil conservation, posing a strong trade-off among ES (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; FOLEY, 2005; POWER, 2010).

A growing number of researches have been focusing on alternative farming systems and their potential to generate multiple ecosystem functions that can, in turn, drastically reduce the demand for marketed inputs and thereafter attenuate some of its negative impacts (KREMEN; MILES, 2012; TSCHARNTKE et al., 2012; DURU; THEROND; FARES, 2015). Agroforestry has been proposed to generate a portfolio of regulating ES that have significant potential to simultaneously mitigate the above costs, while maintaining a range of provisioning ecosystem services from the same land management units (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; PALM et al., 2010;

POWER, 2010; SIRCELY; NAEEM, 2013; CLASSEN et al., 2014), such as: on farm biodiversity conservation (BHAGWAT et al., 2008); regulation of water flows and water quality (CASANOVA-LUGO et al., 2016; BASCHE; EDELSON, 2017); food and fiber production without the use of pesticides (GARRITY et al., 2010); mitigate direct GHG emissions while reducing fossil energy dependency (BAAH-ACHEAMFOUR et al., 2017); increase or maintenance of soil productive potential associated with soil biological, chemical and physical fertility (LEITE et al., 2014; CEZAR et al., 2015); in situ and on farm conservation of agrobiodiversity and in field production of forest resources critical for food sovereignty, fuelwood, timber, medicinal products (ALBUQUERQUE; ANDRADE; CABALLERO, 2005; DE SOUZA et al., 2016).

Some literature reviews related to the topic were performed at national (PANDEY, 2007), regional (SMITH et al., 2013; CASANOVA-LUGO et al., 2016; REED et al., 2017) and global scales (JOSE, 2009). However, most of them have focused on one or just a few ecosystem services (NAIR et al., 2009; SEKERCIOGLU, 2012; POCH; SIMONETTI, 2013; LORENZ; LAL, 2014; PUMARIÑO et al., 2015; BAAH-ACHEAMFOUR et al., 2017), or on one specific agroforestry practice, such as alley cropping systems (TSONKOVA et al., 2012), cacao agroforestry (TSCHARNTKE et al., 2011; OBENG; AGUILAR, 2015) and/or coffee agroforestry (JHA et al., 2011; DE BEENHOUWER et al., 2013; MUNROE; ISAAC, 2014; CERDA et al., 2017).

Although some reviews are available, for most of them the limited scale, context specific characteristics and type of systems investigated hinder the possibility of generalizations. Besides, most of them lack scientific rigor by not following established systematic guidelines for the review, which tends to increase the potential to biases. The few systematic reviews and meta-analysis that cover this broad topic were performed very recently and at the European scale (FAGERHOLM et al., 2016; GOBEL, 2016; TORRALBA et al., 2016). However, there appear to be considerable differences in ES generated by agroforestry among countries and regions (DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013).

In Brazil, the intensive application of the industrial model of agriculture has placed the country among the world's top positions on the use of agrochemicals (CARNEIRO et al., 2012) and deforestation rates (ARIMA et al., 2014), besides a world leading exporter of commodities (IORIS, 2017) and one of the largest consumers of tropical

wood products (WORLD BANK, 2000; FAO, 2016). Brazil also holds significant part of the fresh water (MARGULIS et al., 2002) and highly biodiverse forests of the world (WORLD BANK, 2000; LEWINSOHN; PRADO, 2005), generating important ecosystem services for society. As a primarily tropical and forested country, Brazil has a great potential to scale up the implementation of agroforestry in its territory, considering that Brazil lacks around 20 million hectares of native vegetation located in Legal Reserves (LR) and Permanent Preservation Areas (PPA) (Soares-Filho et al 2014, Sparovek et al 2015).

Conceptually, agroforestry are systems where woody perennials are deliberately grown on the same land unit as other agricultural crops or animals, having a significant interaction between components (NAIR, 1993). In Brazil, some programs and initiatives promote the implementation of agroforestry with the same management practices of the modern monocultures, which are also referred to as agronomic or conventional agroforestry (MILLER, 2009). Agroecological agroforestry (AAF), however, are systems that intend to mimic the natural systems, proposing a shift from the industrial rationale. These systems are oriented by agroecological principles such as the reduced dependence on external inputs, integrated management to improve biological control and nutrient cycling, water and soil conservation, among many others (GLIESSMAN, 2002).

Compared to the millions of hectares under conventional farming systems, agroforestry in Brazil are underrepresented land uses (XAVIER; MENDONÇA, 2011). However, there has been an increasing recognition of its potential to restore and maintain more sustainable and productive landscapes in the vast tropical country, especially for smallholding agriculture (PORRO; MICCOLIS, 2011; XAVIER; MENDONÇA, 2011). Apart from the growing body of literature that has been being published (SOUSA; VIEIRA, 2017) and the efforts of some independent initiatives currently ongoing in Brazil (PENEIREIRO, 1999; STEENBOCK; SEOANE; FROUFE, 2013; ICA, 2017) this mounting recognition is also demonstrated by the recent changes in some of the national legislation that regulate land for agricultural purposes. From now on, agroforestry can be used to restore and maintain the legal protected areas within the rural property, the LRs and PPAs (BRASIL, 2012).

So far, it is unclear whether or not there is enough evidence available to support decision-making processes related to agroforestry and ecosystem services in Brazil. In general, the scientific evidence is scattered and fragmented in primary studies that tend to investigate

limited interventions in specific contexts, being then published in various formats and available in different sources. This fragmentation hinders the possibility to draw on broad conclusions that can support efficient decisions. Up to now, some literature reviews on the topic were performed in Brazil, but mainly on more specific themes and not following a systematic guideline (CASSANO et al., 2009; SCHROTH et al., 2011; XAVIER; MENDONÇA, 2011; TSCHARNTKE et al., 2011; TORRES et al., 2014).

Therefore, the current review seeks to address this gap producing the first systematic map to catalogue the available scientific evidence related to effects of agroecological agroforestry on ecosystem services in Brazil, aiming to better grasp the trends of the scientific investigations and the main knowledge gaps. Thus, it is possible to set a research agenda with priorities that can in turn result in a more efficient use of the scarce public research investments and further develop a body of evidence that can support decision-making processes. Systematic maps might also be useful to enlighten some lessons from the scientific knowledge built so far, indicating principles that can be applied to achieve a specific set of goals and ecosystem services. To this end, we addressed specific questions: What evidence has been published on ecosystem services generated by agroecological agroforestry in Brazil? Did the studies adequately cover Brazilian regions and biomes? Which ecosystem services are more positively or negatively affected by agroecological agroforestry? What are research gaps of high priority on the topic?

## **METHODS**

For the review of journal articles about agroecological agroforestry in Brazil and its effects on ES we followed guidelines for systematic review and systematic mapping (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013; JAMES; RANDALL; HADDAWAY, 2016). Both evidence-synthesis methods follow similar rigorous, transparent and objective steps with the aim to reduce bias. But while systematic review is used to answer a specific and “closed-framed” question, often requiring a precise set of primary research, systematic mapping is recommended for those “open-framed” questions, with the aim to collate and catalogue all available evidence on a broad topic, to understand how much research has been conducted on it, to identify and gather important evidence for policy-relevant questions and to detect evidence gaps (COLLABORATION FOR

ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013; JAMES; RANDALL; HADDAWAY, 2016).

The search for peer-reviewed journal articles was carried out on Web of Science database, which can return results from 1945 until today. After many trials, we decided on a comprehensive search string, using the terms: “Agroforest\*” (topic) AND “Bra?il” (topic). All results from the search were saved on EndNote online. For those references that a full text version could not be found, we sent emails for the authors requesting a copy and excluded those which were not traceable.

Inclusion and exclusion criteria were previously defined by the research team, taking into consideration the experience gained after several trials and specially the objective of analysing only agroecological agroforestry. For this review, agroecological agroforestry included: (1) systems that deliberately and functionally integrate consorted cultures with at least one woody perennial species and another woody or crop or forage species; (2) secondary forest enrichment with economically used species (as long as forest structure is maintained) and (3) forestry extractivism (as long as forest structure is maintained). We excluded those agroecological agroforestry that (1) applied pesticides, (2) highly soluble synthetic fertilizers or (3) used genetically modified organisms (GMOs). Even though we are greatly aware that agroecology cannot possibly be limited to the reduction or substitution of external inputs (ROSSET; ALTIERI, 1997), our review is limited to this aspect of the agroecological spectrum since it would not be possible to evaluate all agroecological principles for most of the studies reviewed. We understand that systems that reduce or substitute the use of industrialized inputs are one step forward towards a more sustainable agriculture, representing a significant step on the agroecological transition (GLIESSMAN, 2002).

The journal articles resulting from the search were refined through a two-step screening process: (1) the title and the abstracts and (2) the methodology, results and conclusions. During this process, we verified if the publication could fulfil the inclusion criteria and demonstrate clear evidence of agroforestry affecting positively or negatively ecosystem services generation. For this study, we considered as evidence the effects demonstrated as results of the scientific method utilized in the specific primary research. Nevertheless, evidence was interpreted according to the ecosystem service(s) affected, which we then called items of evidence. Therefore, evidence resulting from a primary research could be interpreted as one item of evidence (if it addressed effects on only one type of ecosystem service), two or more

items, for those that can represent a direct effect on several different types of ecosystem services.

After the filtering stage, the evidence interpreted from each journal article was classified according to the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). CICES is a classification that is being developed by the European Environment Agency (EEA) and has been mainly used for mapping and ecosystem service assessments (HAINES-YOUNG, 2016). For data extraction details, see appendix B and C.

Only primary studies from journal articles were included, considering that secondary studies such as literature review could result on double counting and overestimation of items of evidence. The inclusion/exclusion criteria were applied conservatively, which means that if a management practice such as the use of pesticides was not clearly stated in the article we would still include it. All included references were entered into an Excel spreadsheet (see supplementary material), which included bibliographical information (author, year, DOI, title and objective of the study), ecosystem service type, agroforestry type (agrosilvicultural, silvopastoral, agrosilvipastoral) and methodological approach (observational, experimental or modelling). We also recorded the biogeographical location of the agroforestry studied (municipality, state, region and biome). This data was used to produce a map in QuantumGIS version 2.14.16 software, basically composed of superimposed layers of the 6 Brazilian biomes and the municipalities where each of the studies were conducted.

## **RESULTS**

The Web of Science search (October 2017) yielded 428 journal articles, with the oldest one being from 1982. After the filtering stage, the 428 results were narrowed down to 116 articles that reported AAF effects on ES, resulting in a total of 193 items of evidence related to the ES we classified.

### **Biogeographical distribution of the studies**

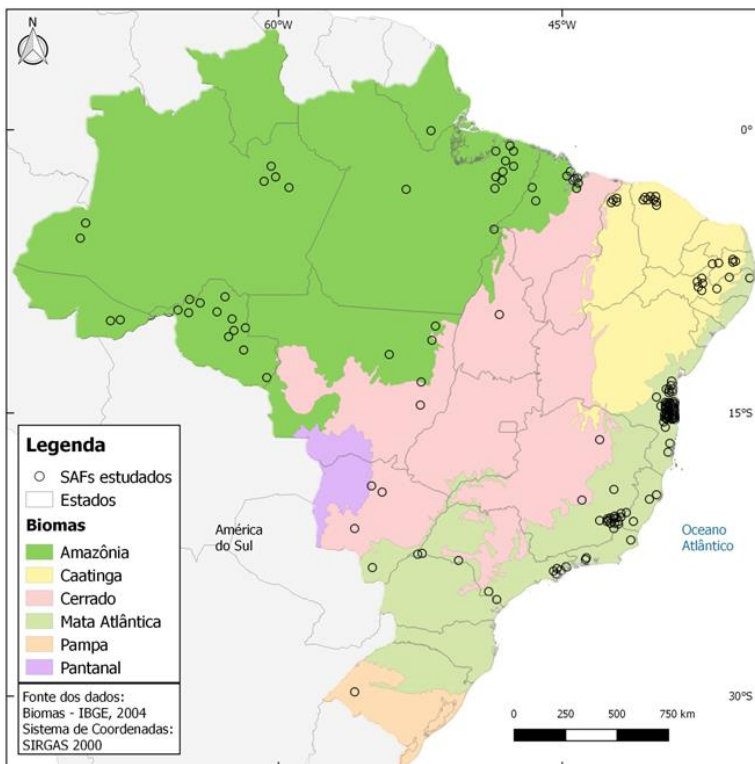
The 116 studies were performed on 92 different municipalities in five out of the six Brazilian biomes (Fig. 12). Almost half of the studies (45%) were performed on areas pertaining to the Atlantic Forest biome. The Amazon has the greatest extension among the Brazilian biomes, where 28% of the studies were performed on. Cerrado represents the

second largest Brazilian biome and the largest savanna region in South America, but only 4% of the analyzed studies were done on such areas. However, some studies (2%) were performed on transition areas between Cerrado and Atlantic Forest biomes, which slightly reduces this surprising lack of studies on the vast Cerrado biome. Caatinga, the semiarid biome in Northeastern Brazil, has a considerable share of the studies (20%) if we consider its smaller area (less than 10% of Brazil's territory). Out of the six Brazilian biomes, two had almost no representation among the studies reviewed: Pantanal, which represents one of the largest wetland areas of the world (WATANABE; ORTEGA, 2014) had no studies, and Pampa, a grassland biome located on the southernmost Brazilian state, had only 1 study performed on.

Some specific sites on the map (Fig. 12) are marked by a strong overlap of studies, represented by the circles intersection and consequent darker zones. Most of these sites are located within the Northeast region of Brazil, where 55% of the studies were conducted. Among these 'study' rich sites', the southern part of the state of Bahia represents a considerable portion of all studies reviewed, with more than 30 different articles focusing in this area. That's because this region (Fig. 13) holds large land areas that are used for cocoa (*Theobroma cacao*) production under the shade of native trees, which characterizes the historical agroforestry systems known as *cabruças* (CASSANO et al., 2009).



Figure 12 - Map of Brazilian biomes and geographical distribution of the agroecological agroforestry sites studied in the 116 journal articles.



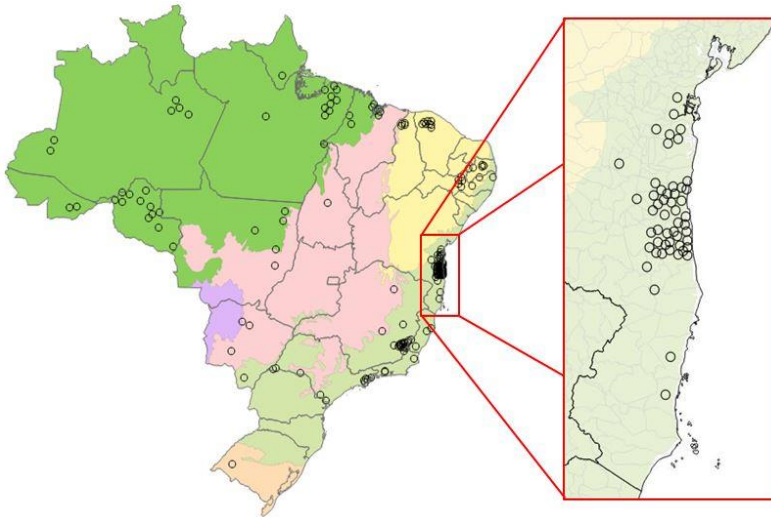
Source: Authors.

The *cabruca* landscape mosaic is the most studied agroforestry in Brazil. For a long time the region has been a target for various researches, and the number of publications keeps on growing. Most of the studies assess the potential of these systems to conciliate production and biodiversity conservation. Many of these studies (around 15) were conducted around the protected areas Una Biological Reserve and Una Wildlife Refuge, which harbours endangered species such as the maned sloth (*Bradypus torquatus*), the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*) and the golden-headed lion-tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) (CASSANO et al., 2011; CASSANO et al., 2014; GINÉ et al., 2015). Others focus on cabrucas' potential to accumulate and store considerable amounts of organic carbon in the soil, evaluating its

importance as a strategy to mitigate greenhouse gases (GHG) (GAMA-RODRIGUES et al., 2010).

