



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

Giovana Pittarelli Bento

**SISTEMA SILVIPASTORIL NO BRASIL E A DIVERSIDADE DE
ABELHAS EM AGROECOSSISTEMAS PASTORIS NA ILHA DE SANTA
CATARINA, SC.**

Florianópolis

2021

Giovana Pitarelli

**SISTEMA SILVIPASTORIL NO BRASIL E A DIVERSIDADE DE
ABELHAS EM AGROECOSSISTEMAS PASTORIS NA ILHA DE SANTA
CATARINA, SC.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Abdon L. Schmitt Filho, PhD.

Coorientadora: Márcia Regina Fanta, PhD.

Florianópolis

2021

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

Bento, Giovana

SISTEMA SILVIPASTORIL NO BRASIL E A DIVERSIDADE DE
ABELHAS EM AGROECOSSISTEMAS PASTORIS NA ILHA DE SANTA
CATARINA, SC. / Giovana Bento ; orientador, Abdon Luiz
Schmitt-Filho, coorientador, Márcia Regina Fanta, 2022.
94 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós
Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Sistema Silvopastoril. 3.
Abelhas. 4. Agroecossistemas. I. Schmitt-Filho, Abdon Luiz
. II. Fanta, Márcia Regina. III. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Agroecossistemas. IV. Título.

Giovana Pittarelli Bento

SISTEMA SILVIPASTORIL NO BRASIL E A DIVERSIDADE DE ABELHAS EM
AGROECOSSISTEMAS PASTORIS NA ILHA DE SANTA CATARINA, SC.

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Dr.(a) Josefina Steiner
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr.(a) Gisele Franciolo Simioni
Membro Externo ao PGA
Pesquisadora no Laboratório de Sistemas Silvopastoris e Restauração Ecológica LASSre
na Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de mestre em Agroecossistemas.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof.(a) Dr. Abdon Luiz Schmitt Filho
Orientador(a)

Florianópolis, 2022.

Aos meus pais, **Rosana e José Ernesto**, por sempre acreditarem na educação, oferecendo-me meios para chegar até aqui.

A minha família, **Bento e Pittarelli** pelo apoio, carinho e compreensão.

Aos meus amigos da **família tradicional brasileira**, sem vocês nem um capítulo desta etapa seria construído.

“Faça as coisas o mais simples que puder, porém não se restrinja ao simples”

Albert Einstein

RESUMO

No Brasil, a introdução da pecuária em ecossistemas não pastoris tem gerado a perda de remanescentes florestais nos principais biomas brasileiros. As transformações na paisagem e as alterações bióticas e abióticas em áreas fragmentadas podem resultar no desaparecimento de espécies de abelhas, além de consequências irreversíveis para outras espécies da fauna e flora. Os sistemas silvipastoris são sistemas pecuários capazes de realizar transformações nos agroecossistemas e na paisagem através dos componentes arbóreos. O sistema silvipastoril com núcleos (SSPnúcleos) idealizado pelo Laboratório de Sistemas Silvipastoris e Restauração Ecológica foi desenvolvido almejando-se a reabilitação dos agroecossistemas e das paisagens rurais densamente antropizadas, pois preconiza uma pecuária regenerativa com potencial para mitigar impactos da agricultura convencional. Esta pesquisa teve como objetivo discutir os avanços nos sistemas silvipastoris no Brasil e avaliar comparativamente a biodiversidade de abelhas no (SSPnúcleos), no pasto sem componente arbóreo (PSA) e em fragmentos florestais (FFL) no sul do Brasil. As informações sobre o histórico e os avanços dos sistemas silvipastoris no Brasil ocorreu através de revisão sistematizada, com consulta à literatura científica disponível na base *Web of Science*. No levantamento da apifauna, as coletas foram realizadas na Fazenda Experimental da Ressacada), no período de dezembro/2019 a novembro/2020, exceto os meses de inverno, totalizando 9 meses. Estas coletas ocorreram mensalmente, por meio de busca ativa com uso de redes entomológicas, em três faixas de horários (7h–9h; 10h–12h e 14h–16h). Na revisão sistemática foram identificados 73 sistemas silvipastoris categorizados de acordo com a região de implantação, a diversidade e os objetivos dos estudos, relacionando os componentes animais, pastagem, arbóreo e econômico dos sistemas. No levantamento da apifauna, foram coletados 819 indivíduos, distribuídos em três subfamílias e 17 gêneros. Destes, 164 foram coletados no PSA, 385 no FFL e 370 no SSPnúcleos. Nossos resultados indicam que o SSPnúcleos apresentou maior abundância de indivíduos amostrados e o FFL maior diversidade de espécies segundo os índices de diversidade utilizados. O índice de Jaccard aponta maior similaridade entre FFL e SSPnúcleos. Entretanto, o SSPnúcleos apresentou a distribuição das abundâncias de forma mais uniforme. O SSPnúcleos promoveu aumento na abundância de abelhas *A. mellifera*, quando comparado com o PSA. O SSPnúcleos caracteriza-se como fonte de recursos e abrigo para as abelhas promovendo os serviços ecossistêmicos de provisão.

Palavras-chave: 1. Sistema Silvipastoril 2. Revisão Sistemática 3. Abelhas

ABSTRACT

In Brazil, the introduction of livestock in non-pastoral ecosystems has generated the loss of forest remnants in the main Brazilian biomes. Landscape transformations and biotic and abiotic alterations in fragmented areas can result in the disappearance of bee species, in addition to irreversible consequences for other species of fauna and flora. Silvopastoral systems are livestock systems capable of transforming agroecosystems and the landscape through tree components. The silvopastoral system with cores (SSP cores) conceived at the Laboratory of Silvopastoral Systems and Ecological Restoration (LASSre/UFSC), was developed aiming at the rehabilitation of agroecosystems and densely anthropized rural landscapes, as it advocates a regenerative livestock farming with the potential to mitigate the impacts of conventional agriculture. This research aimed to discuss advances in silvopastoral systems in Brazil and to comparatively evaluate the biodiversity of bees in the silvopastoral system with nuclei (SSPnucleus), in pasture without tree component (PSA) and in forest fragments (FFL) in southern Brazil. Information on the history and advances of silvopastoral systems in Brazil occurred through a systematic review, with reference to the scientific literature available on the Web of Science database. In the survey of apifauna, collections were carried out at the Experimental Farm of Ressacada (FER/UFSC), from December/2019 to October/2020. These collections took place monthly, through active search using entomological nets, in three time bands (7:00–9:00; 10:00–12:00 and 14:00–16:00). In the systematic review, 73 silvopastoral systems were identified, categorized according to the region of implantation, the diversity and the objectives of the studies, relating the animal, pasture, arboreal and economic components of the system. In the apifauna survey, 819 individuals were collected, distributed in three subfamilies and 17 genera. Of these, 164 were collected from PSA, 385 from FFL and 370 from SSPnucleos. Our results indicate that the SSPnucleos presented greater abundance of sampled individuals and the FFL greater species diversity according to the diversity indices used. The Jaccard index indicates greater similarity between FFL and SSPnuclei. However, the SSPnucleus presented the distribution of abundances more uniformly. The SSPnucleus promoted an increase in the abundance of *A. mellifera* bees, when compared to PSA. The SSPnucleus is characterized as a source of resources and shelter for bees, promoting related ecosystem services.