Other locations with a great number of AAF studied were the Southeast region of the state of Minas Gerais, known as Zona da Mata and located within the Atlantic Forest biome, and the municipality of Sobral in the state of Ceará (Caatinga savanna), where 8 experimental studies were conducted at the National Caprine Research Center of Embrapa (Brazilian Agricultural Research Corporation).

Figure 13 - INSET: Cacao agroforests region, southern part of Bahia state. Most studied agroforests in Brazil.



Source: Authors.

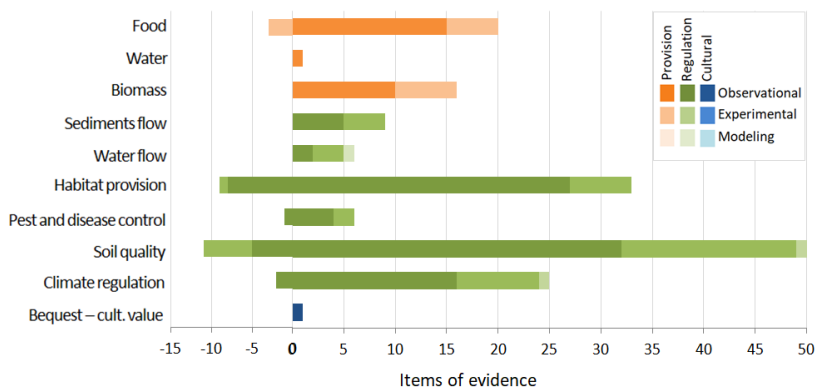
### **Evidence of agroecological agroforestry effects on ecosystem services**

In total, the 193 ecosystem services were classified on 10 out of the 20 different groups (for further details, see appendix B and C) of the Common International Classification of Ecosystem Services (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). The evidence found on the articles reveals 167 positive effects of agroecological agroforestry on ecosystem services and 26 negative effects (Fig. 14). Most evidence of the reviewed literature was obtained through observational studies (68%), with a smaller portion resulting from experimental studies (30%).

Modeling had almost no representation among the reviewed evidence, with only 1.7% of the total. As for the type of AAF studied, agrisilvicultural was the most frequently reported one (75%), compared to Silvopastoral (15%) and Agrosilvopastoral (10%). Among the studies that compared the effects of different AAF on ES, the majority (almost 90%) compared two different kinds of systems within the agrisilvicultural category, such as different species composition or management practices. The majority of the studies used adjacent primary or secondary vegetation as a reference system.

Among the three categories of services, regulation was the most studied one, representing 78% of the items of evidence. The provision category had 21% of the evidence, while cultural services had almost no evidence found (less than 1%), with no study singly focusing on this type of ES. Of all services studied, two were especially more frequent: soil quality and provision of habitat. As possible to perceive on the chart (Fig. 14) for these two services, not only a considerable amount of items of evidence could be found related to the positive effects of AAF, but also quite a few related to the negative effects of these systems on such ES. In order to better understand these two more frequently studied services, the next section unravels some of the main indicators and drivers studied.

Figure 14 - Evidence of positive and negative effects of agroecological agroforestry on ecosystem services in Brazil.



Source: Authors.

### *Soil quality*

Among the studies that assessed soil indicators, carbon and nitrogen content from soil were the attributes most frequently evaluated. Most of these studies found a positive effect of AAF on these attributes, which are key ones to determine soil quality. They demonstrated that AAF have a comparable and sometimes even greater potential for carbon sequestration and nutrient cycling in relation to the adjacent native or second growth vegetation. Some studies attributed these positive effects to the management practices adopted, such as constant incorporation of plant residues from pruning and weeding (TAPIA-CORAL et al., 2005; DA SILVA NOGUEIRA et al., 2008; DE AGUIAR et al., 2010; SANTANA DELIMA et al., 2011; DE CARVALHO et al., 2014; AGUIAR et al., 2014; LEITE; IWATA; ARAÚJO, 2014), use of legume trees in the system (TAPIA-CORAL et al., 2005; RANGEL-VASCONCELOS; KATO; VASCONCELOS, 2012; MARTINS et al., 2015) and organic fertilization, including inputs of animal manure (DE AGUIAR et al., 2010; SANTANA DELIMA et al., 2011; DE CARVALHO et al., 2014).

Another share of these studies inferred that the positive effects of AAF on soils were related to species structure and richness. By comparing different types of AAF (with a different number of species) and natural vegetation as control, these studies found better contributions for soil quality from the most diverse and rich AAF than from the least diverse and rich ones (DA SILVA NOGUEIRA et al., 2008; AGUIAR et al., 2014; CEZAR et al., 2015; PRADO et al., 2016; SILVA; RAMALHO; 2016). These positive effects of the more complex and diversified AAF were also demonstrated for other important nutrients (such as phosphorous), microbiological attributes, soil moisture and temperature (CEZAR et al., 2015; SILVA; RAMALHO, 2016).

The second most assessed indicators in relation to soil were biological attributes. Many studies found positive or neutral (no decrease of attributes when turning forest into AAF, for example) effects of AAF in relation to native vegetation or other land uses on microbiological indicators (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011; LEITE et al., 2014; NOTARO et al., 2014; CEZAR et al., 2015; SILVA; RAMALHO, 2016) and soil fauna (BARROS et al., 2002; DA SILVA MOÇO et al., 2009; MOÇO et al., 2010; CEZAR et al., 2015). A smaller share of studies focused specifically on soil physical attributes, mostly evaluating degree of compaction, compression behavior, soil

bulk density, aggregation, among others. Those studies concluded that the changes induced by AAF were either positive or neutral in relation to native forest (WATANABE; FIGUEIREDO; PIRES, 2016) and other land uses (TOMA; COOPER; TAVARES, 2013; GUIMARÃES et al., 2014).

As for the negative effects of AAF on soil attributes, some studies pointed out potential reasons for it. By comparing different types of AAF with native vegetation and other land uses, both Maia et al. (2007) and Maia et al. (2008) concluded that those AAF that promoted higher disturbances in the soil caused a reduction on nitrogen contents and total soil organic carbon stocks compared to the native forest and to the treatments that had less intensive soil disturbances. Even though these two studies reported negative effects of some types of AAF on soil, both concluded that silvopastoral systems had the best results for the evaluated attributes probably because of the absence of soil tillage. This effect is also demonstrated by da Silva Nogueira et al. (2008), who concluded that those AAF that didn't promote any soil disturbance, keeping it always covered and with a constant input of plant residues, were also the ones with higher contents of organic matter and phosphorous (even in comparison to native vegetation). From the other studies that demonstrated a negative effect of AAF on soil, three assessed the effects on soil quality of converting Amazonian forests into other land uses, including AAF. The studies concluded that this conversion can cause a decline on some key attributes, such as phosphorous and total organic matter. Nevertheless, compared to the other cultivation systems, AAF were capable of maintaining or increasing many other attributes at comparable levels to the original vegetation (MCGRATH et al., 2001; SILVA JUNIOR et al., 2012; LEMOS et al., 2016).

### *Habitat provision*

Among the studies that assessed the potential of AAF for biodiversity conservation, a greater proportion evaluated faunal species, especially through the estimation of attributes of insect communities such as richness, diversity and dominance. Several concluded that AAF can be considered as an important strategy for the conservation of various species (CABALLERO, 2005; ACKERMAN et al., 2009; MOÇO et al., 2010; FRANCESCONI et al., 2013; ALBUQUERQUE; ANDRADE; CEZAR et al., 2015; DAROCHA et al., 2015; DE SOUZA et al., 2016), while others differ, demonstrating evidence of negative

impacts of AAF on some faunal and floral communities in comparison to native or secondary vegetation (ROLIM; CHIARELLO, 2004; SAMBUICHI; HARIDASAN, 2007; FRIGERI; CASSANO; PARDINI, 2014; GINÉ et al., 2015).

As stated before, cacao agroforests were the most studied systems, occurring mainly in the southeast region of the state of Bahia. Many studies compared the potential for conservation of different fauna and flora species among different types of cacao agroforest, such as cabruca, rubber agroforest (cacao shaded by rubber trees - *Hevea brasiliensis* L.) and Erythrina agroforest (cacao shaded by *Erythrina glauca* Lour. or *Erythrina fusca*). The majority of these studies concluded that those cacao agroforests that had a more complex and diverse vegetation structure, being mainly shaded by native trees, were better able to maintain subsamples of the species communities (insects, birds, mammals, bromeliads, etc) found in the adjacent forests than the monodominant agroforests (DELABIE et al., 2007; NOVAIS; MACEDO-REIS; NEVES, 2017). As presented by many studies, the potential of cabruças as alternative or additional habitat for forest species is closely linked to the surrounding landscape (CASSANO et al. 2009). Cabruças that are located in a landscape where large areas are still covered by forests are better able to provide habitat for some species (FARIA et al., 2006; CASSANO et al., 2011; BOMFIM et al., 2013; GINÉ et al., 2015). Besides the proportion of forest in the landscape, the conservation status of these surrounding forest fragments are also a key factor for the conservation value of a cacao agroforest (FARIA; BAUMGARTEN, 2007; SOUZA et al., 2015).

### **Evidence gaps**

As mentioned above, out of the 20 different groups of ES in the CICES classification, only half of them had at least one item of evidence found. From the groups that represented a total gap of evidence, some are of a special concern considering the general goals and potentials of the agroecosystem under study, such as: Mediation of wastes and toxics (bio-remediation/ filtration by plants or other organisms), mediation of gaseous/air flows (storm protection, air ventilation), regulation of chemical water conditions (maintenance, buffering) and most of the cultural services (physical, experiential, intellectual and spiritual interactions). Some groups of ES presented little evidence if we consider the great potential that AAF have in providing them and their key importance for society: water provisioning and regulation, flood

protection (liquid flows), erosion control (mass flows) and pest and disease control.

## **DISCUSSION**

Our results highlight a highly heterogeneous distribution of studies among the Brazilian biomes and administrative regions. Disproportional emphasis on intensely studied, small regions, particularly inside the Atlantic Forest, are not explained purely by its recognized importance to conservation for being Brazil's most deforested biodiversity hotspot (TABARELLI et al., 2005) or for housing 70% and 80% of Brazil's population and GDP, respectively (SCARAMUZZA, 2011). In fact, the most intensely studied microregions may rather reflect socioeconomically important agroforestry systems that have historically attracted researchers' attention.

A bibliometric analysis of scientific papers published between 2005 and 2015 in Brazilian journals indexed in one of the main multidisciplinary databases (Scielo) helps us understand this heterogeneous distribution (SOUSA; VIEIRA, 2017). Just as our results, Atlantic Forest biome was the most studied one (30%), followed by Amazon (27%) and Caatinga (19%) (SOUSA; VIEIRA, 2017). In their bibliometric analysis Minas Gerais was the top ranking state. This divergence with our results is presumably due to our exclusion of many studies on coffee agroforestry systems in Minas Gerais that use synthetic agrochemicals. The divergence was also due to the large number of studies on cacao agroforestry in Bahia which were published in international journals like *Agroforestry Systems* and *Biodiversity and Conservation*, outside the scope of the Open Journals database Scielo. The reduced number of studies in the Cerrado and Pampa biome, as well as the absence of agroforestry studies in the Pantanal, were also observed by Sousa & Vieira (2017).

### **Trends in the agroforestry literature**

Our systematic map reveals a focus on regulating (78%) and provisioning (21%) services, which is also demonstrated by another systematic map performed on the topic across Europe (FAGERHOLM et al., 2016). They found 54% of studies related to regulating and supporting services and 21% related to provisioning services. The much higher proportion of regulating services in relation to provisioning

services is surprising considering that both analyses focused on agroecosystems. But a similar and complementary map to Fagerholm et al. (2016) found a slightly different result, with the services most frequently studied among the literature reviewed being in fact from the provisioning category (42%) (GOBEL, 2016). This greater proportion of both regulating and provisioning services is not restricted to the agroforestry literature, being also a general trend in the ecosystem services research around the world (VIHERVAARA et al., 2010).

Even though the systematic maps from Europe differed conceptually from ours (i.e. they strictly focused on ecosystem service research), some of the main results are rather similar. The most frequently assessed services among the studies reviewed by Gobel (2016) were related to soil quality and carbon storage, while Fagerholm et al. (2016) found a higher proportion of studies focusing on habitat provision. Furthermore, these most frequently assessed services in agroforestry also correspond to the most studied ones in the entire tropical region (CASANOVA-LUGO et al. 2016). Specifically for Brazil, the bibliometric analysis cited above also detected soil quality as the most assessed topic (48%) among the agroforestry scientific articles (SOUSA; VIEIRA, 2017). According to Nair & Garrity (2012), at the start of the agroforestry research development, around three decades ago, there was indeed an emphasis on soil fertility and other biophysical interactions. But over time the research agenda expanded to encompass socioeconomic issues and broader scales of analysis, from local fields to landscape and global ecosystem levels. This might be the case for the whole research agenda, but as possible to perceive the primary studies published in the format of journal articles remain with a rather strict emphasis on these same initial topics of interest.

As for the cultural category, there was not a single study that specifically focused on these non-material services, maybe due to the difficulties associated to its measurability (MILCU et al., 2013). But out of the 71 studies reviewed in the European systematic map 17% were part of this category, especially related to aesthetical values, recreation and ecotourism (FAGERHOLM et al., 2016). These and other cultural ecosystem services may also be important yet under researched in Brazil. It is however difficult to infer if the lack of those in our results is an actual gap in knowledge or a bias of the type of source reviewed. Overall, the reduced amount of research focusing on this category of ES follows a worldwide trend, being often considered as secondary or complementary in terms of research priorities and decision making (MILCU et al., 2013).



### *Effects on ecosystem services*

By reviewing the general characteristics and drivers of the most studied services, some key insights can be highlighted about the effects of AAF on them. Despite the overall body of evidence that demonstrates positive effects of AAF on soil quality, its establishment and management must be carefully conducted, since some of its effects on soil might undermine its long-term sustainability. Agroforests cannot always be considered as a conservative and beneficial system to soil in comparison to native vegetation, but rather as a good alternative in relation to other cultivation practices and systems such as slash and burn, pasture and monoculture.

A similar conclusion can be drawn related to the habitat provision studies, which mostly demonstrate that AAF can be considered as a better surrogate for many species when compared to more simplified land uses, being able to gather a higher diversity of species in its forest-like structure (BARROS et al., 2002; GOULART et al., 2011; GOMES et al., 2013). Indeed, AAF can play an important role as ecological corridors, buffer areas for parks or other protected areas (DE SOUZA et al., 2016), strategy for restoration of degraded areas (MORESSI; PADOVAN; PEREIRA, 2014) or recovery of forest structures after abandonment (ROLIM et al., 2017). Nevertheless, AAF cannot replace the forests in terms of conservation for many species (GINÉ et al., 2015; GUTIÉRREZ et al., 2017).

Similar to the effects of AAF on soil quality, the role of AAF for biodiversity conservation relies on several factors. Besides the landscape matrix and the previous land cover, the cultivation and management practices applied directly influence such potential, that depend upon decisions such as the thinning of native trees, the selection of the introduced exotic tree species, the canopy openness, the cleaning of the understory, among others (CASSANO et al., 2009; DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013; ROCHA et al., 2014; SILVA; RAMALHO, 2016).

The large body of evidence demonstrating the potential of AAF for carbon sequestration and storage also deserves to be highlighted here, since these systems are considered under the National Policy on Climate Change (Law n<sup>o</sup> 12.187 of 2009) as a strategy to greenhouse gases mitigation (TORRES et al., 2014). The Federal Decree n<sup>o</sup> 7.390 (2010), which regulates the implementation of Brazil's voluntary agreement, lists as a mitigation action an "increase in 4 million hectares

of land covered by agroforestry schemes, coupled with more intensive cattle raising activities (integrated agriculture/husbandry/forestry activities)” (LA ROVERE et al., 2014). Considering the evidence here gathered and other reviews previously performed on the topic (NAIR et al., 2009; TSONKOVA et al., 2012; SOMARRIBA et al., 2013; LORENZ; LAL, 2014) it is possible to reaffirm this potential, that due to the conservative soil management applied on most of the AAF here assessed, these carbon pools might indeed represent long-term carbon stocks (GAMA-RODRIGUES et al., 2010; SANTANA DELIMA et al., 2011; DE OLIVEIRA MARQUES et al., 2012; DO SACRAMENTO et al., 2013; GUIMARÃES et al., 2014). According to Nair & Garrity (2012), this potential for carbon sequestration is probably one of the most popular topics of agroforestry research in the last few years.

As for food provisioning, which was also one of the most assessed services, much of the evidence verified the role of homegardens as an important subsistence strategy for households. The high diversity of plants commonly found in the homegardens offers to the families an opportunity for more diversified diets, access to timber and medicinal plants, resource-rich environments for birds and even a source of income (ALBUQUERQUE et al., 2005; GOULART et al., 2011; SALIN et al., 2012; STEWARD, 2013; CELENTANO et al., 2014). This potential to generate food and at the same time a range of other functions was also demonstrated for the extractivism of non-timber products (SALIN et al., 2012; HOCH et al., 2012; URZEDO et al., 2016), agroforests established in natural regeneration or degraded areas (SLINGER 2000; CEZAR et al., 2015), and enrichment of native or secondary forests with species of economic and cultural value (SCHULZ et al., 1994; HOCH et al., 2012; SOUZA et al., 2016; TOMAS VASCONCELOS et al., 2016; DANELLI et al., 2016). The studies demonstrate evidence that these productive forests have been contributing to the quality of life and empowerment of smallholders in different regions across Brazil.

### **Implications for future research**

This systematic map enabled us to identify the ecosystem services most frequently studied in the AAF literature in Brazil. A next step to better understand the main drivers associated to the evidenced effects would be to proceed to a meta-analysis on each of these services, since there is probably enough evidence for this type of research synthesis method. This could enable more detailed and reliable

conclusions that could be used to support a wide range of decision-making processes, not only at the farm scale but also for future research, regulatory frameworks, payments for ecosystem services schemes and agroforestry development programs in general.

According to Nair & Garrity (2012), the potential of agroforestry for water quality enhancement has been getting an increasing attention in scientific investigations. Nonetheless, that is not the case for Brazil, despite the critical importance of regulating water quantity and quality for the sustainability of Brazilian agroecosystems and cities. Among the gaps here identified, we consider it rather concerning that almost no evidence was found related to the effects of AAF on water provisioning and regulation, and none for the potential of these systems to attenuate pollution. These gaps need to be urgently addressed by future research, not only because of the obvious importance of water as a resource, but also because of the legal possibility of implementing agroforestry along river margins and water springs surrounded by agricultural land in small farms, with economic and sustainable use of the resources being now allowed (BRASIL, 2012). The current sociopolitical context provides a special opportunity to scale-up agroforestry in Brazil, and potentially generate and maintain the ecosystem services of which we all depend on (SIMINSKI et al., 2016).

The current Brazilian legislation also enables the implementation and management of agroforestry systems to recover sensitive areas such as Legal Reserves (LR), steep slopes and hilltops, another reason to increase the amount of evidence related to the potential of the different AAF for erosion control, flood protection and maintenance of hydrological cycle. It is important to encourage studies that assess the potential of different species and systems' arrangements for these sensitive areas, aiming for those that are better able to reduce run-off and at the same time provide other functions, such as an economic utilization of products. To do so, a strong scientific body of evidence and well-considered research agenda is required, in order to support decision making processes at a national scale as well as at the farm level. As for the type of agroforestry studied, the disproportional emphasis on agrisivicultural systems might be a result of the search term we used (Agroforest\*), rather than a *de facto* emphasis on agroforestry without an animal component in Brazil, since such studies may more frequently use the term "silvopastoral", without explicitly mentioning agroforest(ry) elsewhere in abstract or title.

## **Limitations of the map and potential applicability**

Our results may be considered a relevant representation of the knowledge accessible in science so far on the topic in Brazil. However, it might still not be possible to extrapolate the evidence here gathered as an accurate reflection of the reality and use it as a base for important decision making processes at the national scale. Some of the reasons are biases intrinsically associated to the primary studies, such as: (1) the greater likelihood of “positive” results to be published as scientific articles compared to “no-effect” or negative results; (2) the focus on single interventions as the key to success, without considering context dependent issues; (3) the extrapolation of results from restricted experiments as broadly applicable; (4) and the assumption/interpretation of a causal relationship when it only means correlation (COE; SINCLAIR; BARRIOS, 2014). Besides those, some weaknesses of the map result more directly from the reviewing phase, such as the interpretation and classification of the ecosystem services, the challenge of gathering evidence from varied types of research approaches, the lack of a quality appraisal of the studies’ evidence and the limitation of the single database used for the articles search.

Even so, the results can be very helpful especially to inform future research. Besides the identification of knowledge gaps, the evidence here gathered was organized by topics (type of ecosystem service, biogeographical region, etc), which provides a readily available referencing material for researchers, policy makers and practitioners interested in one or more of the topics encompassed here (see supplementary material).

## **CONCLUSION**

The systematic map we presented here helps to assess the consistency and gaps of evidence of AAF effects on ecosystem services across regions and biomes. Land use decision making and public policies concerned with soil quality, habitat provision or carbon sequestration should enable AAF development, as revealed by the consistent number of scientific studies demonstrating positive effects of AAF on these ecosystem services. Some of the negative effects in our analysis demonstrate how the benefits of these systems are dependent on biophysical conditions and management practices applied. Moreover, future research should fill the current gap of AAF effects on water

provision and regulation, given its critical importance for conservation and human well-being.

Overall, regulating services were much more studied than provisioning services, while cultural services represent a major gap. The biogeographical distribution of studies is concentrated in the Atlantic Forest Biome, especially in the traditional cacao agroforestry mosaic of the coastal region of the Bahia state. Three out of the six Brazilian biomes had very little or no research performed on agroecological agroforestry: Cerrado savanna, Pampa grasslands and Pantanal wetlands.

In order to demonstrate the real potential of AAF to attenuate the production-conservation trade-off and simultaneously promote human well-being, we need more studies that jointly assess the provision of food and fiber with other important ecosystem services such as erosion control, flood protection and pest and disease control, especially those considering realistic resource limitations and other social-ecological constraints.



## 5 DISCUSSÃO FINAL

### 5.1 Limitantes e impulsores de SAFAs

A revisão e o mapeamento sistemático permitiram perceber que existe uma quantidade substancial de investigações sobre SAFAs no Brasil, principalmente sobre aspectos biofísicos e serviços ecossistêmicos ligados a estes sistemas. Para discutir e avaliar criticamente os resultados obtidos é interessante lembrar a questão ampla que permeia os objetivos da pesquisa: O que sabemos sobre SAFs agroecológicos no Brasil através dos artigos científicos?

Foi possível perceber que o objetivo de compreender os principais fatores que limitam ou impulsionam SAFAs no Brasil não foi satisfatoriamente alcançado pela revisão de artigos científicos. Muitos dos artigos de fato expunham e discutiam estes fatores, mas no geral não eram o centro da investigação. Mas será que é uma questão relacionada ao tipo de fonte? Se estes fatores não são suficientemente tratados por artigos científicos, então quem sabe são relatados por aqueles que auxiliam a implementação de SAFs, como ONGs e agências que cooperam diretamente com agricultores em projetos de desenvolvimento.

Um trabalho análogo a este e com a mesma pergunta inicial de pesquisa e uso do mesmo modelo conceitual foi realizado pelo estudante de mestrado Vicente Parra, o qual analisou 12 relatórios de projetos de desenvolvimento realizados nos três estados do Sul, os quais relataram experiências desenvolvidas com um total de 2907 famílias. A análise demonstrou que os relatórios de projetos também não apontam os limitantes de SAFAs, mas sim os fatores que impulsionam estes sistemas. Segundo Parra et al. (2018), conhecimento técnico e aspectos socioculturais estavam entre os principais fatores apontados como impulsores do desenvolvimento de SAFAs, principalmente relacionados à capacitações, mutirões e trocas de experiências. Para obter os limitantes, Vicente Parra realizou sete grupos focais (entrevistas coletivas) em quatro municípios do Sul do Brasil, o que permitiu captar a percepção de uma soma de 96 agricultores. Os obstáculos mais frequentemente citados nos grupos focais estavam relacionados com fatores socioculturais e econômicos, principalmente com a falta de mão de obra e dificuldades na organização do trabalho coletivo (PARRA et al., 2018).

Conforme é possível observar, diferentes fontes de informação apontam diferentes fatores como limitantes ao desenvolvimento de

SAFAs. Segundo Porro e Miccolis (2011), a falta de desenvolvimento de mercados específicos, insuficiente assistência técnica e programas de capacitação, ausência de uma legislação adequada que estimule os agricultores a implementar SAFs complexos e diversificados e o desconhecimento generalizado sobre manejo e sobre os benefícios socioambientais promovidos por estes sistemas também podem ser apontados como obstáculos a mais ampla adoção desses sistemas. Segundo nossos resultados, fatores econômicos estão entre os principais limitantes, como o acesso ou falta de posse da terra, custos de implementação e aquisição de insumos, menor produtividade e retorno inicial e maior demanda de trabalho.

Com isso, torna-se difícil estabelecer uma lista acurada dos principais fatores que mais limitam SAFAs em escala nacional, haja vista a diferença de informações dos diversos tipos de fonte e as condições e especificidades locais. Independentemente do tipo de fonte e de quais fatores são identificados, a mais ampla expansão e consolidação destes sistemas depende de uma melhor compreensão destes fatores, os quais também devem ser investigados e publicados pelas vias científicas. Através da obtenção de resultados científicos robustos, a academia pode auxiliar os diferentes atores e organizações que têm trabalhado no sentido de discutir e promover ações concretas que auxiliem na superação dos principais obstáculos de SAFAs.

## **5.2 Principais tendências no conhecimento científico**

O enfoque em aspectos mais biofísicos encontrado nos artigos científicos sobre SAFAs no Brasil não é um resultado inesperado, visto que segue uma tendência mundial de pesquisa. Em uma análise bibliométrica sobre a utilização de termos das ciências ambientais e de termos ligados à aspectos socioeconômicos na pesquisa sobre sistemas agroflorestais, Barisoux (2017) concluiu que enquanto tópicos relacionados às ciências ambientais tiveram um crescimento constante na pesquisa em SAFs, o mesmo não foi observado para aspectos socioeconômicos. Essa mesma tendência pode ser observada na pesquisa agroecológica mundial. Segundo a revisão sistemática conduzida por Gómez et al. (2013), esta também é centrada em aspectos biofísicos, com investigações principalmente sobre produtividade, solos e os efeitos das condições ambientais sobre os cultivos e outras espécies.

O maior enfoque das pesquisas na qualidade do solo também foi identificado nos artigos científicos sobre serviços ecossistêmicos de modo geral (não limitados aos SAFs), conforme mostra a revisão



realizada por Vihervaara et al. (2010). Esta última revisão, no entanto, demonstrou que há uma menor proporção de investigações de serviços ecossistêmicos na escala das paisagens agrícolas em comparação a estudos na escala de bacias hidrográficas e florestas (VIHERVAARA et al., 2010). Isso provavelmente se dá pelo relativamente recente reconhecimento de que paisagens agrícolas podem de fato contribuir para a conservação da biodiversidade, e com isso à geração de serviços ecossistêmicos que não somente de provisão. Embora ainda incipiente, essa consideração dos sistemas agrícolas como parte dos esforços de conservação tem se tornado cada vez mais central em diferentes debates, como é possível perceber na acirrada argumentação sobre os benefícios e entraves associados às estratégias de *land sparing* e *land sharing* (GRAU; KUEMMERLE; MACCHI, 2013; PAUL; KNOKE, 2015).

Ao focar especificamente a produção de alimentos e impacto sobre a biodiversidade, a argumentação e estudos decorrentes deste debate escasseiam de um elemento essencial: o bem-estar humano (BENNETT, 2017), o qual é central na ciência dos serviços ecossistêmicos. Ao se limitar à dicotomia produção X conservação, desconsidera-se as muitas outras formas que os agroecossistemas contribuem ao bem-estar humano: sua multifuncionalidade. (BENNETT, 2017). Com isso, é necessário que investigações científicas considerem todos serviços ecossistêmicos providos por agroecossistemas de modo integrado, promovendo pesquisas transdisciplinares que incorporem questões relacionadas à governança, equidade, concentração de poder, entre outros fatores socioculturais e econômicos que contribuem para a soberania alimentar e o bem-estar de todos indivíduos da sociedade (BENNETT, 2017).

De modo geral, a pesquisa relacionada aos SAFAs e à serviços ecossistêmicos está em plena expansão (BARISAUX, 2017). Contudo, já é possível perceber que esse crescimento no número de estudos está desproporcionalmente favorecendo investigações sobre aspectos biofísicos, deixando de lado ou em posições secundárias os aspectos socioeconômicos e culturais (VIHERVAARA; RÖNKÄ; WALLS, 2010). Tal fato é também explicitado na análise bibliométrica conduzida por Barisaux (2017), a qual concluiu que do total de estudos sobre SAFs indexados na *Web of Science*, apenas 20% continha as palavras “*smallholder*” ou “*farmer*”. Produtores rurais, juntamente com comunidades tradicionais, são os verdadeiros pioneiros em sistemas agroflorestais. Os objetivos tanto de SAFAs quanto da pesquisa científica deveriam estar mais centrados em promover a melhoria da qualidade de vida daqueles que produzem alimentos de modo

sustentável, o que pode se desdobrar em uma série de outros benefícios em todo sistema agroalimentar.

As revisões sistemáticas de Gómez et al. (2013) e Wezel e Soldat (2009) sobre a pesquisa em agroecologia também trazem interessantes *insights*, principalmente sobre as diferenças entre pesquisas mais teóricas ou conceituais, na forma de livros, artigos ou outras publicações, e pesquisas empíricas estritamente na forma de artigos científicos. Segundo Gómez et al. (2013), enquanto na teoria a agroecologia declara ser uma disciplina e prática sistêmica e multidisciplinar intrinsicamente conectada com os agricultores, na pesquisa empírica continua-se priorizando procedimentos metodológicos convencionais e objetos de estudo singulares, como solo, produtividade, e etc. Tal compartimentalização é compreensível dada a complexidade de se avaliar muitos fatores com os limitados recursos financeiros e de tempo geralmente empregados nas pesquisas. Este fato retoma a importância de revisões sistemáticas no tema, e principalmente aquelas desenhadas para incluir diferentes tipos de fonte. Enquanto estas representam um maior desafio, é também fato que podem significar melhores resultados por justamente integrar os vieses de temas mais tratados em cada tipo de fonte, o que foi observado pelas diferentes tendências entre artigos científicos, dissertações e teses, projetos de desenvolvimento e a própria experiência relatada por agricultores.