Keywords: 1. Silvopastoral System 2. Systematic Review 3. Bees

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 – SISTEMAS SILVIPASTORIS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Figura 1- Estrutura da revisão sistemática. –.....	35
Figura 2- Artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, selecionados para compor este estudo por apresentar os termos “Silvipastoril” no título, e “Brasil” no título e palavras-chave, nos idiomas português, inglês e espanhol.	37
Figura 3- Número de SSPs identificados nos artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, por estados brasileiros.	39
Figura 4- Número de SSPs identificados nos artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, por região geográfica brasileira.	40
Figura 5- Número de SSPs citados nos artigos científicos desta revisão, distribuídos pela diversidade do componente arbóreo. A cor cinza escuro representa o número de SSP por regiões geográficas, enquanto o cinza claro representa o número de sistemas 42	42
Figura 6- Distribuição das espécies de Eucalyptus dos Sistemas Silvipastoris dos artigos científicos selecionados.	44
Figura 7- Elementos temáticos identificados como objeto de estudo nos trabalhos avaliados, representado ou não no objetivo do artigo descrito.	46
Figura 8- Classificação dos subtópicos de pesquisa em cada uma das grandes áreas avaliadas.	47
Figura 9- Mapa de Lacunas de Evidências (Evidence Gap Map, EGM).	48
Figura 10- Representação esquemática do sistema silvipastoril com núcleos.	65
Figura 11- Imagem aérea referente aos locais de amostragem na Fazenda da Ressacada, localizada na Ilha de Santa Catarina.	66
Figura 12 - Número de espécies de abelhas e de indivíduos amostrados, em função dos meses de coleta, variando de dezembro/2019 à outubro/2020. Foram excluídos da amostragem os meses de junho, julho e agosto.	74
Figura 13 - Estimadores de riqueza não paramétricos e curva de acumulação das espécies de abelhas ao longo dos 8 meses de coleta, variando de dezembro/2019 à outubro/2020. Foram excluídos da amostragem os meses de junho, julho e agosto.	76

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – SISTEMAS SILVIPASTORIS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Tabela 1- Critérios de inclusão e exclusão utilizados na triagem de fontes adequada aos objetivos da revisão 36

CAPÍTULO 2 – BIODIVERSIDADE DE ABELHAS NOS SISTEMAS SILVIPASTORIS COM NÚCLEOS, NAS PASTAGENS SEM ÁRVORES E EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

Tabela 2- Número total de abelhas capturadas na pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL), dezembro/2019 à outubro/2020, exceto os meses de inverno, na Fazenda da Ressacada, Ilha de Santa Catarina..... 7070

Tabela 3- Número de espécies, indivíduos, índices de diversidade e dominância (Shannon-Wiener e Simpson) e de equitabilidade (Pielou) para as espécies de abelhas capturadas na pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL) 72

Tabela 4- Número de indivíduos de abelhas amostrados por faixa de horário capturados na pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL). Esta tabela inclui *Apis mellifera*. 723

Tabela 5– Tabela com médias respectiva aos oito meses de amostragem dos dados de Umidade Relativa do Ar, Temperatura comparado aos três sistemas Pasto sem árvores, Fragmento florestal e sistemas silvipastoril com núcleos na Ilha de Santa Catarina.....74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C – Graus centígrados

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

FFL – Fragmento Florestal

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

LASSre – Laboratório de Sistema Silvopastoril e Restauração Ecológica

LANUFSC – Laboratório de Abelhas Nativas da Universidade Federal de Santa Catarina

m² – Metro quadrado

PRV – Pastoreio Racional Voisin

PSA – Pasto sem componente arbóreo

SSP – Sistema Silvopastoril

SSPnúcleos – Sistema Silvopastoril com Núcleos

TSS – Temperatura superficial do solo

UR – Umidade relativa do ar

VV – Velocidade do vento

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	HIPÓTESE.....	15
3	OBJETIVO	15
3.1	Objetivo Geral.....	15
3.2	Objetivos Específicos	15
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
4.1	Abelhas.....	16
4.2	Mata Atlântica e a Expansão Agrícola	18
4.3	Sistema Silvipastoril	20
5	REFERÊNCIAS	23
6	CAPÍTULO 1 - SISTEMAS SILVIPASTORIS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA	33
6.1	INTRODUÇÃO.....	34
6.2	METODOLOGIA.....	34
6.2.1	Busca de dados.....	35
6.2.2	Triagem dos artigos	36
6.2.3	Extração e síntese de dados	36
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
6.3.1	Sistemas silvipastoris e silvicultura.....	37
6.3.2	Distribuição geográfica dos sistemas silvipastoris.....	38
6.3.3	Diversidade do componente arbóreo nos sistemas silvipastoris.....	42
6.3.4	Lacunas de pesquisa	45
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	Erro! Indicador não definido.
8	AGRADECIMENTOS	50
9	REFERÊNCIAS	50

10	CAPÍTULO 2. BIODIVERSIDADE DE ABELHAS NOS SISTEMAS SILVIPASTORIS COM NÚCLEOS, NAS PASTAGENS SEM ÁRVORES E EM FRAGMENTOS FLORESTAIS	62
10.1	INTRODUÇÃO	63
10.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	64
10.2.1	Área de estudo.....	64
10.2.2	Procedimentos em campo	66
10.2.3	Análise de dados	67
10.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
10.4	CONCLUSÃO	77
10.5	REFERÊNCIAS	78
11	CONCLUSÃO GERAL	93

1 INTRODUÇÃO

A ação antrópica vem causando degradação nos ecossistemas e ocasionando diversos problemas ambientais. No Brasil, a pecuária tem impactado severamente os biomas devido a inserção da atividade em ecossistemas não pastoris e ao manejo inadequado (CORONEL; PINTO; ROSSATO, 2019). A pecuária convencional, com baixa diversidade de plantas e alta dependência de fertilizantes e herbicidas, simplifica os ecossistemas e afeta negativamente o seu funcionamento (GIRALDO et al., 2011). Entre as consequências deste processo estão a erosão de solo intensa, compactação dos solos, poluição das águas e a extinção de espécies, que caracterizam a biodiversidade natural destes ambientes, ocasionando efeitos negativos nas funções e serviços ecossistêmicos (WALKER et al., 2009).

No estado de Santa Catarina, as unidades de produção pecuária estão inseridas dentro do bioma Mata Atlântica (APREMAVI, 2020). As paisagens rurais são constituídas por um mosaico de áreas antropizadas e remanescentes de vegetação natural. Com a perda do extrato florestal, a redução da biodiversidade de polinizadores é imensurável (DA ROSA et al., 2019). A grande riqueza de abelhas no bioma Mata Atlântica, está vinculada à abundância e diversidade de plantas com flores (MILET-PINHEIRO; SCHLINDWEIN, 2008) Esta riqueza, está ameaçada pela ocupação e intensificação do uso das terras (DE PALMA et al., 2015).

A alteração da abundância, diversidade e composição de grupos de uma população ou comunidade biótica, pode auxiliar na mensuração do grau de perturbação do ambiente (BROWN, 1997). Organismos com estas características são classificados como bioindicadores. As abelhas possuem importância como bioindicadores, devido a sua sensibilidade a mudanças nos ecossistemas (LASALLE; GAULD, 1993). Ao forragearem para coletarem néctar e pólen, as abelhas entram em contato com poluentes que se aderem a seu corpo e são carregados ao interior das colônias (NASCIMENTO, 2014). Com isso a diversidade de abelhas e seus produtos podem indicar as condições da paisagem, refletindo a qualidade ambiental da flora, solo, água e ar, de extensas áreas (BORTOLOTTI et al., 2003).

Em regiões tropicais, poucos estudos examinaram a influência dos agroecossistemas produtivos nas comunidades de abelhas (BROSI et al., 2008; KLEIN; STEFFANDEWENTER; TSCHARNTKE, 2003; RICKLEFS, 2010; VIDES-BORRELL et al., 2019). O grande desafio na estruturação e gestão de sistemas de produção é a

associação entre o aumento de produtividade agrícola, restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos essenciais para a própria agricultura (DENIZ et al., 2020; SCHMITT FILHO et al., 2013).

Neste sentido, torna-se necessária a adoção de estratégias de produção pecuária sinérgicas com restauração e reabilitação das paisagens rurais do Bioma. Na busca de atender esta demanda, os sistemas integrados de produção, como os sistemas silvipastoris têm despertado a atenção (FURTADO ET AL., 2019; SCHMITT FILHO E FARLEY, 2020). Estes sistemas apresentam práticas agroflorestais integradas à pecuária, usando espécies florestais nativas e exóticas (PERI; DUBE; VARELLA, 2016). Para que o sistema silvipastoril seja eficiente, é necessário que a escolha de espécies arbóreas, pastagens e animais se integrem gerando produtividade e renda com ganhos socioambientais e/ou econômicos. Segundo Antonelli et al., (2015), a utilização de árvores nativas dentro do sistema é muito promissora e uma boa alternativa de geração dos serviços ecossistêmicos (SOLLENBERGER et al., 2019). As diferenças nos SSPs podem ser atribuídas às peculiaridades regionais dos biomas, dos ecossistemas, das propriedades e das condições socioeconômicas e culturais dos agricultores (BALBINO et al., 2011).

O sistema silvipastoril com núcleos (SSPnúcleos), idealizado pelo Laboratório de Sistemas Silvipastoris e Restauração Ecológica (LASSre/UFSC), implantado em um grupo de propriedades na encosta da Serra Catarinense, preconiza uma pecuária regenerativa com potencial para mitigar impactos dos sistemas convencionais. Os núcleos tem objetivo de proteger os animais do estresse térmico, além de gerar produtos florestais não-madeireiros e restaurar a paisagem pastoril, implantada nas áreas anteriormente florestadas (BATTISTI et al., 2018a; DENIZ et al., 2018; JOSEPH et al., 2018; SCHMITT FILHO et al., 2013). Estes núcleos implantados em pastagens desprovidas de árvores podem ter uma função de relevância na atração e permanência da fauna, e em especial para as abelhas. Isto poderia ocorrer através da oferta de alimentos pelas flores (MICHENER, 2000), bem como de locais para nidificação e proteção (CAMILLO, 2005).

Sistemas silvipastoris podem reduzir os impactos negativos da agricultura na conservação da biodiversidade pela capacidade de reter algumas espécies presentes nos remanescentes da vegetação original dentro das paisagens rurais dominadas pela atividade humana (BHAGWAT et al., 2008; BENTO; SCHMITT-FILHO; FAITA, 2020). Apesar dos avanços no conhecimento científico em relação à distribuição

geográfica dos sistemas silvipastoris e a avaliação da comunidade de abelhas como espécie bioindicadora ambiental, ainda é necessário ampliar o conhecimento relacionado ao potencial dos sistemas silvipastoris para a reabilitação ecológica incluindo múltiplas formas de avaliação, inclusive através de espécies indicadoras, especialmente as abelhas.

2 HIPÓTESE

Os sistemas silvipastoris com núcleos arbóreos apresentam recursos tróficos e de nidificação que favorecem a diversidade, riqueza e abundância de abelhas, se caracterizando assim como um reabilitador ecológico dos agroecossistemas.

3 OBJETIVO

3.1 Objetivo Geral

Apresentar o histórico de avanços dos sistemas silvipastoris no Brasil e avaliar a influência do sistema silvipastoril com núcleos (SSPnúcleos) na diversidade, riqueza e abundância de abelhas.

3.2 Objetivos Específicos

- Apresentar o histórico de dispersão, diversidade e espécies arbóreas dos SSPs no Brasil.
- Identificar as comunidades de abelhas presentes no sistema silvipastoril com núcleos e comparar com as comunidades de áreas com pasto sem árvores e fragmentos florestais.
- Determinar os horários de maior intensidade de forrageamento das abelhas no sistema silvipastoril com núcleos, no fragmento florestal e no pasto sem árvores.
- Apresentar as alterações de temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento entre o SSPnúcleos, pasto sem árvores e fragmentos florestais.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 ABELHAS

As abelhas são polinizadoras, apresentam adaptações morfológicas para coletar, manipular, transportar e armazenar o pólen de maneira eficiente (DANFORTH et al., 2006). O transporte de pólen de uma flor para outra ou entre estruturas reprodutivas de uma mesma flor, é denominado polinização (WOLFF; REIS; SANTOS, 2008). O agente polinizador é efetivo, quando apresenta um comportamento de forrageio que favoreça o processo de polinização (ROUBIK; PERALTA, 1983).

Os recursos florais, pólen e néctar, são o principal alimento das abelhas em todas as fases da vida (MICHENER, 2000). As abelhas apresentam comportamento de forrageamento que varia entre generalista, espécies que visitam uma variedade de plantas em florescimento, e especialistas que visitam uma ou poucas espécies vegetais (WASER; OLLERTON, 2006).

São conhecidas mundialmente cerca de 20.000 espécies de abelhas (ITIS, 2019), destas, aproximadamente 1000 espécies apresentam comportamento social (IMPERATRIZ-FONSECA; NUNES-SILVA, 2010), e até 80% são de vida solitária (MICHENER, 2000). No Brasil, existe uma grande diversidade de abelhas-sem-ferrão, estima-se em mais de 300 espécies (ITIS, 2019). As abelhas se caracterizando como polinizadores podem ser utilizadas para auxiliar em programas de restauração e reabilitação ecológica da flora original e cultivos agrícolas (MACEDO et al., 2018). Estudos sugerem que até 80% das espécies vegetais nas florestas tropicais são polinizadas por abelhas (BAWA et al., 1985).

As abelhas são agentes dos serviços ecossistêmicos, pois a polinização é um serviço ambiental de grande relevância para a manutenção da integridade dos ecossistemas (COSTANZA; GOTTLIEB, 1998; PEREIRA et al., 2006). De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), estima-se que cerca de 100 espécies de culturas comerciais atualmente produzidas são capazes de fornecer 90% dos alimentos em todo o mundo. Destas, 71 são polinizadas por abelhas (GLIESSMAN; TITTONELL, 2014). Assim, compreende-se que a importância do serviço ecossistêmico de polinização está diretamente ligado à segurança alimentar, qualidade e quantidade da produção agrícola (RODRIGO et al., 2014). Neste contexto é premente compreender como as variações na dinâmica da população de polinizadores nos

agroecossistemas, se traduzem em benefícios ambientais, sociais e econômicos (GIANNINI et al., 2015)

Os estudos de monitoramento ambiental utilizam organismos vivos como parâmetros para avaliação dos impactos ambientais relacionados à alteração dos ecossistemas (HILTY; MERENLENDER, 2000; NIEMI; MCDONALD, 2004). Os bioindicadores ambientais são organismos com alta sensibilidade às alterações na estrutura de um ecossistema, caracterizando a qualidade e o grau de perturbação no ambiente (BROWN, 1997; MALUCHE et al., 2006). As abelhas têm grande importância como bioindicadores devido a sensibilidade às mudanças ambientais (LASALLE; GAULD, 1993). Muitas espécies são encontradas apenas em ambientes estáveis com perturbações mínimas, sendo estas altamente suscetíveis a qualquer modificação ambiental (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

O nível de alteração do ambiente e dos processos ecológicos, frente à intensificação da agricultura, depende da escala espacial em que estes processos ocorrem (KARP et al., 2012). Os processos que ocorrem em larga escala espacial fragmentando paisagens podem determinar a ausência de várias espécies, o tamanho de suas populações, e limitar suas interações tróficas (TSCHARNTKE; BRANDL, 2003; BOSCOLO et al. 2017). As diferenças na escala podem corresponder a respostas diferenciadas, dependendo das características ecológicas das espécies de abelhas (WILLIAMS et al., 2010). Sendo assim, o grau de especialização é um aspecto fundamental na determinação das respostas às alterações nos ecossistemas, espécies mais especialistas tendem a ser mais suscetíveis a fragmentação de florestas do que espécies mais generalistas (DIDHAM et al., 1996).