### **5.3 Distribuição espacial de evidências – lacunas ou o quê?**

Conforme já discutido no manuscrito, a distribuição de estudos nos diferentes biomas brasileiros ocorreu de forma heterogênea, coincidindo com resultados da revisão bibliométrica de Sousa e Vieira (2017). Quanto à distribuição entre os estados, os resultados são relativamente parecidos entre as revisões, com exceção da grande quantidade de estudos no estado da Bahia aqui encontrado. Para a Amazônia os resultados são mais similares, com os dois estados mais estudados também sendo Rondônia e Pará (SOUSA; VIEIRA, 2017). Já para a Caatinga não é possível afirmar o mesmo, havendo algumas diferenças mais acentuadas entre os estados mais estudados em cada revisão.

A grande lacuna de estudos na região Centro-Oeste e no extenso bioma Cerrado também foi verificada na revisão bibliométrica de Sousa e Vieira (2017). É possível que a estrutura fundiária baseada em latifúndios com extensas monoculturas de soja tenham alguma relação com essa lacuna, já que a agricultura familiar no Centro-Oeste é a

menos expressiva em comparação às outras regiões do país, representando apenas 4% do número total de estabelecimentos agropecuários familiares do Brasil. No entanto, este fator isolado não explica a grande lacuna, pois se não deveríamos esperar um grande número de estudos na região Sul, haja vista o alto percentual de estabelecimentos familiares nesta região (BUAINAIN, 2006).

Segundo Duboc (2008), mesmo com a ocorrência de um excelente potencial para a disseminação de SAFs na Região Centro-Oeste, esses sistemas de fato ainda são pouco praticados. Pessoalmente, sei que, pelo menos no Distrito Federal, já existem diversas experiências em SAFAs. Tal fato é reforçado pelas dissertações de mestrado de Irineu (2016) e Araújo (2017), que investigam casos de agricultores do DF que produzem e comercializam uma grande quantidade de produtos advindos de seus SAFAs. Algumas experiências, como o Sítio Semente no DF, vêm ganhando visibilidade através de cursos e mutirões, disseminando o conhecimento e as práticas de SAFAs e inspirando diversas outras iniciativas. É possível que essas iniciativas e seus frutos, assim como as pesquisas científicas que as têm investigado, sejam ainda relativamente novos para já constarem na literatura científica como artigos publicados. No entanto, essas e tantas outras experiências atualmente desenvolvidas no Brasil se constituem como boas referências que merecem ser melhor investigadas e difundidas nas vias científicas mundo afora, principalmente considerando que muitos tomadores de decisão utilizam dados publicados como referência.

Quanto à quase total lacuna de estudos na região Sul do país, essa não deve ser compreendida como uma falta de estudos conduzidos, mas sim como uma ausência de sua publicação em formato de artigo científico indexado na ampla base *Web of Science*. É difícil inferir se as diversas dissertações e teses no tema de fato não foram publicadas no formato de artigo (e qual o motivo), ou se essas estão publicadas em revistas não indexadas na base de dados utilizada, ou ainda se estão em outros formatos, como resumos de congressos. Independente da razão, é importante ressaltar que a comunicação dos resultados de pesquisas é parte fundamental da atividade científica, sendo imprescindível para o avanço do conhecimento.

Comparado à dissertações e teses, a publicação de resultados em formato de artigo científico traz uma série de vantagens, como o maior potencial de difusão dos resultados das investigações à toda comunidade científica, para além dos limites brasileiros. Além do formato mais prático, com um menor número de páginas e estrutura padronizada, o processo de revisão por pares pelo qual passam os artigos submetidos à

revistas científicas aumenta a credibilidade e a confiabilidade dos resultados, passando do status de literatura “cinzenta” para o de literatura “branca” (BOTELHO; OLIVEIRA, 2015). Através da verificação do rigor científico das evidências, e da disponibilização de um corpo de literatura ordenado e acessível em uma base de dados, a integração do conhecimento através de revisões sistemáticas e meta-análises se torna mais possível e confiável, podendo resultar em valiosa ferramenta para embasar tomadas de decisão.

Realizando uma rápida busca na base de dados *Web of Science* por revisões sistemáticas no Brasil fica clara a sua maior utilização na área da saúde, havendo um número muito pequeno de estudos relacionados às temáticas ambientais, florestais ou agrícolas (BRITES; MORSELLO, 2016; VALDUGA; ZENNI; VITULE, 2016). Ao mesmo tempo, é possível perceber como o número de estudos primários sobre SAFs está crescendo rapidamente. A busca realizada em outubro de 2017 na base de dados *Web of Science* gerou 428 resultados, e atualmente (fevereiro 2018) essa mesma busca já retorna 444 resultados. Esse crescente corpo de publicações não só permitirá como também demandará mais pesquisas secundárias que promovam a integração do conhecimento.

#### **5.4 Potencial contribuição dos resultados**

Um bom exemplo de processo decisório que poderia utilizar as informações aqui geradas ou outras diretamente decorrentes (como meta-análises dos principais SE estudados) é a atual regulamentação de SAFs em áreas especialmente protegidas como Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL). Ao mesmo tempo em que as recentes alterações no Código Florestal podem significar uma abertura ainda maior para o desmatamento e a degradação ambiental (BRANCALION et al., 2016), algumas mudanças nessa legislação, assim como o surgimento de outras normas (CONAMA, 2006; MMA, 2009), abrem uma maior possibilidade à implementação de SAFs como estratégia de recuperação ambiental e reprodução social, possibilitando estimular a conservação pelo uso, com exploração econômica sustentável. Atualmente, os estados brasileiros estão em plena discussão sobre a regulamentação de tais atividades, sobre “o que pode e o que não pode” (BARBOSA, 2016). A presente integração e sistematização de evidências pode auxiliar nestes debates, principalmente indicando quais características (composição, práticas de manejo, etc) dos sistemas

devem ser recomendadas ou não para a obtenção de objetivos específicos.

A Política Nacional de Mudanças do Clima (PNMC) e seus respectivos planos de ação para o cumprimento das metas voluntárias de redução de emissões de GEE (MAPA; MDA, 2011) são outro exemplo de processo decisório que poderia utilizar as informações aqui sistematizadas, principalmente em relação as muitas evidências sobre os estoques de carbono em SAFs (BRASIL, 2009). Uma meta-análise dos estudos aqui reunidos poderia auxiliar na validação de cálculos e estimativas de estocagem de carbono e na recomendação de sistemas e práticas de manejo com maior potencial para o sequestro e estoque de carbono de longo prazo. Ademais, esquemas de pagamento por serviços ecossistêmicos também podem utilizar as informações aqui sistematizadas, principalmente para auxiliar futuras pesquisas que busquem melhor compreensão sobre as sinergias e *trade-offs* existentes entre SE, e respectivas taxas de produção de cada serviço por diferentes agroecossistemas, assim como a valoração econômica destes (FARLEY; COSTANZA, 2010).

Diversos são os contextos em que o conhecimento científico poderia e deveria ser considerado para embasar tomadas de decisão. Contudo, os esforços de integrar o conhecimento fragmentado e torná-lo mais facilmente acessível não garantem que este será utilizado, seja ao nível de políticas e governança ou mesmo da própria pesquisa científica. Muitos são os desafios para a melhor interação e comunicação entre ciência e política, e entre eles estão as questões de interesse, as perguntas às quais se buscam respostas. Enquanto na esfera política se busca entender “o que dá certo”, qual a melhor intervenção para determinado problema, cientistas são capazes de responder que “para a espécie X em condições Y e Z é melhor adotar intervenção W” (PULLIN; KNIGHT; WATKINSON, 2009). Uma forma de reduzir essa lacuna de comunicação e escalas de investigações é justamente a utilização de análises integrativas. Uma questão ampla e holística levantada na esfera política e de governança, por exemplo, pode ser repensada de forma compartimentalizada em diferentes revisões sistemáticas (PULLIN; KNIGHT; WATKINSON, 2009).

Ademais, é comum que tomadores de decisão, legisladores e gestores encontrem barreiras para acessar o conhecimento científico, com a primeira delas podendo ser justamente a disposição em considerar aquela informação em sua tomada de decisão (PULLIN; KNIGHT; WATKINSON, 2009). Mesmo que boa parte das decisões em esferas políticas sejam guiadas por interesses, ainda que haja a boa vontade de

se levar em consideração o conhecimento científico para a tomada de decisão, outras questões como o tipo de linguagem e o uso de jargões científicos também podem representar obstáculos (LIKENS, 2010). Transmitir informações científicas para diferentes atores como gestores, políticos, praticantes e mídias é um desafio (LIKENS, 2010) que deve ser (ou continuar sendo) priorizado pela comunidade científica como um todo, fazendo valer o investimento da sociedade na construção do conhecimento para obtenção de melhores soluções aos problemas.

Para que os resultados aqui obtidos sejam acessíveis e úteis à tomadores de decisão, pesquisadores e público amplo, pretendemos disponibilizá-los em interface interativa online. O mapa (Figura 12 - manuscrito) que demonstra a localização dos estudos revisados pode ser uma valiosa ferramenta de consulta quando estiver acessível na internet com toda informação associada aos estudos, como DOI para acesso direto, autor, serviço ecossistêmico ou tema estudado, etc.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao revisar o conhecimento publicado na forma de artigos científicos sobre SAFAs no Brasil foi possível perceber que há pouca investigação sobre os fatores que limitam e que impulsionam a implementação e desenvolvimento desses sistemas de uso da terra, havendo um enfoque muito maior sobre aspectos biofísicos, o que segue uma tendência mundial da pesquisa científica no tema.

O maior enfoque sobre serviços de regulação aqui identificado, principalmente relacionados à qualidade do solo e à provisão de habitat, também segue certa tendência mundial, tanto na pesquisa em SAFs quanto na pesquisa em serviços ecossistêmicos. De todos serviços estudados, mais efeitos positivos de SAFAs sobre SE foram demonstrados do que negativos, principalmente quando comparados à usos da terra mais simplificados, como pastagem, monoculturas e corte e queima. Para melhor compreender os condicionantes desses efeitos positivos e negativos, possibilitando conclusões e recomendações generalizáveis, seria necessário realizar meta-análises de cada um desses serviços que retornaram um grande número de pesquisas primárias: qualidade do solo, provisão de habitat e capacidade de estocagem de carbono.

A regulamentação e aplicação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012) e da Política Nacional de Mudança do Clima (2009) são dois exemplos de políticas que poderiam ser diretamente influenciadas e beneficiadas pelas conclusões de uma maior integração do conhecimento científico. Ademais, os resultados aqui obtidos são especialmente úteis para guiar futuras pesquisas primárias no tema, bem como servir de base e lições aprendidas para futuras revisões sistemáticas.

A distribuição altamente heterogênea dos estudos nas diversas regiões e biomas do Brasil demonstra que a adoção de SAFs sobre o vasto território brasileiro é diretamente influenciada por fatores ambientais, econômicos e históricos específicos. Essa discrepância é demonstrada pela alta frequência de estudos sobre a região costeira do sul da Bahia, onde sistemas de cacau sombreado foram historicamente implementados e incentivados, e a baixa frequência no imenso bioma Cerrado, hoje dominado por latifúndios e desertos verdes de soja. Ademais, tal distribuição também mostra que muitas investigações científicas não estão sendo publicadas em formato de artigo científico.

Por fim, é possível concluir que o conhecimento científico acadêmico provavelmente está muito aquém do conhecimento empírico,

tradicional e popular. Mas, quais poderiam ser os motivos do conhecimento acadêmico apresentar tantas lacunas? Seria possível inferir que a agroecologia em instituições de ensino no Brasil está sendo mais desenvolvida no nível da extensão, da prática, do que da pesquisa científica? É possível que as pesquisas realizadas não são publicadas satisfatoriamente, pois (1) são mal delineadas e frágeis do ponto de vista metodológico, (2) os estudantes de pós-graduação não se interessam pela publicação ao término de um processo extenuante, ou (3) o tipo de informações e conhecimentos acumulados por esse trabalho não sejam comumente aceitos em periódicos qualificados. Independentemente das razões, é necessário prestar atenção na evolução e caminhos trilhados pela pesquisa científica, a qual deve estar enfocada no desenvolvimento de áreas prioritárias à sociedade que tenham potencial de gerar resultados amplamente aplicáveis, assim como no contínuo desenvolvimento de uma melhor comunicação e transferência multilateral de conhecimentos com os variados públicos.

Ademais, será difícil reverter processos de degradação, superar os *trade-offs* entre produção e conservação e garantir bem-estar da crescente população se as percepções, necessidades e contexto das pessoas direta e indiretamente envolvidas não forem levadas em consideração também na pesquisa científica. A agroecologia propõe uma renovação do paradigma de conservação da biodiversidade unicamente em áreas isoladas aos seres humanos, incluindo-os como atores-chave na restauração de áreas e conservação de espécies das fragmentadas paisagens que temos atualmente em todo o mundo (PERFECTO; VANDERMEER, 2008). O conhecimento científico integrado e bem comunicado aos diferentes atores pode representar poderosa ferramenta para embasar decisões que promovam a mais ampla implementação e desenvolvimento de SAFAs no Brasil.



## REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, I. L.; CONSTANTINO, R.; GAUCH, H. G.; LEHMANN, J.; RIHA, S. J.; FERNANDES, E. C. M. Termite (Insecta: Isoptera) species composition in a primary rain forest and agroforests in central Amazonia. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 226–233, 2009.
- AGUIAR, M. I.; FIALHO, J. S.; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. Carbon Sequestration and Nutrient Reserves Under Different Land Use Systems. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, p. 81–93, 2014.
- ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. H. C.; CABALLERO, J. Structure and floristics of homegardens in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 62, n. 3, p. 491–506, 2005.
- ANDRES, C.; BHULLAR, G. S. Sustainable Intensification of Tropical Agro-Ecosystems: Need and Potentials. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, n. 5, p. 1–10, 2016.
- ARAÚJO, J. B. C. N. **Análise financeira e de custos de um sistema agroflorestal sucessional: estudo de caso no Distrito Federal**. 2017. Universidade de Brasília-UnB, 2017.
- ARIMA, E. Y.; BARRETO, P.; ARAÚJO, E.; SOARES-FILHO, B. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land Use Policy**, v. 41, p. 465–473, 2014.
- BAAH-ACHEAMFOUR, M.; CHANG, S. X.; BORK, E. W.; CARLYLE, C. N. The potential of agroforestry to reduce atmospheric greenhouse gases in Canada: Insight from pairwise comparisons with traditional agriculture, data gaps and future research. **Forestry Chronicle**, v. 93, n. 2, p. 180–189, 2017.
- BALSAN, R. Impactos decorrentes da modernização da agricultura Brasileira. **CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária**, v. 1, n. 2, p. 123–151, 2006.
- BARBOSA, W. Seminário debate sistema agroflorestal. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=2071>>. Acesso em: 1 jan. 2017.

BARISAUX, M. How have environmental concepts reshaped the agroforestry concept? **Bois et forêts des tropiques**, v. 1, n. 331, p. 5–17, 2017.

BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.; LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 5, p. 338–347, 2002.

BASCHE, A. D.; EDELSON, O. F. Improving water resilience with more perennially based agriculture. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 41, n. 7, p. 799–824, 2017.

BELLAMY, A. S.; IORIS, A. A. R. Addressing the Knowledge Gaps in Agroecology and Identifying Guiding Principles for Transforming Conventional Agri-Food Systems. **Sustainability**, v. 9, n. 330, p. 1–17, 2017.

BENE, J. G.; BEALL, H. W.; CÔTÉ, A. **Trees, food, and people: land management in the tropics**. Ottawa: IDRC, 1977.

BENNETT, E. M. Changing the agriculture and environment conversation. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 1–2, 2017.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, v. 12, p. 1394–1404, 2009.

BHAGWAT, S. A.; WILLIS, K. J.; BIRKS, H. J. B.; WHITTAKER, R. J. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 5, n. 23, p. 261–267, 2008.

BNDES. Informativo Técnico SEAGRI. Biblioteca Digital, v. 4, p. 17, 2011. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/bibliotecadigital%0D>>. Acesso em: 14 dez. 2017.