A biodiversidade de terras agrícolas e a variedade de espécies que coexistem em paisagens agrícolas tem relação com a complexidade das interações tróficas que as unem (FAHRIG et al., 2011). Patricio e Gomig, (2008) revisaram a bibliografia relacionada aos efeitos das paisagens na diversidade de polinizadores, em especial as abelhas associados a cultivos, e a maioria dos trabalhos mostraram uma forte relação entre a produtividade e a presença de fragmentos de vegetação florestal nativa em suas proximidades. Embora a heterogeneidade da paisagem possa resgatar as comunidades de abelhas, esses insetos são sensíveis à conectividade reduzida, dificultando a transferência de pólen entre as plantas (BOSCOLO et al., 2017). Os indivíduos de espécies de plantas polinizadas por abelhas especialistas devem estar conectados em habitats diversificados (LIOW; SODHI; ELMQVIST, 2001). Já as plantas isoladas, distribuídas em paisagens homogêneas e

fragmentadas, dependem de polinizadores com amplo raio de voo e mais generalistas para o transporte de pólen (RATHCKE; JULES, 1993).

A porcentagem de cobertura dos solos com vegetação nativa no entorno aos cultivos, também exerce influência sobre a polinização, riqueza e abundância de abelhas (WATSON; WOLF; ASCHER, 2011). O manejo sustentável de paisagens rurais deve considerar, portanto, estratégias variadas para o estabelecimento e a permanência dos polinizadores nas áreas cultivadas (BATÁRY et al., 2010).

4.2 MATA ATLÂNTICA E A EXPANSÃO AGRÍCOLA

O Domínio da Mata Atlântica estende-se de norte a sul do litoral brasileiro. Trata-se de um conjunto de formações florestais, campos naturais, restingas, manguezais e outros tipos de vegetação associados, compondo paisagens diversas que originalmente se estendiam por 17 estados brasileiros (SCHAFFER; PROCHNOW, 2002). Em 1500, quando primeiros europeus chegaram, a Mata Atlântica cobria 15% do território brasileiro, com 1.233.875 km². Hoje os remanescentes deste bioma estão disseminados em mais de 200 mil fragmentos a maioria bastante degradados e com distribuição desuniforme ao longo do território nacional, o que compromete muitas espécies da flora e fauna nativa (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010). Mesmo intensamente alterada, a Mata Atlântica é uma das regiões essenciais para sustentar a vida de dois terços da população brasileira (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Myers (2000) quando abordou o conceito de *hotspots* de biodiversidade classificou o Bioma Mata Atlântica em quinto lugar para prioridade global de conservação, principalmente pelo grau de degradação e por apresentar altos índices de endemismo. Em relação à fauna, a diversidade de espécies endêmicas também impressiona. Das 1711 espécies de vertebrados existentes na Mata Atlântica, 700 são endêmicas. O bioma mantém cerca de 850 espécies de aves, 370 espécies répteis, 18 de anfíbios, 270 de mamíferos e em torno de 350 espécies de peixes (APREMAVI, 2020). Contando com os insetos, o bioma abriga cerca de 1,6 milhões de espécies animais (SCDB, 2010). Existe uma grande diversidade de abelhas associadas ao bioma devido à grande diversidade de plantas com flores (MILET-PINHEIRO; SCHLINDWEIN, 2008).

Em relação à flora, a Mata Atlântica é considerada a floresta mais rica do mundo, em termos de espécies de árvores por unidade de área (SCHAFFER; PROCHNOW, 2002). Todavia à medida que as florestas são derrubadas e substituídas por plantios, pastagens e áreas urbanas, espécies de abelhas dependentes deste ambiente são

localmente extintas, ou confinadas a pequenos fragmentos, o que pode ocasionar o desaparecimento por problemas de insuficiência de recursos e endogamia (MACEDO, 2009).

A perda de áreas florestadas do Bioma Mata Atlântica está historicamente relacionada à ocupação territorial e ao modo de produção estabelecidos no Brasil Colonial (SCHAFFER; PROCHNOW, 2002). Dentre os setores que mais contribuíram para esse cenário se tem as grandes lavouras de commodities e a extração de madeira. A partir da revolução verde, o problema se agrava, desde sua origem na década de 1970, que promoveu desmatamento em grandes áreas (MESQUITA, 2009). Mais recentemente as pastagens, as monoculturas arbóreas (reflorestamentos) (SCHAFFER; PROCHNOW, 2002), a fumicultura, as lavouras diversas e pastagens ocupam os, aproximadamente, oitenta por cento da área original do Bioma (YOUNG, 2006). A agricultura e pecuárias extensivas fizeram avançar as lavouras sobre os fragmentos remanescentes de Mata Atlântica (ANDRADE et al., 2013).

Na década de 90, a destruição desse ecossistema ganhou outra grande influência: a expansão urbana. O baixo valor das terras cobertas com florestas nativas e as restrições legais das possibilidades de usos dos seus recursos têm acentuado esse fator, contribuindo para a substituição das áreas florestadas para outros usos (SIMINSKI; FANTINI, 2010).

A perda de um habitat não resulta em fragmentação, mas a perda de uma mancha em uma matriz maior faz com que as manchas remanescentes tornem-se mais isoladas na paisagem (TONETTI, MUYLAERT e RIBEIRO, 2019), podendo resultar em perdas de biodiversidade e aumentos na vulnerabilidade ecológica dos fragmentos florestais (ARAÚJO et al., 2016). Assim, os efeitos da fragmentação sobre os polinizadores também ocorrem no nível do hábitat e da paisagem (BUREL et al., 2004).

A fragmentação da vegetação gera o aumento dos ventos e redução da umidade no local aumentando a intensidade de eventos climáticos extremos e propiciando a ocorrência de incêndios (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). A diminuição da densidade retira uma vasta quantidade de organismos que habitam o solo e que são fundamentais na decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (LIMA et al., 2017). Assim, com o habitat destruído, espécies dependentes são perdidas e as populações declinam (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2001). Olesen e Jain (1994) são enfáticos ao afirmar que a conservação de processos biológicos garante a permanência da biodiversidade, e conseqüentemente o funcionamento do ecossistema.

Em Santa Catarina a fração meridional da Mata Atlântica se estende com fragmentos de vegetação primária. Como no restante dos Estados, ocorreu uma forte ação antrópica em função da especulação imobiliária, expansão urbana e grande pressão das atividades agropecuárias (MEDEIROS, 2002). Neste contexto, Santa Catarina foi o estado que extinguiu maior área de vegetação nativa no bioma, entre o ano 2000 e 2008. Foram cerca de 45.500 ha. Já entre 2017 e 2018 foram cerca de 905 ha perdidos (INPE, 2008; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

A pecuária de leite e corte é uma atividade importante no Brasil, no ano de 2019 havia cerca de 214.899.796 milhões de cabeças de gado no país (IBGE, 2019). O leite é um dos seis produtos mais importantes da agropecuária brasileira, sendo essencial no suprimento de alimentos e na geração de renda para o agricultor familiar (COSTA, 2016). Há estimativas de que para cada real investido na produção há um acréscimo de cinco reais no produto interno bruto do setor leiteiro (EMBRAPA, 2003). O país está entre os seis maiores produtores de leite do mundo (FAOSTAT, 2018).

Segundo dados divulgados pela FAO (2012) o setor leiteiro é responsável pelo uso de cerca de 3,4 bilhões de hectares de terras para pastagens permanentes. A produção a base de pasto é realizada em pastagens desprovidas de árvores, com estresse térmico (DENIZ et al. 2020) e índices de produtividade baixos, além do alto impacto ambiental e perdas econômicas características das pastagens degradadas.

4.3 SISTEMA SILVIPASTORIL

A pecuária vem sofrendo pressão e demonstra mudanças em relação às boas práticas de manejo e bem-estar animal, e com modelos de produção mais sustentáveis. Um dos grandes desafios da pesquisa agropecuária é manter a produtividade agrícola enquanto que sinergicamente viabilize a reabilitação dos agroecossistemas (PACIULLO et al., 2014). Os sistemas silvipastoris são sistemas que integram simultaneamente florestas e pecuária, comumente com o uso de árvores exóticas ou até nativas, em uma mesma área de pastagens (PERI; DUBE; VARELLA, 2016).

Dentre os benefícios do sistema silvipastoril destaca-se o incremento na qualidade da forragem (ALMEIDA SILVA et al., 2020; DENIZ et al., 2020), aumento da biodiversidade de aves (SIMIONI et al., 2022), melhorias dos aspectos físicos, químicos e biológicos dos solos (BATTISTI et al., 2018), melhoria do microclima e ambiência (DENIZ et al., 2018, 2020) entre outros serviços ecossistêmicos (SCHMITT FILHO e FARLEY, 2020; SCHMITT FILHO et al., 2013)

Os sistemas silvipastoris são capazes de manter áreas naturais na propriedade e podem se sustentar com pouca ou nenhuma aplicação de insumos externos (WRATTEN et al., 2012). Estes sistemas são importantes para a transição da produção pecuária tradicional para produção sustentável (BALBINO et al., 2011). No entanto, para que o sistema silvipastoril seja eficiente torna-se necessário a escolha de espécies arbóreas e pastagens adaptadas ao clima e que não sejam nocivas aos componentes bióticos locais. Grande parte dos sistemas silvipastoris brasileiros são compostos por espécies arbóreas exóticas (PACIULLO et al., 2014; PITTARELLI-BENTO; SCHMITT-FILHO; FAITA, 2020), distribuídas em linhas ou dispersas pela pastagem.

O uso de espécies arbóreas auxilia na manutenção da circulação de nutrientes e contribui significativamente para a conservação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (RIBASKI, 2019, BATTISTE et al. 2018b, 2020). Além disso, é capaz de propiciar modificação e recuperação da paisagem local, interligando o ecossistema como corredor para matas preservadas, abrigo e alimento para a fauna associada (OTERO; ONAINDIA, 2009). Segundo Antonelli et al. (2015), a utilização de árvores nativas dentro de sistemas pecuários é uma boa alternativa para os serviços ecossistêmicos (SCHMITT FILHO et al., 2013; SOLLENBERGER et al., 2019).

O SSPnúcleos (Sistemas Silvipastoris com núcleos) idealizado pelo Laboratório de Sistemas Silvipastoris e Restauração Ecológica (LASSre/UFSC), implantado em um grupo de propriedades na Encosta da Serra e litoral Catarinense, foi desenvolvido como um sistema que possibilitaria a reabilitação da paisagem rural densamente antropizada, pois preconiza a pecuária regenerativa com potencial para mitigar impactos da agricultura convencional (SCHMITT FILHO e FARLEY, 2020, SIMIONI et al. 2022).

Estes são núcleos agroflorestais de 25 m² espalhados equidistantemente em cada hectare de pastagem (DENIZ et al., 2018). Cada núcleo é composto por diversas espécies arbóreas nativas e quatro bananeiras distribuídas em cinco grupos funcionais implantados de forma a caracterizar um sistema agroflorestal sucessional (SIMIONI et al., 2022).

Os núcleos tem objetivo de proteger os animais dos estresse térmico do verão, além de gerar produtos florestais não-madeireiros e restaurar a paisagem pastoril implantada nas áreas anteriormente florestadas (BATTISTI et al., 2018a; DENIZ et al., 2020; JOSEPH et al., 2018; SCHMITT FILHO e FARLAY, 2020). Estes núcleos implantados em áreas previamente desprovidas de árvores são relevantes na atração e permanência da fauna (SIMIONI et al., 2022), e em especial as abelhas. Neste caso isto

ocorre através da oferta de alimentos pelas flores (MICHENER, 2000), bem como de locais para nidificação e proteção (CAMILLO, 2005).

5 REFERÊNCIAS

- ABADIAS, M. I.; FONSECA, P. R. B.; BARBOS, C. H. MANEJO DA PECUÁRIA: UMA ANÁLISE SOBRE IMPACTOS AMBIENTAIS. **Revista EDUCAmazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente, Humaitá**, v. 13, n. 1, jan- jun, p. 113–125, 11 jun. 2020.
- AGEFLOR. **A indústria de base florestal no RS: dados e fatos**. Disponível em: <www.ageflor.com.br>. Acesso em: 16 jun. 2020.
- ALMEIDA SILVA, A. DE et al. Estoques de carbono e nitrogênio no Sistema Silvopastoril com Núcleos: a nucleação aplicada viabilizando a pecuária de baixo carbono. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, 26 set. 2020.
- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes**, p. 19–31, 1 jan. 1999.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Soil fertility management and insect pests: Harmonizing soil and plant health in agroecosystems. **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 203–211, 1 ago. 2003.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES-DOS-SANTOS, I. et al. Artigo de Opinião / Point of View Paper: Quando um visitante floral é um polinizador? **Rodriguesia**, v. 67, n. 2, p. 295–307, 1 abr. 2016.
- ALVES, F. V.; LAURA, V. A.; ALMEIDA, R. G. DE. **Sistemas Agroflorestais: a Agropecuária Sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2015., 2015.
- ALVES, L. H. S. **Abelhas visitantes florais de Vernonia polyanthes Less (Asteraceae), em Valença-RJ**. Valença: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 26 fev. 2010.
- ANDRADE, R. G. et al. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 21, n. 3, p. 234–243, 25 jun. 2013.
- ANTONANGELO, A.; BACHA, C. J. C. As Fases da Silvicultura no Brasil. **Revista Brasileira de Economia**, v. 52, n. 1, p. 207–238, 1998.
- ANTONELLI, P. V. et al. Desenvolvimento de Cordia trichotoma em função da adubação, em sistema silvipastoril no Sudoeste do Paraná-Brasil. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal - ENFLO**, v. 3, n. 3, p. 59–70, 3 dez. 2015.
- APREMAVI. **Mata Atlântica - Fauna | Apremavi**. Disponível em: <<https://apremavi.org.br/mata-atlantica/fauna/>>. Acesso em: 20 jul. 2020.
- ARAÚJO, R. A. DE et al. Composição químico-bromatológica e degradabilidade in situ de capim- Marandu em sistemas silvipastoris formados por babaçu e em monocultivo. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 19, n. 3, p. 347–359, set. 2016.
- BALBINO, L. C. et al. **Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de**

integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil Pesquisa Agropecuária Brasileira Embrapa Informação Tecnológica, , out. 2011.