BOMFIM, J. D. A.; SILVA, R. M.; DE FERNANDES SOUZA, V.; DE ANDRADE, E. R.; CAZETTA, E. Effects of shade cocoa plantation on artificial fruit consumption by birds in two contrasting landscapes in Southern Bahia, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, n. 4, p. 313–319, 2013. Disponível em:

<[http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0266467413000369](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467413000369)>.  
Acesso em: 1 jan. 2017.

BOMMARCO, R.; MIRANDA, F.; BYLUND, H.; BJÖRKMAN, C. Insecticides suppress natural enemies and increase pest damage in cabbage. **Journal of Economic Entomology**, v. 104, n. 3, p. 782–791, 2011.

BOTELHO, R. G.; OLIVEIRA, C. da C. de. Literaturas branca e cinzenta: uma revisão conceitual. **Ciência da Informação**, v. 44, n. 3, p. 501–513, 2015.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2–3, p. 616–626, 2007.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Natureza e Conservação**, v. 14, p. 1–15, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>>. Acesso em: 8 jun. 2017.

BRANDENBURG, A. Movimento agroecológico: trajetória, contradições e perspectivas. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, p. 11–28, 2002. Disponível em: <<http://orgprints.org/24393/>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

BRASIL. **Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009**. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm)>. Acesso em: 2 fev. 2017.

BRASIL. **Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012**. Disponível em: <<https://presrepublica.jusbrasil.com.br/legislacao/1032082/lei-12651-12>>. Acesso em: 5 ago. 2016.

BRITES, A. D.; MORSELLO, C. Efeitos ecológicos da exploração de produtos florestais não madeireiros: uma revisão sistemática. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, p. 55–72, 2016. Disponível

em: <<http://revistas.ufpr.br/made/article/view/43924>>. Acesso em: 14 jul. 2016.

BRYM, Z. T.; REEVE, J. R. **Sustainable Agriculture Reviews**. Ed. Litchfouse, E. Dijon, France. v. 19.

BUAINAIN, A. M. **Agricultura Familiar , Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável: questões para debate**. v. 5. Brasília: IICA, 2006.

CAPORAL, R. F.; PAULUS, G.; COSTABEBER, J. A. **Agroecologia: uma ciência do campo da complexidade**. Brasília: 2009.

SCARAMUZZA; C. A. **Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/9818-área-da-mata-atlântica-é-habitada-por-70-da-população-brasileira>>. Acesso em: 20 mar. 2017.

CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; RIZZOLO, A.; FARIA, N. M. X.; ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICH, K.; MELLO, M. S. C. **Dossiê ABRASCO – Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Parte 1 - Agrotóxicos, Segurança Alimentar e Nutricional e Saúde**. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012.

CASANOVA-LUGO, F.; RAMÍREZ-AVILÉS, L.; PARSONS, D.; CAAMAL-MALDONADO, A.; PIÑEIRO-VÁZQUEZ, A. T.; DÍAZ-ECHEVERRÍA, V. Environmental services from tropical agroforestry systems. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 269–284, 2016. Disponível em: <[http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id\\_articulo=2242&id\\_revistas=3](http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id_articulo=2242&id_revistas=3)>. Acesso em: 05 nov. 2017.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 818–825, 2012.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, p. 14–22, 2014.

Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>>. Acesso em: 12 out. 2017.

CASSANO, C. R.; KIERULFF, M. C. M.; CHIARELLO, A. G. The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 243–250, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2010.06.008>>. Acesso em: 20 de nov. 2017.

CASSANO, C. R.; SCHROTH, G.; FARIA, D.; DELABIE, J. H. C.; BEDE, L. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 577–603, 2009.

CASSANO, C. R.; SILVA, R. M.; MARIANO-NETO, E.; SCHROTH, G.; FARIA, D. Bat and bird exclusion but not shade cover influence arthropod abundance and cocoa leaf consumption in agroforestry landscape in Northeast Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 232, p. 247–253, 2016.

CERDA, R.; ALLINNE, C.; GARY, C.; TIXIER, P.; HARVEY, C. A.; KROLCZYK, L.; MATHIOT, C.; CLÉMENT, E.; AUBERTOT, J. N.; AVELINO, J. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. **European Journal of Agronomy**, v. 82, p. 308–319, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.019>>. Acesso em: 18 out. 2016.

CEZAR, R. M.; VEZZANI, F. M.; SCHWIDERKE, D. K.; GAIAD, S.; BROWN, G. G.; SEOANE, C. E. S.; FROUFE, L. C. M. Soil biological properties in multistrata successional agroforestry systems and in natural regeneration. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 6, p. 1035–1047, 2015.

CHAPPELL, M. J.; LAVALLE, L. A. Food security and biodiversity: Can we have both? An agroecological analysis. **Agriculture and Human Values**, v. 28, n. 1, p. 3–26, 2011.

CLASSEN, A.; PETERS, M. K.; FERGER, S. W.; HELBIG-BONITZ, M.; SCHMACK, J. M.; MAASSEN, G.; SCHLEUNING, M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KALKO, K. V.; BO, K. Complementary

ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 281: 20133, 2014.

COE, R.; SINCLAIR, F.; BARRIOS, E. Scaling up agroforestry requires research “in” rather than “for” development. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 6, n. 1, p. 73–77, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.013>>. Acesso em: 17 de abr. 2017.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. Guidelines for Systematic Review and Evidence Synthesis in Environmental Management. October, v. 18, n. 80, p. 1–57, 2014. Disponível em: <[www.environmentalevidence.org/Documents/Guidelines/Guidelines4.2.pdf](http://www.environmentalevidence.org/Documents/Guidelines/Guidelines4.2.pdf)>. Acesso em: 18 de jun. 2016.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **About us - CEE Centres**. Disponível em: <<http://www.environmentalevidence.org/cee-centres>>. Acesso em: 2 nov. 2017.

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489>>. Acesso em: 1 jan. 2017.

COOPER, H.; HEDGES, L. V. Research synthesis as a scientific process. **The handbook of research synthesis and meta-analysis**, p. 3–17, 2009.

COSTANZA, R.; ARGE, R.; GROOT, R. De; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; NEILL, R. V. O.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. May, p. 253–260, 1997.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 2017. Disponível

em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>>. Acesso em: 13 out. 2017.

CREWS, T. E.; PEOPLES, M. B. Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 102, p. 279–297, 2004.

DA SILVA MOÇO, M. K.; DA GAMA-RODRIGUES, E. F.; DA GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO, R. C. R.; BALIGAR, V. C. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 127–138, 2009.

DA SILVA NOGUEIRA, R.; DE OLIVEIRA, T. S.; DE SÁ MENDONÇA FILHO, E.; FILHO, J. A. A. Formas de fósforo em Luvisolo Crômico Órtico sob sistemas agroflorestais no município de Sobral-CE. **Revista Ciência Agronômica**, v. 39, n. 4, p. 494–502, 2008.

DAILY, G. C. **Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997.

DANELLI, M. F. D.; FISCH, S. T. V.; VIEIRA, S. A. Análise da estrutura e biomassa florestal de áreas de colheita de frutos de juçara (*Euterpe edulis* mart.) no litoral norte e Serra do Mar – SP. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 773–786, 2016.

DAROCHA, W. D.; RIBEIRO, S. P.; NEVES, F. S.; FERNANDES, G. W.; LEPONCE, M.; DELABIE, J. H. C. How does bromeliad distribution structure the arboreal ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) on a single tree in a Brazilian Atlantic forest agroecosystem? **Mymecological News**, v. 21, p. 83–92, 2015.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. de; MACHADO, J. A. R. Intercropping native tree species of seasonal semideciduous forest with cassava (*Manihot sculenta* Crantz) for restoration of riparian forest. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 291–299, 2012. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84861840333&partnerID=40&md5=793057c1e6fe3acad80bb5e27d54f57e>>. Acesso em: 2 de jun. 2016.

DE AGUIAR, M. I.; FERREIRA MAIA, S. M.; DA SILVA XAVIER, F. A.; MENDONÇA, E. de S.; ARAUJO FILHO, J. A.; DE OLIVEIRA,

T. S. Sediment, nutrient and water losses by water erosion under agroforestry systems in the semi-arid region in northeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 79, n. 3, p. 277–289, 2010.

DE BEENHOUWER, M.; AERTS, R.; HONNAY, O. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 1–7, 2013.

DE CARVALHO, W. R.; VASCONCELOS, S. S.; KATO, O. R.; CAPELA, C. J. B.; CASTELLANI, D. C. Short-term changes in the soil carbon stocks of young oil palm-based agroforestry systems in the eastern Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 88, n. 2, p. 357–368, 2014.

DE OLIVEIRA MARQUES, J. D.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; FERREIRA, S. J. F. Variações do Carbono Orgânico Dissolvido e de Atributos Físicos do Solo Sob Diferentes Sistemas de Uso da Terra na Amazônia Central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 611–622, 2012.

DE SOUZA, S. E. X. F.; VIDAL, E.; CHAGAS, G. de F.; ELGAR, A. T.; BRANCALION, P. H. S. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, 2016a.

DE SOUZA, S. E. X. F.; VIDAL, E.; CHAGAS, G. de F.; ELGAR, A. T.; BRANCALION, P. H. S. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, 2016b.

DELABIE, J. H. C.; JAHYNY, B.; DO NASCIMENTO, I. C.; MARIANO, C. S. F.; LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S. M.; LEPONCE, M. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 8, p. 2359–2384, 2007.

DO SACRAMENTO, J. A. A. S.; ARAÚJO, A. C. M.; ESCOBAR, M. E. O.; XAVIER, F. A. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; DE OLIVEIRA, T. S. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and



agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 784–795, 2013.

DUBOC, E. Sistemas Agroflorestais e o Cerrado. In: Faleiro F. G., de Farias Neto A. L. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Faleiro FG, de Farias Neto AL. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 964–985.

DURU, M.; THEROND, O.; FARES, M. Designing agroecological transitions: A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 4, p. 1237–1257, 2015.

DURU, M.; THEROND, O.; MARTIN, G.; MARTIN-CLOUAIRE, R.; MAGNE, M. A.; JUSTES, E.; JOURNET, E. P.; AUBERTOT, J. N.; SAVARY, S.; BERGEZ, J. E.; SARTHOU, J. P. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 4, p. 1259–1281, 2015.

EEA - European Environment Agency. **CICES - Towards a common classification of ecosystem services**. Disponível em: <<https://cices.eu/cices-structure/>>. Acesso em: 3 jun. 2016.

FAGERHOLM, N.; TORRALBA, M.; BURGESS, P. J.; PLIENINGER, T. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. **Ecological Indicators**, v. 62, p. 47–65, 2016.

FAO; WFP; IFAD. **The State of Food Insecurity in the World: Economic growth is necessary but not sufficient to accelerate reduction of hunger and malnutrition**. Rome: FAO, 2012.

FAO. **Global Forest Products Facts and Figures**. Rome: FAO, 2016. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i6669e.pdf>>. Acesso em: 19 de nov. 2016.

FARIA, D.; BAUMGARTEN, J. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 291–312, 2007.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two

contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 2, p. 587–612, 2006.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060–2068, 2010.

FEY, R.; MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. de M. Silvopastoral system: a review regarding the family agriculture. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 2, n. 2, p. 26–41, 2015.

FOLEY, J. A. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FRANCESCONI, W.; NAIR, P. K. R.; LEVEY, D. J.; DANIELS, J.; CULLEN, L. Butterfly distribution in fragmented landscapes containing agroforestry practices in Southeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 6, p. 1321–1338, 2013.

FRIGERI, E.; CASSANO, C. R.; PARDINI, R. Domestic dog invasion in an agroforestry mosaic in southern Bahia , Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 3, p. 508–528, 2014.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BALIGAR, V. C.; MACHADO, R. C. R. Carbon Storage in Soil Size Fractions Under Two Cacao Agroforestry Systems in Bahia, Brazil. **Environmental Management**, v. 45, n. 2, p. 274–283, 2010.

GARCIA, G.; CARDOSO, A. A. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. **Química Nova**, v. 37, n. 9, p. 1468–1476, 2014.

GARRITY, D. P.; AKINNIFESI, F. K.; AJAYI, O. C.; WELDESEMAYAT, S. G.; MOWO, J. G.; KALINGANIRE, A.; LARWANOU, M.; BAYALA, J. Evergreen Agriculture: a robust approach to sustainable food security in Africa. **Food Security**, v. 2, p. 197–214, 2010.

GINÉ, G. A. F.; DE BARROS, E. H.; DUARTE, J. M. B.; FARIA, D. Home Range and Multiscale Habitat Selection of Threatened Thin-

Spined Porcupine in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 5, p. 1095–1105, 2015.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: procesos ecologicos en agricultura sostenible**. Turrialba, C.R.: CATIE, 2002.

GOBEL, A. Ecosystem services in agroforestry systems of Europe: A systematic map. 2016. Dissertação (mestrado) - Faculty of Environment & Natural Resources, Albert Ludwig University of Freiburg, Germany.

GOMES, D. S.; ALMEIDA, F. S.; VARGAS, A. B.; QUEIROZ, J. M. Resposta da assembleia de formigas na interface solo-serapilheira a um gradiente de alteração ambiental. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 103, n. 2, p. 104–109, 2013.

GÓMEZ, L. F.; RÍOS-OSORIO, L.; ESCHENHAGEN, M. L. Agroecology publications and coloniality of knowledge. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 2, p. 355–362, 2013.

GOUGH, D.; OLIVER, S.; THOMAS, J. Learning from Research: Systematic Reviews for Informing Policy Decisions: A Quick Guide. A paper for Alliance for Useful Evidence. London: Nesta, 2013.

GOUGH, D.; THOMAS, J.; OLIVER, S. Clarifying differences between review designs and methods. **Systematic Reviews**, v. 28, n.1, p. 1–9, 2012.

GOULART, F. F.; VANDERMEER, J.; PERFECTO, I.; DA MATTA-MACHADO, R. P. Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 82, n. 3, p. 239–246, 2011.

GRAU, R.; KUEMMERLE, T.; MACCHI, L. Beyond “land sparing versus land sharing”: Environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 5, p. 477–483, 2013.

GUIMARÃES, G. P.; MENDONÇA, E. D. S.; PASSOS, R. R.; ANDRADE, F. V. Soil aggregation and organic carbon of oxisols under

coffee in agroforestry systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 278–287, 2014.

GUTIÉRREZ, J. A. M.; ROUSSEAU, G. X.; ANDRADE-SILVA, J.; DELABIE, J. H. C. Taxones superiores de hormigas como substitutos de la riqueza de especies, en una cronosecuencia de bosques secundarios, bosque primario y sistemas agroforestales en la Amazonía Oriental, Brasil. **Revista de Biología Tropical**, v. 65, p. 279–291, 2017.

HAINES-YOUNG, R. Report of results of a survey to assess the use of CICES, 2016. Support to EEA tasks under the EU MAES Process. Negotiated procedure No EEA/NSS/16/002. Nottingham, 2016.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) Version 4: Response to Consultation. Centre for Environmental Management, University of Nottingham. Disponível em: <[https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4\\_Final\\_26092012.pdf](https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4_Final_26092012.pdf)>. Acesso em: 7 de fev. 2017.

HANSPACH, J.; ABSON, D. J.; FRENCH COLLIER, N.; DORRESTEIJN, I.; SCHULTNER, J.; FISCHER, J. From trade-offs to synergies in food security and biodiversity conservation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 9, p. 489–494, 2017.

HAYES, T. B.; HANSEN, M. From silent spring to silent night: Agrochemicals and the anthropocene. **Elem. Sci. Anth.**, v. 5, n. 57, 2017.