BALBINO, L. CARLOS; BARCELLOS, A. DE O.; STONE, L. F. **Marco Referencial: Intração Lavoura-Pecuária-Floresta**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2011, 2011.

BATÁRY, P. et al. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 136, n. 1–2, p. 35–39, 15 fev. 2010.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018a.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018b.

BAWA, K. S. et al. Reproductive biology of tropical Lowland Rain Forest Trees . **American Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 346–356, 1 mar. 1985.

BEHLING, M. et al. Pastagens: Planejamento da arborização de pastagens para produção de Leite. **Revista Leite Integral**, p. 14–21, maio 2013.

BERNARDINO, F. S.; GARCIA, R. Sistemas Silvopastoris. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 60, p. 77–87, 26 fev. 2009.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 1 maio 2008.

BODENHEIMER, F. S. **Precis d'écologie animale**. Paris: Payot, 1995.

BORTOLOTTI, L. et al. Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. **Bulletin of Insectology**, v. 56, n. 1, p. 63–67, 2003.

BOSCOLO, D. et al. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 18–24, 1 jan. 2017.

BRASIL, D. DE F. et al. Atividade de voo das abelhas cupira (*Partamona seridoensis*) no semiárido brasileiro. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 5, p. 259–269, 12 out. 2019.

BROOM, D. M. Components of sustainable animal production and the use of silvopastoral systems. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 683–688, 2017.

BROSI, B. J. et al. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 773–783, 1 jun. 2008.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: Brown Publishers, 1984.

BROWN, B. E. Coral bleaching: causes and consequences. **Coral Reefs**, v. 16, p. 129–138, 1997.

CAMILLO, E. Nesting biology of four Tetrapedia species in trap-nests (Hymenoptera:Apidae:Tetrapediini). **Revista de Biologia Tropical**, v. 1, n. 2, 2005.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília. Disponível em: <<http://livroaberto.ibict.br/handle/1/745>>. Acesso em: 7 ago. 2021.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **Guidelines for Systematic Review and Evidence Synthesis in Environmental Management**. v. 4.2

COOPER, H.; HEDGES, L. V. The Handbook of Research Synthesis and Meta-Analysis. p. 3–17.

DA ROSA, J. M. et al. Disappearance of pollinating bees in natural and agricultural systems: Is there an explanation? **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 1, p. 154–162, 8 fev. 2019.

DANFORTH, B. N. et al. The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 41, p. 15118–15123, 10 out. 2006.

DE OLIVEIRA, F. L. et al. Influence of climatic variations on the flight activity of the Jandaira bee *Melipona subnitida* Ducke (Meliponinae). **Revista Ciencia Agronomica**, v. 43, n. 3, p. 598–603, 2012.

DE PALMA, A. et al. Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 6, p. 1567–1577, 1 dez. 2015.

DENIZ, M. et al. A influência dos núcleos arbóreos na distribuição dos bovinos na pastagem. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 14 ago. 2018.

DENIZ, M. et al. Microclimate and pasture area preferences by dairy cows under high biodiversity silvopastoral system in Southern Brazil. **International Journal of Biometeorology**, p. 1–11, 31 jul. 2020.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Belém, PA: Disponível em: <www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 31 jul. 2020.

DIAS-FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. **Barreiras à Adoção de Sistemas Silvopastoris no Brasil**. Belém do Pará. Disponível em: <http://www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 18 jun. 2020.

DIAS, A. B. Ninhos de abelhas nativas sem ferrão (Meliponinae) em ambiente urbano. **Aleph**, 10 mar. 2015.

DIAS HILÁRIO, S. et al. Efeito do vento sobre a atividade de vôo de *Plebeia remota* (Holmberg, 1903) (Apidae, Meliponini). **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, 2007.

DIDHAM, R. K. et al. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255–260, 1 jun. 1996.

DUBET DA SILVA MOUGA, D. M. et al. Bee diversity (Hymenoptera, Apoidea) in

Araucaria forest in southern Brazil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 3, n. 2, p. 155–172, 29 set. 2016.

ETGES, V. E.; KARNOPP, E. A agroindústria familiar no contexto do sistema agrário colonial no Sul do Brasil. **Redes - Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 25, n. 1, p. 268–283, 10 jan. 2020.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 1 fev. 2011.

FAITA, M. R.; CHAVES, A.; NODARI, R. O. The expansion of agribusiness: Harmful impacts of deforestation, pesticides and transgenics on bees. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 57, p. 79–105, 1 jun. 2021.

FAO. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/archive/news-by-date/2015/pt/>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

FILHO, A. S.; FARLEY, J. Transdisciplinary case study approaches to the ecological restoration of rainforest ecosystems. In: **Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation: A Transdisciplinary Approach Focused on Chile and Brazil**. Springer International Publishing, 2020. p. 185–212.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Diretor Participativo da Cidade: Leitura da Cidade**. Florianópolis

FREITAS, B. M.; NUNES-SILVA, P. Polinização Agrícola e sua Importância no Brasil. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. (Ed.). **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. Editora da Universidade de São Paulo, 2012. p. 0–488.

FUJISAKA, S. et al. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 59, n. 1–2, p. 115–130, 1 ago. 1996.

FURTADO, R. C.; ABREU, L. S. DE; FURTADO, A. T. SISTEMAS AGROFLORESTAIS: A EXPERIÊNCIA DE UMA COOPERATIVA DE AGRICULTORES FAMILIARES EM BRAGANÇA PAULISTA, SP. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 35, n. 3, p. 427–451, 23 jan. 2019.

GARCIA, R. et al. **Sistemas Silvopastoris na região Sudeste: A Experiência da CMM**. Seminário de Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável: Opção de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. **Anais...2003** Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/267547094>>. Acesso em: 16 jun. 2020

GARCIA, R. .; TONUCCI, R. G. .; GOBBI, K. F. Sistemas silvipastoris: uma integração pasto, árvore e animal. **Sistema Agrossilvipastoril Integração lavoura, pecuária e floresta**, p. 123–166, 2010.

GIANNINI, T. C. et al. Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. **PLOS ONE**, v. 10, n. 9, p. e0137198, 10 set. 2015.

GLIESSMAN, S.; TITTONELL, P. Agroecology for Food Security and Nutrition. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 39, n. 2, p. 131–133, 7 fev. 2014.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. 2. ed. Brasília: MAPA, 2011. v. 1

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, n. 2, p. 185–197, 1 fev. 2000.

HUNTSINGER, L. et al. Oak Woodland Ranchers in California and Spain: Conservation and Diversification . In: **SUSTAINABILITY AND MANAGEMENT OF AGROSILVOPASTORAL SYSTEMS**. 2004. p. 309–326.

IBGE. **IBGE | Portal do IBGE | IBGE**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 jun. 2020.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o código florestal brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59–62, out. 2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PRODES — Coordenação-Geral de Observação da Terra**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 16 jun. 2020.

ITIS. **Integrated Taxonomic Information System**. Disponível em: <<https://www.itis.gov/>>. Acesso em: 6 ago. 2021.

JARDIM, M. DE S. S. et al. Sistemas silvipastoris: meio ambiente, produção e qualidade de forragem e resposta animal. **Brazilian Journal of Applied Research & Agrotechnology**, v. 12, n. 3, p. 135–143, 2019.

JOHNSON, S. D.; STEINER, K. E. Generalization versus specialization in plant pollination systems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 4, p. 140–143, 1 abr. 2000.

JOSEPH, L. et al. Disposição dos agricultores agroecológicos e não agroecológicos em recuperar os remanescentes florestais das suas propriedades Agroecologic and non agroecologic farmers' willingness to recover forest areas of their properties. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 13 ago. 2018.