HOEKSTRA, A. Y.; MEKONNEN, M. M. The water footprint of humanity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 9, p. 3232–3237, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2006. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/agri\\_familiar\\_2006\\_2/default.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/agri_familiar_2006_2/default.shtm)>. Acesso em: 14 de jun. 2016.

ICA – Instituto Contestado de Agroecologia. **Projeto Flora Agroflorestas**. Disponível em: <<https://www.projetoflora.org/>>. Acesso em: 14 jan. 2017.

ICRAF. **History of ICRAF and the World Agroforestry Centre.** Disponível em: <<http://www.worldagroforestry.org/about/history>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

ILES, A.; MARSH, R. Nurturing diversified farming systems in industrialized countries: How public policy can contribute. **Ecology and Society**, v. 17, n. 4, 2012.

IORIS, A. A. R. Encroachment and entrenchment of agro-neoliberalism in the Centre-West of Brazil. **Journal of Rural Studies**, v. 51, p. 15–27, 2017.

IPES-FOOD. **From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems.** International Panel of Experts on Sustainable Food systems, 2016. Disponível em: <[www.ipes-food.org](http://www.ipes-food.org)>. Acesso em: 25 nov. 2016.

IRINEU, N. S. O. **Dimensões da Agroecologia na produção e comercialização de agricultores familiares no Distrito Federal e entorno.** 2016, 94 p. Dissertação (mestrado em meio ambiente e desenvolvimento rural) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

ISBELL, F.; ADLER, P. R.; EISENHAUER, N.; FORNARA, D.; KIMMEL, K.; KREMEN, C.; LETOURNEAU, D. K.; LIEBMAN, M.; POLLEY, H. W.; QUIJAS, S.; SCHERER-LORENZEN, M. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 4, p. 871–879, 2017.

JAMES, K. L.; RANDALL, N. P.; HADDAWAY, N. R. A methodology for systematic mapping in environmental sciences. **Environmental Evidence**, v. 5, n. 1, p. 7, 2016.

JHA, S.; BACON, C. M.; PHILPOTT, S. M.; RICE, R. A.; MÉNDEZ, V. E.; LÄDERACH, P. A Review of Ecosystem Services, Farmer Livelihoods, and Value Chains in Shade Coffee Agroecosystems. In: CAMPBELL, W. B.; ORTÍZ, S. L. (Org.). **Integrating agriculture, conservation and ecotourism: Examples from the field.** Netherlands: Springer Science & Business Media, 2011. p. 141-208.

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

KREMEN, C. Reframing the land-sparing / land-sharing debate for biodiversity conservation. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1355, p. 52–76, 2015.

KREMEN, C.; MILES, A. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. **Ecology and Society**, v. 17, n. 4, p. 1–23, 2012.

LA NOTTE, A.; D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M. L.; LIQUETE, C.; EGOH, B.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N. D. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392–402, 2017.

LA ROVERE, E. L.; PEREIRA, A. O.; DUBEUX, C. B. S.; WILLS, W. Climate change mitigation actions in Brazil. **Climate and Development**, v. 6, n. 1, p. 25–33, 2014.

LACERDA, F.; MIRANDA, I.; KATO, O. R.; BISPO, C. J. C.; DO VALE, I. Weed dynamics during the change of a degraded pasture to agroforestry system. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 4, p. 909–916, 2013.

LACERDA, F.; MIRANDA, I.; LIMA, T. T. S.; MAFRA, N. A.; LEÃO, F. M.; DO VALE, I.; BISPO, C. J. C.; KATO, O. R. Origin of and resulting floristic composition from seedbanks in agroforestry systems of Tomé-Açu, Eastern Amazon. **Weed Research**, v. 56, n. 3, p. 219–228, 2016.

LEITE, L. F. C.; IWATA, B. de F.; ARAÚJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical Savanna under Agroforestry system in Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 711–723, 2014.

LEMOS, E. C. M.; VASCONCELOS, S. S.; SANTIAGO, W. R.; DE OLIVEIRA JUNIOR, M. C. M.; DE, C. M. The responses of soil, litter and root carbon stocks to the conversion of forest regrowth to crop and

tree production systems used by smallholder farmers in eastern Amazonia. **Soil Use and Management**, v. 32, n. 4, p. 504–514, 2016.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How Many Species Are There in Brazil? **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 619–624, 2005.

LIKENS, G. E. The role of science in decision making: does evidence-based science drive environmental policy? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, n. 6, p. e1–e9, 2010.

LORENZ, K.; LAL, R. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 443–454, 2014.

MAIA, S. M. F.; DA SILVA XAVIER, F. A.; DE OLIVEIRA, T. S.; DE SÁ MENDONÇA, E.; FILHO, J. A. A. Frações de nitrogênio em Luvisolo sob sistemas agroflorestais e convencional no semi-árido cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 381–392, 2008.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 71, n. 2, p. 127–138, 2007.

MAPA; MDA. **Plano Setorial de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas para Consolidação da Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura – PLANO ABC**. Brasília, 2011. Disponível em: <[http://files.projetos-de-mitigacao-no-brasil.webnode.com/200000070-c2bafc3b75/Adaptação à mudanças climáticas.pdf](http://files.projetos-de-mitigacao-no-brasil.webnode.com/200000070-c2bafc3b75/Adaptação%20às%20mudanças%20climáticas.pdf)>. Acesso em: 11 nov. 2017.

MARGULIS, S.; HUGHES, G.; GAMBRILL, M.; AZEVEDO, L. G. T. **Brazil: Managing Water Quality. Mainstreaming the environment in the water sector**. Washington: The World Bank, 2002.

MARTINELLI, L. A.; NAYLOR, R.; VITOUSEK, P. M.; MOUTINHO, P. Agriculture in Brazil: Impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 431–438, 2010.

MARTINS, J. C. R. .; MENEZES, R. S. C. .; SAMPAIO, E. V. S. B. .; DOS SANTOS, A. F. .; NAGAI, M. A. . Biomass productivity in agroforestry and traditional systems in the “Cariri Paraibano”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 581–587, 2013.

MARTINS, J. C. R.; DE FREITAS, A. D. S.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Nitrogen symbiotically fixed by cowpea and gliricidia in traditional and agroforestry systems under semiarid conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 2, p. 178–184, 2015.

MCGINTY, M. M.; SWISHER, M. E.; ALAVALAPATI, J. Agroforestry adoption and maintenance: Self-efficacy, attitudes and socio-economic factors. **Agroforestry Systems**, v. 73, n. 2, p. 99–108, 2008.

MCGRATH, D. A.; DURYEY, M. L.; CROPPER, W. P. Soil phosphorus availability and fine root proliferation in Amazonian agroforests 6 years following forest conversion. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 83, n. 3, p. 271–284, 2001.

MCKINNON, M. C.; CHENG, S. H.; DUPRE, S.; EDMOND, J.; GARSIDE, R.; GLEW, L.; HOLLAND, M. B.; LEVINE, E.; MASUDA, Y. J.; MILLER, D. C.; OLIVEIRA, I. What are the effects of nature conservation on human well - being? A systematic map of empirical evidence from developing countries. **Environmental Evidence**, p. 1–25, 2016.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington: Island Press, 2005.

MILCU, A. I.; HANSPACH, J.; ABSON, D.; FISCHER, J. Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. **Ecology & Society**, v. 18, n. 3, p. 44–88, 2013.

MILLER, R. P. **Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas agroflorestais**. Agrofloresta.net. Instituto Olhar Etnográfico, Brasília 2009. 21p. Disponível em: <[http://media0.agrofloresta.net/static/artigos/Construindo\\_a\\_complexidade-de-Robert\\_Miller.pdf](http://media0.agrofloresta.net/static/artigos/Construindo_a_complexidade-de-Robert_Miller.pdf)>. Acesso em 4 dez. 2017.



MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B. da; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14–22, 2005.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 5, de 8 de setembro de 2009**. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/\\_arquivos/in\\_mma\\_05\\_2009\\_5.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in_mma_05_2009_5.pdf)>. Acesso em: 14 abr. 2017.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO, R. C. R.; BALIGAR, V. C. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 3, p. 347–354, 2010.

MORESSI, M.; PADOVAN, M. P.; PEREIRA, Z. V. Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1073–1083, 2014.

MUNROE, J. W.; ISAAC, M. E. N<sub>2</sub>-fixing trees and the transfer of fixed-N for sustainable agroforestry: A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 417–427, 2014.

NAIR, P. K. R. Classification of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 3, n. 2, p. 97–128, 1985.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993.

NAIR, P. K. R.; GARRITY, D. Agroforestry research and development: the way forward. In: NAIR, P. K. R.; GARRITY, D. (Org.), **Agroforestry-The Future of Global Land Use. Advances in Agroforestry**. Netherlands: Springer, 2012. p. 21-27.

NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; KUMAR, B. M.; HAILE, S. G. Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. **Environmental Science and Policy**, v. 12, n. 8, p. 1099–1111, 2009.

NIETO-ROMERO, M.; OTEROS-ROZAS, E.; GONZÁLEZ, J. A.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: Insights for future research. **Environmental Science and Policy**, v. 37, p. 121–133, 2014.

NODARI, R. O.; GUERRA, M. P. A agroecologia: estratégias de pesquisa e valores. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 83, p. 183–207, 2015.

NOTARO, K. D.; DE MEDEIROS, E. V; DUDA, G. P.; SILVA, O.; DE MOURA, P. M. Agroforestry systems, nutrients in litter and microbial activity in soils cultivated with coffee at high altitude. **Scientia Agricola**, v. 71, n. April, p. 87–95, 2014.

NOVAIS, S. M. A.; MACEDO-REIS, L. E.; NEVES, F. S. Predatory beetles in cacao agroforestry systems in Brazilian Atlantic forest: a test of the natural enemy hypothesis. **Agroforestry Systems**, v. 19, n. 1, p. 201–209, 2017.

OBENG, E. A.; AGUILAR, F. X. Marginal effects on biodiversity, carbon sequestration and nutrient cycling of transitions from tropical forests to cacao farming systems. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 1, p. 19–35, 2015.

ORTEGA, L. Research synthesis. In: PALTRIDGE, B.; PHAKITI, A. (Org.). **Research Methods in Applied Linguistics: A Practical Resource**. London: Bloomsbury Academic, 2015. p. 225–244.

PALM, C. A.; SMUKLER, S. M.; SULLIVAN, C. C.; MUTUO, P. K.; NYADZI, G. I.; WALSH, M. G. Identifying potential synergies and trade-offs for meeting food security and climate change objectives in sub-Saharan Africa. **PNAS**, v. 107, n. 46, p. 19661–19666, 2010.

PALOMO, I.; FELIPE-LUCIA, M. R.; BENNETT, E. M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; PASCUAL, U. Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production. **Advances in Ecological Research**, v. 54, p. 245–283, 2016.

PANDEY, D. N. Multifunctional agroforestry systems in India. **Current Science**, v. 92, n. 4, 2007.

PARRA, V. J.; SCHULER, H. R.; SIMÕES-RAMOS, G. A.; MAGNANTI, N. J.; SANTOS, K. L. dos; DIONÍSIO, A. C.; SIMINSKI, A.; JONER, F.; SIDDIQUE, I. Metodologias de comunicação para o diálogo de saberes: Ações transformadoras da Rede de Sistemas Agroflorestais Agroecológicos do Sul do Brasil-Rede SAFAS. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. Edição Esp, 2018.

PAUL, C.; KNOKE, T. Between Land Sharing and Land Sparing - What Role Remains for Forest Management and Conservation? **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 210–230, 2015.

PENEIREIRO, F. M. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso. 1999. Dissertação (mestre em ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173–200, 2008.

PONISIO, L. C.; GONIGLE, L. K. M.; MACE, K. C.; PALOMINO, J.; VALPINE, P. De; KREMEN, C. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. **Proc. R. Soc. B**, 282: 20141396, p. 1–7, 2015.

PORRO, R.; MICCOLIS, A. **Políticas Públicas para o Desenvolvimento Agroflorestal no Brasil**. Belém, Pará: ICRAF - World Agroforestry Centre, 2011. p. 80.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, 2010.

PRADO, M. R. V.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. D. O. S. S.; MÜLLER, C. B. Organic Carbon and Total Nitrogen in the Densimetric Fractions of Organic Matter Under Different Soil Management. **Revista Caatinga**, v. 2125, p. 263–273, 2016.

PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M.; WATKINSON, A. R. Linking reductionist science and holistic policy using systematic reviews: unpacking environmental policy questions to construct an evidence-

based framework. **Journal of Applied Ecology**, n. 46, p. 970–975, 2009.

PULLIN, A. S.; STEWART, G. B. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1647–1656, 2006.

PUMARIÑO, L.; SILESHI, GUDETA GRIPENBERG, S.; KAARTINEN, R.; BARRIOS, E.; MUCHANE, M. N.; MIDEGA, C.; JONSSON, M. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, p. 573–582, 2015.

QUIJAS, S.; SCHMID, B.; BALVANERA, P. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 7, p. 582–593, 2010.

RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S. Matéria orgânica leve do solo em sistema agroflorestal de corte e trituração sob manejo de capoeira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 8, p. 1142–1149, 2012.

REED, J.; VAN VIANEN, J.; FOLI, S.; CLENDENNING, J.; YANG, K.; MACDONALD, M.; PETROKOFISKY, G.; PADOCH, C.; SUNDERLAND, T. Trees for life: The ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. **Forest Policy and Economics**, v. 84, p. 62–71, 2017.

RICKSON, R. J.; DEEKS, L. K.; GRAVES, A.; HARRIS, J. A. H.; KIBBLEWHITE, M. G.; SAKRABANI, R. Input constraints to food production: the impact of soil degradation. **Food Security**, v. 7, n. 2, p. 351–364, 2015.

ROBBINS, P.; CHHATRE, A.; KARANTH, K.; KNIGHT, A. Political Ecology of Commodity Agroforests and Tropical Biodiversity. **Conservation Letters**, v. 8, n. April, p. 77–85, 2015.

ROCHA, G. P.; FERNANDES, L. A.; CABACINHA, C. D.; LOPES, I. D. P.; RIBEIRO, J. M.; FRAZÃO, L. A.; SAMPAIO, R. A. Characterization and carbon storage of agroforestry systems in Brazilian

savannas of Minas Gerais, Brazil. **Ciência Rural**, v. 44, n. 7, p. 1197–1203, 2014.

ROLIM, S.; CHIARELLO, A. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. Phillips 1997, p. 2679–2694, 2004.

ROLIM, S. G.; SAMBUICHI, R. H. R.; SCHROTH, G.; NASCIMENTO, M. T.; GOMES, J. M. L. Recovery of Forest and Phylogenetic Structure in Abandoned Cocoa Agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. **Environmental Management**, v. 59, n. 3, p. 410–418, 2017.

ROSSET, P. M.; ALTIERI, M. A. Agroecology versus input substitution: A fundamental contradiction of sustainable agriculture. **Society & Natural Resources**, v. 10, n. 3, p. 283–295, 1997.

SAMBUICHI, R. H. R.; HARIDASAN, M. Recovery of species richness and conservation of native Atlantic forest trees in the cacao plantations of southern Bahia in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 13, p. 3681–3701, 2007.

SAMBUICHI, R. H. R.; VIDAL, D. B.; PIASENTIN, F. B.; JARDIM, J. G.; VIANA, T. G.; MENEZES, A. A.; MELLO, D. L. N.; AHNERT, D.; BALIGAR, V. C. Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: Tree component, management practices and tree species conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 1055–1077, 2012.

SANTANA DELIMA, S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. D. C.; COSTA, D. B. Da. Chemical properties and carbon and nitrogen stocks in an Acrisol under agroforestry system and slash and burn practices in northern Piauí state. **Revista Árvore**, v. 35, n. 1, p. 51–60, 2011.