KLEIN, A.; STEFFANDEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 7 maio 2003.

KRUG, C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em floresta ombrófila mista em Santa Catarina. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 265–278, maio 2008.

LAROCA, S.; CURE, J. R.; BORTOLI, C. A associação de abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) de uma área restrita no interior da cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. **Dunesia**, v. 13, n. 3, p. 93–117, 15 out. 1982.

- LASALLE, J.; GAULD, I. D. Hymenoptera: their biodiversity, and their impact on the diversity of other organisms. **Hymenoptera and Biodiversity**, p. 1–26, 1993.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. K. L.; ALMEIDA, A. M. Inventários bióticos centrados em recursos: insetos fitófagos e plantas hospedeiras. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**, p. 174–189, 2001.
- LIEBL, F. T. L.; DEC, E.; MOUGA, D. M. D. DA. Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em mata de araucária em Santa Catarina. **Acta Biológica Catarinense**, v. 6, n. 1, p. 20, 29 mar. 2019.
- LIMA, M. C. D. DE; GAMA, D. C. O Sistema De Integração Lavoura-Pecuária-Floresta No Brasil : Conceitos , Desafios E Novas Perspectivas. **Agroforestalis News**, v. 3, n. 1, p. 31–51, 2018.
- LIOW, L. H.; SODHI, N. S.; ELMQVIST, T. Bee Diversity along a Disturbance Gradient in Tropical Lowland Forests of South-East Asia on JSTOR. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 1, p. 180–192, fev. 2001.
- MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. SUPPL. 1, p. 133–146, jul. 2009.
- MACEDO, R. DE C. et al. Land use and land cover mapping in detailed scale: A case study in santa rosa de Lima-SC. **Boletim de Ciencias Geodesicas**, v. 24, n. 2, p. 217–234, 1 abr. 2018.
- MAGURRAN, A. E. Primer Biological diversity. **Current Biology**, v. 15, p. 116, 2005.
- MALUCHE, C. R. D. M. et al. Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em pomares de macieiras conduzidos nos sistemas orgânicos e convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**, nov. 2006.
- MARTÍNEZ, G. B. et al. Integração lavoura pecuária floresta na região Norte do Brasil. In: BUNGENSTAB, D. J. et al. (Eds.). **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília, DF, 2019.
- MELOTTO, A. et al. Survival and initial growing of native tree seedlings in pastures of central Brazil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425–432, 2009.
- MICHENER, C. D. **The Bees of the World** . 1. ed. Estados Unidos: The Jonhs Hopkins University Press, 2000. v. 1
- MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas em uma área do Agreste pernambucano, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 4, p. 625–636, dez. 2008.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.
- NASCIMENTO, N. DE O. **Seriam as abelhas sem ferrão boas indicadoras de contaminação atmosférica por particulados atmosféricos?** Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto, 11 ago. 2014.

NICODEMO, M. L. F. et al. **Sistemas silvipastoris - introdução de árvores na pecuária do Centro-Oeste brasileiro.**: (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 146). Campo Grande, MS: Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2004., 2015.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Reviews**, v. 35, p. 89–111, 22 nov. 2004.

OLIVEIRA, M. L. DE; CUNHA, J. A. Abelhas africanizadas *Apis mellifera scutellata* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica? **Acta Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 389–394, set. 2005.

OLIVEIRA, M. **Brazilian Fauna Taxonomic Catalog - Colletidae Lepeletier, 1841.**

ORTOLAN, S. M. L. S.; LAROCA, S. Melissocenótica em área de cultivo de macieira (*Pyrus malus* L.) em Lages (Santa Catarina, sul do Brasil), com notas comparativas e experimento de polinização com *Plebeia emerina*. **Acta Biológica Paranaense**, v. 25, n. 0, 31 dez. 1996.

OTERO, J.; ONAINDIA, M. Landscape structure and live fences in Andes Colombian agrosystems: upper basin of the Cane-Iguaque River. **Revista de Biologia Tropical**, v. 57, n. 4, dez. 2009.

OLESEN, J. M.; JAIN, S. K. D: Fragmented plant populations and their lost interactions. In: **Conservation genetics**. Birkhäuser, Basel, 1994. p. 417-426.

PACIULLO, D. S. C. et al. Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass-legume pastures shaded by tropical trees. **Animal**, v. 8, n. 8, p. 1264–1271, 2014.

PALM, C. et al. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 187, p. 87–105, 1 abr. 2014.

PATRICIO, G. B.; GOMIG, E. G. Habitat heterogeneity and pollinators: Bees in fragmented landscapes (Hymenoptera : Apidae). **Sociobiology**, p. 605–618, 1 jan. 2008.

PAULA, R. R. et al. Eucalypt growth in monoculture and silvopastoral systems with varied tree initial densities and spatial arrangements. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 6, p. 1295–1307, 25 dez. 2013.

PERI, P. L.; DUBE, F.; VARELLA, A. **Silvopastoral Systems in Southern South America**. 11. ed. Brasília, DF: Pablo Luis Peri, Alexandre Varella, Francis Dube, 2016., 2016. v. 11

PINA, W. DA C. et al. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum (*Bixa orellana* Linnaeus 1753) . **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, maio 2015.

PINTO, N. G. M.; ROSSATO, V. P.; CORONEL, D. A. Degradação Ambiental Agropecuária na América Latina: uma abordagem de índices nos países da região. **Desenvolvimento em Questão**, v. 17, n. 46, p. 218–235, 28 fev. 2019.

BENTO, G.; SCHMITT-FILHO, A. L.; FAITA, M. R. Sistemas silvipastoris no Brasil: uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, p. e7019109016, 15 out. 2020.

POHL, P. et al. Bioaccessibility of Ca, Cu, Fe, Mg, Mn and Zn from commercial bee honeys. **Food Chemistry**, v. 134, n. 1, p. 392–396, 1 set. 2012.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas Nativas Potenciais para Sistemas Agroflorestais em Mato Grosso do Sul**. SEMINÁRIO SISTEMAS AGROFLORESTAIS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Anais...**Campo Grande: Empraba, 2003

PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicator as Environmental Impact Assessment. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research Braz. J. Anim. Environ. Res**, v. 2, n. 4, p. 1473–1493, 18 set. 2019.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Planta. E. Rodrigues, 2001. v. 1

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions on JSTOR. **Pollination Biology in Tropics**, v. 65, n. 3, ago. 1993.

RIBASKI, J. **Avaliação do desempenho silvicultural e econômico de cinco materiais genéticos de Eucalyptus em sistema silvipastoril, no bioma Pampa do Rio Grande do Sul**. Colombo, Paraná: 2019

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RODRIGO, A. et al. **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. v. 1

ROUBIK, D. W.; PERALTA, F. J. A. THERMODYNAMICS IN NESTS OF TWO MELIPONA SPECIES IN BRASIL. **Acta Amazonica**, v. 13, n. 2, p. 453–466, abr. 1983.

ROVER, C. M. et al. Percepção de estudantes sobre a biodiversidade do solo Students perception on soil biodiversity. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 20 ago. 2018.

SAIBRO, J. C. DE; GARCIA, R. Sistemas silvipastoris integram árvores, pastos e animais. **Visão agrícola**, v. 3, p. 94–96, 2005.

SANTOS, D. DE C. et al. Forage dry mass accumulation and structural characteristics of Piatã grass in silvopastoral systems in the Brazilian savannah. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 16–24, 3 out. 2016.

SCDB, S. D. C. S. D. B. **Panorama da biodiversidade global 3**. Brasília: 2010.