SCHROTH, G.; FARIA, D.; ARAUJO, M.; BEDE, L.; VAN BAEL, S. A.; CASSANO, C. R.; OLIVEIRA, L. C.; DELABIE, J. H. C. Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 8, p. 1635–1654, 2011.

SEKERCIOGLU, C. H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **Journal of Ornithology**, v. 153, n. SUPPL. 1, p. 153–161, 2012.

SILVA, M. D.; RAMALHO, M. The influence of habitat and species attributes on the density and nest spacing of a stingless bee (*Meliponini*) in the Atlantic Rainforest. **Sociobiology**, v. 63, n. 3, p. 991, 2016.

SILVA JUNIOR, C. A.; BOECHAT, C. L.; CARVALHO, L. A. de. Atributos químicos do solo sob conversão de floresta amazônica para diferentes sistemas na região Norte do Pará. **Biosci. J.**, v. 28, n. 4, p. 566–572, 2012.

SIMINSKI, A.; DOS SANTOS, K. L.; WENDT, J. G. N. Rescuing agroforestry as strategy for agriculture in Southern Brazil. **Journal of Forestry Research**, v. 27, n. 4, p. 739–746, 2016.

SIRCELY, J.; NAEEM, S. Relationships of overstory trees and shrubs with forage species portray ecosystem service interactions in smallholder fallows. **Agroforestry Systems**, v. 87, p. 451–464, 2013.

SMITH, J.; PEARCE, B. D.; WOLFE, M. S. Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 28, n. 1, p. 80–92, 2013.

SNILSTVEIT, B.; VOJTKOVA, M.; BHAVSAR, A.; STEVENSON, J.; GAARDER, M. Evidence & Gap Maps: A tool for promoting evidence informed policy and strategic research agendas. **Journal of Clinical Epidemiology**, v. 79, p. 120–129, 2016.

SOMARRIBA, E.; CERDA, R.; OROZCO, L.; CIFUENTES, M.; DÁVILA, H.; ESPIN, T.; MAVISOY, H.; ÁVILA, G.; ALVARADO, E.; POVEDA, V.; ASTORGA, C.; SAY, E.; DEHEUVELS, O. Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 173, p. 46–57, 2013.

SOUSA, W. A. de; VIEIRA, T. A. Sistemas agroflorestais: uma análise bibliométrica da produção científica de revistas brasileiras no período de 2005 a 2015. **Revista Espacios**, v. 38, n. 36, p. 0, 2017.

SOUZA, V. de F.; BOMFIM, J. D. A.; FONTOURA, T.; CAZETTA, E. Richness and abundance of *Aechmea* and *Hohenbergia* (Bromeliaceae) in forest fragments and shade cocoa plantations in two contrasting landscapes in southern Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 58–75, 2015.

SOUZA, M. C. S. de; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Desenvolvimento de espécies arbóreas em sistemas agroflorestais para recuperação de áreas degradadas na floresta ombrófila densa, Paraty, RJ. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, p. 89–98, 2013.

SPERBER, C. F.; NAKAYAMA, K.; VALVERDE, M. J.; DE SIQUEIRA NEVES, F. Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 3, p. 241–251, 2004.

STEENBOCK, W., SEOANE, C. E., FROUFE, L. C. M. (Orgs.) **Agrofloresta, Ecologia e Sociedade**. Curitiba: Kairós, 2013.

STEWART, A. Reconfiguring Agrobiodiversity in the Amazon Estuary: Market Integration, the Açai Trade and Smallholders' Management Practices in Amapá, Brazil. **Human Ecology**, v. 41, n. 6, p. 827–840, 2013.

STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, v. 21, n. 4, p. 255–267, 2011.

SUMMERS, P. M.; BROWDER, J. O.; PEDLOWSKI, M. A. Tropical forest management and silvicultural practices by small farmers in the Brazilian Amazon: Recent farm-level evidence from Rondônia. **Forest Ecology and Management**, v. 192, n. 2–3, p. 161–177, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.

TAPIA-CORAL, S. C.; LUIZÃO, F. J.; WANDELLI, E.; FERNANDES, E. C. M. Carbon and nutrient stocks in the litter layer of

agroforestry systems in central Amazonia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 65, n. 1, p. 33–42, 2005.

TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **PNAS**, v. 108, n. 50, p. 20260 – 20264, 2011.

TOMA, R. S.; COOPER, M.; TAVARES, M. F. Temporal evolution of soil hydro-physical behavior of an agroforestry system on Ribeira Valley – SP. **Scientia Florestalis**, p. 237–248, 2013.

TORRALBA, M.; FAGERHOLM, N.; BURGESS, P. J.; MORENO, G.; PLIENINGER, T. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 230, p. 150–161, 2016.

TORRES, C. M. M. E.; GONÇALVES JACOVINE, L. A.; OLIVEIRA NETO, S. N. de; BRIANEZI, D.; ALVES, E. B. B. M. Sistemas Agroflorestais no Brasil: Uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 79, p. 235, 2014.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; BHAGWAT, S. A.; BUCHORI, D.; FAUST, H.; HERTEL, D.; H?LSCHER, D.; JUHRBANDT, J.; KESSLER, M.; PERFECTO, I.; SCHERBER, C.; SCHROTH, G.; VELDKAMP, E.; WANGER, T. C. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - A review. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 619–629, 2011.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 857–874, 2005.

TSOKOVA, P.; BÖHM, C.; QUINKENSTEIN, A.; FREESE, D. Ecological benefits provided by alley cropping systems for production



of woody biomass in the temperate region: A review. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 133–152, 2012.

URZEDO, D. I.; VIDAL, E.; SILLS, E. O.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; JUNQUEIRA, R. G. P. Tropical forest seeds in the household economy: effects of market participation among three sociocultural groups in the Upper Xingu region of the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation*, v. 43, n. 1, p. 13–23, 2016.

VALDUGA, M. O.; ZENNI, R. D.; VITULE, J. R. S. Ecological impacts of non-native tree species plantations are broad and heterogeneous: A review of Brazilian research. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, p. 1675–1688, 2016.

VASCONCELOS, A. Í. T.; GARCIA, E. A. da R.; FURTADO, C. F. C.; CABRAL, J. E. de O. As dimensões da sustentabilidade dos Sistemas Agroflorestais – SAFs: um estudo no Projeto de Reflorestamento Consorciado e Adensado – RECA, Ponta do Abunã – RO. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, p. 73–93, 2016.

VIHERVAARA, P.; RÖNKÄ, M.; WALLS, M. Trends in ecosystem service research: Early steps and current drivers. **Ambio**, v. 39, n. 4, p. 314–324, 2010.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.

VOSTI, S.; WITCOVER, J.; OLIVEIRA, S.; FAMINOW, M. Policy issues in agroforestry: technology adoption and regional integration in the western Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, n. 38, p. 195–222, 1998.

WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. **Ecological Modelling**, v. 271, p. 113–131, 2014.

WATANABE, R.; FIGUEIREDO, G. C.; PIRES, A. Physical quality of a Luvisol under agroforestry systems in a semi-arid region, Brazil. **Soil Research**, v. 54, p. 430–439, 2016.

WEZEL, A.; BELLON, S.; DORÉ, T.; FRANCIS, C.; VALLOD, D.; DAVID, C.; FRANCIS, C. A. Agroecology as a Science, a Movement and a Practice. **Agronomy for Sustainable Development**, September, p. 0–13, 2009.

WICK, B.; TIESSEN, H. Organic Matter Turnover in Light Fraction and Whole Soil under Silvopastoral Land Use in Rangeland Ecology & Management Organic Matter Turnover in Light Fraction and Whole Soil Under Silvopastoral Land Use in Semiarid Northeast Brazil. **Rangeland Ecology & Management**, v. 61, n. 61, n. 3, p. 275–283, 2008.

THE WORLD BANK. **Brazil. Forests in the Balance: Challenges of Conservation with Development**. Washington, D.C.: World Bank, 2000.

XAVIER, F. A. da S.; MENDONÇA, E. de S. Agroforestry for Recovering Soil Organic Matter: A Brazilian Perspective. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v. 5, n. 1, p. 45–52, 2011.

ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 253–260, 2007.

## APÊNDICE A - Definição de termos do modelo conceitual

Nesta pesquisa consideramos como “desenvolvimento de SAFAs” todo o ciclo de relações entre os fatores limitantes e impulsores que afetam as condições (características qualitativas e quantitativas do sistema) dos SAFAs e as resultantes funções providas à sociedade. Fatores limitantes são aqui compreendidos como gargalos, barreiras, entraves ou ausência de certo impulsor para a implementação ou o desenvolvimento de SAFAs, que quando eliminados, permitem o prosseguimento/desenvolvimento dos SAFAs ou o desempenho de uma ou mais de suas múltiplas funções. Impulsores são compreendidos como fatores promotores do desenvolvimento e multifuncionalidade de SAFAs, significando o oposto a um fator limitante.

### **Limitantes e Impulsores:**

Ambiental: fatores relativos ao ambiente natural, incluindo quaisquer aspectos químicos, físicos ou biológicos relacionados. Exemplos de variáveis consideradas pelo termo: fenômenos climáticos como geada, tempestades, pluviosidade; características naturais de uma espécie ou ecossistema, como a fertilidade natural de um solo, variabilidade genética de uma espécie; as relações ecológicas entre os seres vivos e destes com o ambiente natural, como a influência resultante da presença de polinizadores. Condições do ambiente anteriormente à implementação de SAFA ou contíguo ao SAFA, como o status de conservação da vegetação e características da matriz da paisagem.

Conhecimento: Fatores relacionados com o efeito de conhecer, ter ou obter a ideia ou noção sobre algo. Considera os diferentes tipos de saber ou informação (saber tradicional, saber científico, entre outros), assim como o processo de obtenção destes. Também inclui a falta de entendimento, informação ou conhecimento sobre determinados aspectos. Exemplos de fatores considerados neste termo são o resgate de conhecimento ou revalorização do uso de determinada espécie, propagação de conhecimento e/ou técnica sobre SAFAs, nível educacional dos envolvidos com SAFAs.

Técnico: Como técnico compreende-se todos os fatores que se relacionam com a técnica, entendida como um conjunto de processos especializados ou específicos para execução de uma tarefa, condução de processos ou implementação de estruturas ou sistemas. Exemplos são a instalação de infraestrutura ou tecnologias de produção (como

meliponários, viveiros de mudas), atividades e recomendações relacionadas à extensão rural e assistência técnica, habilidades técnicas relacionadas à implementação e manejo de SAFAs.

**Legislação:** Conjunto de leis, normas ou regras estabelecidas através do direito. Todo arcabouço legal que se relaciona ou causa potenciais efeitos diretos ou indiretos a condições de SAFAs ou a sua provisão de funções à sociedade. Ausência de legislação ou incentivos na forma de políticas públicas para execução de tarefas relacionadas ao SAFA como para a implementação de sistemas ou de agroindústrias, comercialização dos produtos, concessão de crédito e assistência técnica.

**Gestão Pública:** compreende atividades e/ou decisões de gerência e administração exercidas pelo Estado e os resultados consequentes destas. Inclui decisões e desdobramentos de iniciativas governamentais, políticas públicas e legislações como listas de espécies ameaçadas, regulamentações sanitárias, Código Florestal e fatores relacionados à regulamentação/adequação ambiental dos produtores (Cadastro Ambiental Rural, Declaração de Aptidão ao Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar).

**Sociocultural:** Atividades, ações e/ou atitudes de um conjunto de pessoas. Fatores que dizem respeito à sociedade ou sua cultura, entendida como o conjunto de símbolos, práticas ou manifestações humanas em geral de uma sociedade. Fatores ligados à estruturação, organização ou articulação de um conjunto de pessoas para a realização de alguma atividade, como processos de formação ou capacitação. Normas de governança socialmente instituídas em comunidades ou grupos de indivíduos. Considera o conceito de coesão social e os processos envolvidos na criação e articulação de redes, dinâmicas de grupo, ajuda mútua, interesses pessoais e coletivos. Incorpora organizações como cooperativas ou outras relacionadas a processos locais de organização social para alcance de objetivos comuns, assim como reuniões, mutirões e encontros de troca de experiências. Inclui questões relacionadas a gênero e idade. Inclui a valorização de determinada espécie ou vegetação/ecossistema que ocasiona a propagação e cuidado desta pela comunidade ou por indivíduos. Experiência, antecedentes, vulnerabilidades e contextos de populações, comunidades ou indivíduos. Participação em projetos e iniciativas relacionadas aos SAFAs. Intenções, atitudes, percepções e demandas de pessoas ou grupo de pessoas.

**Econômicos:** fatores relativos à produção, distribuição, acumulação, consumo, ganhos e administração de bens, serviços ou

rendimentos. Considera também instrumentos relacionados à economia, incluindo certificação orgânica. Fatores relacionados à infraestrutura, tanto das unidades produtivas (como tecnologias de colheita e processamento de produtos) quanto externas (condições de estradas, transporte, etc). Fatores relacionados ao trabalho, ao acesso e posse da terra, especulação imobiliária, demarcação de terras. Fatores relacionados à demanda e oferta de produtos influenciando/afetando a implementação, desenvolvimento de SAFAs e comercialização de seus produtos. Incentivo ou desincentivo do agricultor a implementar/manter SAFAs por fatores econômicos (ou percepção destes) como acesso a crédito, rendimento das culturas, custos de implementação, mão de obra, insumos como sementes, mudas e ferramentas.

### **Condições de Sistemas Agroflorestais Agroecológicos**

Área/ N° de famílias: Extensão física compreendida dentro de certos limites de SAFAs, floresta ou mata sob manejo, quintal agroflorestal, entre outros, quando explicitamente mensurado ou relatado. O termo também considera a implementação, manutenção ou mesmo a própria existência de SAFAs ou sistemas relacionados, considerando a área destes como variável mensurável que pode afetar ou ser afetada por outros fatores considerados na pesquisa. Também considera as variações no número de famílias que implementam, manejam ou dependem direta e indiretamente de SAFAs.

Diversidade: Biodiversidade, riqueza de espécies e abundância relativa de indivíduos entre uma espécie, incluindo diversificação e incremento de espécies nos SAFs. Também considera a variabilidade entre os organismos vivos de todas formas e as relações ecológicas que participam. Inclui diversidade dentro de mesma espécie, entre espécies e dos ecossistemas (nichos ecológicos e diversidade de habitats). Também considera a diversidade de espécies, produtos consumidos ou comercializados de um SAFA, incorporando o conceito de agrobiodiversidade e diversidade alimentar.

Sistemas de Manejo: Conjunto de práticas utilizadas para implantação, manejo e manutenção de SAFAs, incluindo decisões sobre época de plantio e colheita, introdução e retirada de espécies, utilização de insumos, adubação, manejo de pragas, irrigação e etc. Considera procedimentos de intervenção em ecossistemas naturais para fins de produção, melhoramento ou extração de produtos, como o manejo de florestas secundárias através de adensamento de espécies ou poda seletiva e o extrativismo de espécies não madeireiras. Considera os

diferentes arranjos, formas de plantio, idade do sistema, espaçamento, preparo do solo, densidade e diversificação dos sistemas.

**Beneficiamento:** conjunto de procedimentos realizados em produtos oriundos de SAFAs para o tratamento, modificação ou aperfeiçoamento destes, como a seleção/classificação de produtos, lavagem, despulpamento, descasque, etc. O termo beneficiamento compreende aqui qualquer procedimento que envolva processamento de produtos, que compreende a transformação do estado original do produto, assim como a modificação ou utilização dos produtos para outros fins, como construção e combustível.

**Comercialização:** Conjunto de atividades envolvidas no processo de colocar um produto à venda, considerando todas as condições e meios necessários para torná-lo comercial. Inclui fatores relacionados aos canais e pontos de comercialização, como feiras ou venda direta.

### **Funções providas à sociedade**

**Saúde:** Estado de bem-estar físico, mental e psicológico das famílias produtoras de SAFAs, dos consumidores e atores envolvidos. Considera o direito ao trabalho digno e em ambiente equilibrado.

**Soberania e diversidade alimentar:** acesso regular, permanente e direto de alimentos de qualidade, em quantidade suficiente para atender aos requerimentos nutricionais dos indivíduos (produtores, consumidores, comunidades), sendo saudáveis e culturalmente adequados, sem comprometer o acesso a outras necessidades essenciais. Envolve o poder de decisão sobre a produção e consumo de alimentos.

**Empoderamento:** Emancipação individual ou coletiva. Redução ou superação de dependência social, econômica e política. Conquista da condição e da capacidade de participação em processos, inclusão social, aumento da qualidade de vida, empoderamento de mulheres e jovens. O conceito de autonomia é aqui incorporado considerando a redução ou ausência da dependência de fatores externos ao sistema, a propriedade ou a comunidade em questão, como insumos (sementes, fertilizantes, agroquímicos) e bens de consumo. Autonomia também é compreendida através de emancipação de domínios políticos ou da lógica de mercado (comercialização direta dos produtos pelos produtores em feiras). Autonomia através do autoconsumo de sua própria produção para diversos fins que contribuam à sua subsistência, como fins alimentícios, medicinais, ornamentais, madeireiras, manufatureiras e de forrageio animal.

Produtividade: Compreendida como a quantidade economicamente significativa da produção gerada em um determinado período de tempo através de uma quantidade específica de recursos (FAO, [s.d.]). Evidência de aumentos ou diminuições de produtividade de biomassa, produtos alimentícios, madeireiros e não madeireiros.

Renda: Valor contábil total recebido periodicamente por pessoa física como remuneração do trabalho ou prestação de serviço.

Conservação/ qualidade ambiental: Compatibilização das atividades antrópicas com a manutenção, promoção ou uso sustentável de recursos naturais, incluindo espécies, recursos hídricos, solos, minerais, etc. Utilização de espécies sem sobre-exploração ou ameaças à sua continuidade. SAFAs ou fatores relacionados que promovam determinadas espécies ou melhoria/manutenção de habitats adequados para estas, restauração da vegetação, bem como a geração ou manutenção de serviços ecossistêmicos como regulação microclimática, fertilidade dos solos, controle biológico, etc. O termo incorpora também o conceito de resiliência, compreendido como a capacidade dos sistemas em absorver perturbações e se reestabelecer a um estado de equilíbrio.

#### **FONTES CONSULTADAS:**

**Dicionário Priberam da Língua Portuguesa**, 2008-2013. Disponível em: <<https://www.priberam.pt/dlpo/>>. Acesso em: 25 de agosto de 2016.

**FAO. Glossary of Biotechnology for Food and Agriculture**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponível em: <<http://www.fao.org/biotech/biotech-glossary/en/>>. Acesso em 18 de agosto de 2016.





**APÊNDICE B – The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES V4.3, January 2013), colunas azuis (topo).** Variáveis classificadas para cada grupo de serviços ecossistêmicos da figura 14 do manuscrito a ser submetido à revista *Ecology and Society* (coluna topo roxo – classificação da autora).

CICES for ecosystem service mapping and assessment					
CICES for ecosystem accounting					
Section	Division	Group	Class	Class type	
This column lists the three main categories of ecosystem services	This column divides section categories into main types of output or process.	The group level splits division categories by biological, physical or cultural type or process.	The class level provides a further sub-division of group categories into biological or material outputs and bio-physical and cultural processes that can be linked back to concrete flows back to concrete sources.	Class types break the class categories into further individual entities and suggest ways of measuring the associated ecosystem services.	
Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated crops Reared animals and their outputs Wild plants, algae and their outputs Wild animals and their outputs	Crops by amount, type Animals, products by amount, type Plants, algae by amount, type Animals by amount, type	<p>To classify an evidence as positive or negative we take into account the evidence provided by the author. If 'N/A' = not applicable (no evidence related to the ecosystem service group). **AFS = Agroforestry system</p> <p>Productivity of products for nutrition: Interventions or field observations reporting food subsistence/ food security/ food commercialisation from the products of AFS.</p>
			Cereals (e.g. wheat, rice, barley), vegetables, fruits etc. Meat, dairy products (milk, cheese, yogurt), honey etc. Wild berries, fruits, mushrooms, water crusts, salicorns (salwort or samphire), seaweed (e.g. Palmaria palmata = dulse, dillisk) or food Game, freshwater fish (trout, eel etc.), marine fish (place, sea bass etc) and shellfish (i.e. crustaceans, molluscs), as well as aqueducts or honey harvested from wild populations; includes commercial and subsistence fishing and hunting for food In situ seaweed farming		
			Plants and algae from in-situ aquaculture Animals from in-situ aquaculture	Plants, algae by amount, type Animals by amount, type	In-situ farming of freshwater (e.g. trout) and marine fish (e.g. salmon, tuna) also in floating cages; shellfish aquaculture (e.g. oysters or crustaceans) in e.g. poles
			Surface water for drinking Ground water for drinking	By amount, type	Surface water: water abstracted from rivers, lakes and other open water bodies for drinking Ground water: desalination for drinking
	Materials		Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing	Material by amount, type, use, media (land, sea, freshwater, marine)	Freshwater abstracted from (non-fossil) groundwater layers or via ground water desalination for drinking Fibres, wood, timber, flowers, skin, bones, sponges and other products, which are not further processed; material for production e.g. industrial products such as cellulose for paper, cotton for clothes, packaging material; chemicals extracted or refined from plants, algae and animals (e.g. rubber, latex, oil, waxes, soap from bees), natural remedies and medicines (e.g. chondroitin from sharks), dyes and colours, ambergris (from sperm whales used in perfumes); includes consumptive ornamental uses.
			Materials from plants, algae and animals for agriculture Genetic materials from all biota		Plant, algae and animal material (e.g. grass) for fodder and animal husbandry Genetic material (DNA) from wild plants, algae and animals for biochemical industrial and pharmaceutical processes e.g. medicines, fermentation, detoxification, bio-prospecting activities e.g. wild species used in breeding programmes etc.
			Surface water for non-drinking purposes Ground water for non-drinking purposes	By amount, type and use	Collected precipitation, abstracted surface water from rivers, lakes and other open water bodies for domestic use (washing, cleaning and other non-drinking use), irrigation, livestock consumption, etc. Freshwater abstracted from (non-fossil) groundwater layers or via ground water desalination for domestic use (washing, cleaning and other non-drinking use), irrigation, livestock consumption, industrial use (consumption and cooling) etc.
					For this systematic review, we decided to not differentiate water for drinking purposes from water for other purposes, since this differentiation was not clear for the purposes of the study. The two "water" groups considered by these classification were merged into the same one.

Fonte: Adaptado pela autora de CICES (2013).

CICES for ecosystem service mapping and assessment						
CICES for ecosystem accounting						
Section	Division	Group	Class			
		Class type	CICES Examples			
Regulation & Maintenance	Energy	Biomass-based energy sources	Plant-based resources	Wood, fuel, straw, energy plants, crops and algae for burning and energy production.	N/A	
		Mechanical energy	Animal-based resources	Dung, fat, oils, cadavers from land, water and marine animals for burning and energy production.		N/A
	Mediation of waste, toxics and other nuisances	Mediation by biota	Mechanical energy	Animal-based energy	Physical labour provided by animals (horses, elephants etc).	N/A
			Mediation by micro-organisms	Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals	Bio-chemical (detoxification, decomposition) mineralisation in land/soil, freshwater and marine systems including bioremediation of toxic materials e.g. wastewater cleaning, degrading oil spills by marine bacteria, (phytodegradation, rhizodegradation etc.	N/A
	Mediation of flows	Mediation by ecosystems	Filtration/sequestration/storage	Filtration/sequestration/storage of accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals	Biological filtration/sequestration/storage/accumulation of pollutants in land/soil, freshwater and marine biota, adsorption and binding of heavy metals and organic compounds in biota	N/A
			Mediation of ecosystems	Filtration/sequestration/storage of accumulation by ecosystems	Biophysical/chemical filtration/sequestration/storage/accumulation of nutrients in land/soil, freshwater and marine ecosystems, including sediments, adsorption and binding of heavy metals and organic compounds in ecosystems (combination of biotic and abiotic factors)	N/A
	Mediation of flows	Mass flows	Mediation of ecosystems	Dilution by atmosphere, freshwater and marine ecosystems	Bio-physical-chemical dilution of gases, fluids and solid waste, wastewater in atmosphere, lakes, rivers, sea and sediments	N/A
			Mediation of ecosystems	Mediation of ecosystems	Visual screening of transport corridors e.g. by trees; Green infrastructure to reduce noise and smells	N/A
	Mediation of flows	Liquid flows	Mediation of ecosystems	Mass stabilisation and control of erosion rates	Erosion / landslide / gravity flow protection; vegetation cover protecting/stabilising terrestrial, coastal and marine ecosystems, coastal wetlands, dunes; vegetation on slopes also preventing avalanches (snow, rock); erosion protection of coasts and sediments by mangroves, sea grass, macroalgae.	Production of litter, litter deposition; biomass aboveground covering soil; measurements of sediment losses; annual input of residues that reduces sediment loss by run-off; aboveground carbon stocks.
			Mediation of ecosystems	Buffering and attenuation of mass flows	Hydrological cycle and water flow maintenance	Transport and storage of sediment by rivers, lakes, sea
Mediation of flows	Gaseous / Air Flows	Mediation of ecosystems	Storm protection	Natural or planted vegetation that serves as shelter belts	N/A	
		Mediation of ecosystems	Ventilation and transpiration	Natural or planted vegetation that enables air ventilation	N/A	

Fonte: Adaptado pela autora de CICES (2013).

<i>CICES for ecosystem service mapping and assessment</i>				
Section	Division	Group	Class	
		Class type		
	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Pollination and seed dispersal Maintaining nursery populations and habitats	By amount and source By amount and source
	Pest and disease control		Pest control	By reduction in incidence, risk, area protected
	Soil formation and composition		Disease control	
			Soil formation and weathering processes	By amount/concentration and source
			Decomposition and fixing processes	
			Water conditions	By amount/concentration and source
			Chemical condition of freshwaters	
			Chemical condition of salt waters	
			Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations	By amount, concentration or climatic parameter
			Micro and regional climate regulation	
<b>Evidence/Variabiles considered for the classification of the ecosystem services</b>				
<b>Source: Author.</b>				
Provision of habitat. Measurements of species composition/diversity, including richness, evenness and functional diversity. For studies that measured only abundance of some species, the effect was only considered positive if clearly stated by the study. Soil fauna (when diversity/abundance is positively stated). Seed banks (composition/density). Arboreal Mycorrhizal Fungi species richness. Evidence of resource-rich environment for fungi/voles (high abundance and high diversity of food items for fauna). Higher abundance of a species, when the study clearly states as positive, e.g. ...endangered/threatened species, species of cultural and economic importance, etc. Comparisons of species community in AFS with species community in adjacent vegetation.				
Measurements of specific populations/reducing pest species abundance. Leaf area lost by herbivory (higher in AFS than monoculture or forests). Number of invasive species (e.g. weeds). Weeds control. Improved by grass characteristics or management practice.				
Measurements of the chemical, physical or biological properties of the soil, e.g. species of soil bacteria, total organic carbon, soil microbial population, soil fauna (when diversity is positively stated), arboreal mycorrhizal fungi richness. Litter contents and rate of litter decomposition with clear evidence of nutrients input to soil.				
N/A				
In cultivated and natural ecosystems and human populations				
Maintenance of bio-geochemical conditions of soils including fertility, nutrients storage, or soil erosion. Includes biological, chemical, physical weathering and pedogenesis				
Maintenance of bio-geochemical conditions of soils by decomposition/mineralisation of dead organic material, nitrification, denitrification etc.), N-fixing and other bio-geochemical processes;				
Maintenance / buffering of chemical composition of freshwater column and sediment to ensure favourable living conditions for biota e.g. by denitrification, re-mobilisation/re-mineralisation of phosphorous, etc.				
Maintenance / buffering of chemical composition of seawater column and sediment to ensure favourable living conditions for biota e.g. by denitrification, re-mobilisation/re-mineralisation of phosphorous, etc.				
Global climate regulation by greenhouse gas/carbon sequestration by terrestrial ecosystems, water columns and sediments and their biota; transport of carbon into oceans (DOCs) etc.				
Modifying temperature, humidity, wind fields; maintenance of rural and urban climate and air quality and regional precipitation/temperature patterns				

Fonte: Adaptado pela autora de CICES (2013).

<i>CICES for ecosystem service mapping and assessment</i>					
<i>CICES for ecosystem accounting</i>					
Section	Division	Group	Class	Class type	
Cultural	Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-/seascapes (environmental settings)	Physical and experiential interactions	Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in different environmental settings	<i>By visits/use data, plants, animals, ecosystem type</i>	
			Physical use of land-/seascapes in different environmental settings		
	Intellectual and representative interactions		Scientific		<i>By use/creation, plants, animals, ecosystem type</i>
			Educational		
			Heritage, cultural		
			Entertainment		
	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-/seascapes (environmental settings)	Spiritual and/or emblematic	Aesthetic		
			Symbolic		<i>By use, plants, animals, ecosystem type</i>
	Other cultural outputs		Existence		<i>By plants, animals, feature/ecosystem type or component</i>
			Bequest		
			<b>CICES Examples</b>	<b>Evidence/Variables considered for the classification of the ecosystem services</b>	
			In-situ whale and bird watching, snorkelling, diving etc.	N/A	
			Walking, hiking, climbing, boating, leisure fishing (angling) and leisure hunting		
			Subject matter for research both on location and via other media	N/A	
			Subject matter of education both on location and via other media		
			Historic records, cultural heritage e.g. preserved in water bodies and soils		
			Ex-situ viewing/experience of natural world through different media		
			Sense of place, artistic representations of nature		
			Emblematic plants and animals e.g. national symbols such as American eagle, British rose, Welsh daffodil	N/A	
			Spiritual, ritual identity e.g. 'dream paths' of native Australians, holy places; sacred plants and animals and their parts		
			Enjoyment provided by wild species, wilderness, ecosystems, land-/seascapes		
			Willingness to preserve plants, animals, ecosystems, land-/seascapes for the experience and use of future generations; moral/ethical perspective or belief	Interviews or field observations reporting a conservation value passed through generations in traditional communities	

Fonte: Adaptado pela autora de CICES (2013).

**APÊNDICE C – CICES V4.3 (2013) e termos especificados pela autora para a presente pesquisa (última coluna, em roxo).**

Section	Division	Group	Terms specified and utilized by the present research (Fig. 14 - manuscript)
Provisioning	Nutrition	Biomass	Food
		Water	Water
	Materials	Biomass, Fibre	Biomass
		Water	Water (the two "water groups" were considered as just one)
	Energy	Biomass-based energy sources	N/A
		Mechanical energy	N/A
Regulation & Maintenance	Mediation of waste, toxics and other nuisances	Mediation by biota	N/A
		Mediation by ecosystems	N/A
	Mediation of flows	Mass flows	Sediments flow
		Liquid flows	Water flow
		Gaseous / air flows	N/A
	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Habitat provision
		Pest and disease control	Pest and disease control
		Soil formation and composition	Soil quality
		Water conditions	N/A
		Atmospheric composition and climate regulation	Climate regulation
Cultural	Physical and intellectual interactions with ecosystems and land-/seascapes	Physical and experiential interactions	N/A
		Intellectual and representational interactions	N/A
	Spiritual, symbolic and other interactions with ecosystems and land-/seascapes	Spiritual and/or emblematic	N/A
		Other cultural outputs	Bequest - cult. value

\*N/A = not applicable

Fonte: Adaptado pela autora de CICES V4.3 (2013)