SCHAFFER, W. B.; PROCHNOW, M. A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. **Brasília: APREMAVI, 2002.**, p. 156, 2002.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, n. 1, p. 179–187, jan. 2008.

SCHMITT FILHO, A. et al. Integrating Agroecology with Payments for Ecosystem Services in Santa Catarina's Atlantic Forest. In: **Governing the Provision of Ecosystem Services**. Springer, Dordrecht, 2013. p. 333–355.

- SCHMITZ, H. A Transição da agricultura Itinerante na Amazônia para novos sistemas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 46–59, fev. 2007.
- SCHREINER, H. G. **AREA EXPERIMENTAL SILVOPASTORIL NO SUL DO PARANA**. Curitiba: 1983.
- SCHÜTZ, K. E. et al. The amount of shade influences the behavior and physiology of dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 1, p. 125–133, jan. 2010.
- SHEPPARD, W. S.; MEIXNER, M. D. *Apis mellifera pomonella*, a new honey bee subspecies from Central Asia. **Apidologie**, v. 34, n. 4, p. 367–375, 1 jul. 2003.
- SILVA, T. L. A. DA S. A APROPRIAÇÃO CAPITALISTA DA SILVICULTURA NO BRASIL E SUA LÓGICA DE PRODUÇÃO DO ESPAÇO. **Terra Livre**, v. 1, n. 50, p. 159–199, 4 jan. 2016.
- SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002.
- SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51–59, 8 abr. 2010.
- SIMIONE, G. F. et al. Variação da assembleia de aves em áreas pastoris e remanescentes florestais adjacentes. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 4, p. 884–895, 27 jan. 2020.
- SIMIONI, G. F. et al. Response of birds to high biodiversity silvopastoral systems: Integrating food production and biodiversity conservation through applied nucleation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 324, p. 107709, 2022.
- SOLLENBERGER, L. E. et al. Grassland Management Affects Delivery of Regulating and Supporting Ecosystem Services. **Crop Science**, v. 59, n. 2, p. 441–459, 1 mar. 2019.
- SOUZA, J. V. DO N. et al. Atividade de voo da abelha sem ferrão *Frieseomelitta doederleini* (Apidae: Meliponini) em uma área de domínio da Caatinga. **Educação ambiental: biomas, paisagens e o saber ambiental**, v. 1, n. 1, p. 22–36, 2017.
- SUNG, I.-H.; YAMANE, S.; HOZUMI, S. Thermal Characteristics of Nests of the Taiwanese Stingless Bee *Trigona ventralis hoozana* (Hymenoptera: Apidae). **Zoological Studies**, v. 47, n. 7, p. 417–428, 2008.
- TSCHARNTKE, T.; BRANDL, R. Plant-insect interactions in fragmented landscape. **Annual Reviews**, v. 49, p. 405–430, 3 dez. 2003.
- VEIGA, J. B. DA et al. **Sistema silvipastoris na Amazônia Oriental**. Belém: 2000.
- VIANNA TEIXEIRA, L.; DE NITTO MELO CAMPOS, F. Início da atividade de vôo em abelhas sem ferrão (Hymenoptera, Apidae): influência do tamanho da abelha e da temperatura ambiente. **R. bras. Zoo.**, 2005.
- VIDES-BORRELL, E. et al. Polycultures, pastures and monocultures: Effects of land use intensity on wild bee diversity in tropical landscapes of southeastern Mexico. **Biological Conservation**, v. 236, p. 269–280, 1 ago. 2019.

WALKER, R. et al. Ranching and the new global range: Amazônia in the 21st century. **Geoforum**, v. 40, n. 5, p. 732–745, 1 set. 2009.

WASER, N. M.; OLLERTON, J. **Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization**. 2. ed. Chicago: The University of Chicago Press, 2006. v. 1

WATSON, J. C.; WOLF, A. T.; ASCHER, J. S. Forested Landscapes Promote Richness and Abundance of Native Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Wisconsin Apple Orchards. **Environmental Entomology**, v. 40, n. 3, p. 621–632, 1 jun. 2011.

WESTPHAL, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. **Oecologia** 2006 **149:2**, v. 149, n. 2, p. 289–300, 7 jun. 2006.

WHITFIELD, C. W. et al. Thrice out of Africa: Ancient and recent expansions of the honey bee, *Apis mellifera*. **Science**, v. 314, n. 5799, p. 642–645, 27 out. 2006.

WOLFF, L. F.; REIS, V. D. A. DOS; SANTOS, R. S. S. DOS. **Abelhas melíferas: Abelhas melíferas: bioindicadores bioindicadores de qualidade ambiental e de qualidade ambiental e de sustentabilidade da sustentabilidade da agricultura agricultura agricultura familiar de familiar de base ecológica**. Pelotas. Disponível em: <www.cpact.embrapa.br>. Acesso em: 15 jul. 2020.

WRATTEN, S. D. et al. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 159, p. 112–122, 15 set. 2012.

WRUCK, F. J.; BEHLING, M.; ANTONIO, D. B. A. Sistemas Integrados em Mato Grosso e Goiás. In: **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. 2015 p. 169–194.

YOUNG, E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 75–88, 2 jul. 2006.

6 CAPÍTULO 1 - SISTEMAS SILVIPASTORIS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Resumo

Esta pesquisa tem como objetivo apresentar um histórico dos avanços e da diversidade de dispersão dos Sistemas Silvopastoris no Brasil, através de informações disponíveis na literatura científica. Utilizou-se como método de pesquisa a revisão sistemática da literatura, usando a base de dados *Web of Science*. No total, 63 artigos foram selecionados com base em critérios de inclusão e exclusão, de uma amostragem inicial de 374. A análise dos artigos selecionados permitiu identificar 73 sistemas silvipastoris distribuídos por todas as regiões geopolíticas brasileiras. Os sistemas foram categorizados de acordo com a região de implantação, a diversidade e os objetivos dos estudos, relacionando os componentes animais, pastagem, arbóreo, econômico e silvipastoril como sistema. Por fim, essa revisão sistemática permitiu o desenvolvimento de um mapa de evidências, demonstrando as lacunas de conhecimento sobre o tema, bem como as necessidades de avanço nos estudos.

Palavras-chave: Agroflorestas; Arborização de pastagem; Pastagem; Pecuária de baixo Carbono; Sombreamento de pastagem.

6.1 INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios da pesquisa agropecuária brasileira é manter a produtividade, impedindo a contínua degradação do meio ambiente pela agricultura convencional (ABADIAS; FONSECA; BARBOS, 2020; PACIULLO et al., 2014). Na busca de atender esta demanda, os sistemas integrados de produção, como os sistemas silvipastoris (SSP) têm despertado a atenção de produtores e pesquisadores (FURTADO ET AL., 2019; JOSEPH ET AL.; 2019; SCHMITT FILHO E FARLEY, 2020). Estes sistemas apresentam práticas agrofloretais integradas simultaneamente à pecuária, usando tanto espécies florestais nativas como exóticas (PERI; DUBE; VARELLA, 2016).

As árvores proporcionam redução da temperatura do ar, o aumento da umidade relativa no entorno e, com a sombra projetada, melhoram o microclima local (DENIZ ET AL., 2018; KRETZER, 2019) e o bem-estar do rebanho (BROOM, 2017; DENIZ ET AL. 2020). Os serviços ecossistêmicos (SE) globais e regionais dos sistemas silvipastoris (SSP) são aditivos aos SE locais e a multifuncionalidade da paisagem (HUNTSINGER et al., 2004). Estes sistemas são reconhecidamente importantes para a transição da produção pecuária tradicional extensiva para produção sustentável (ALVES; LAURA; ALMEIDA, 2015).

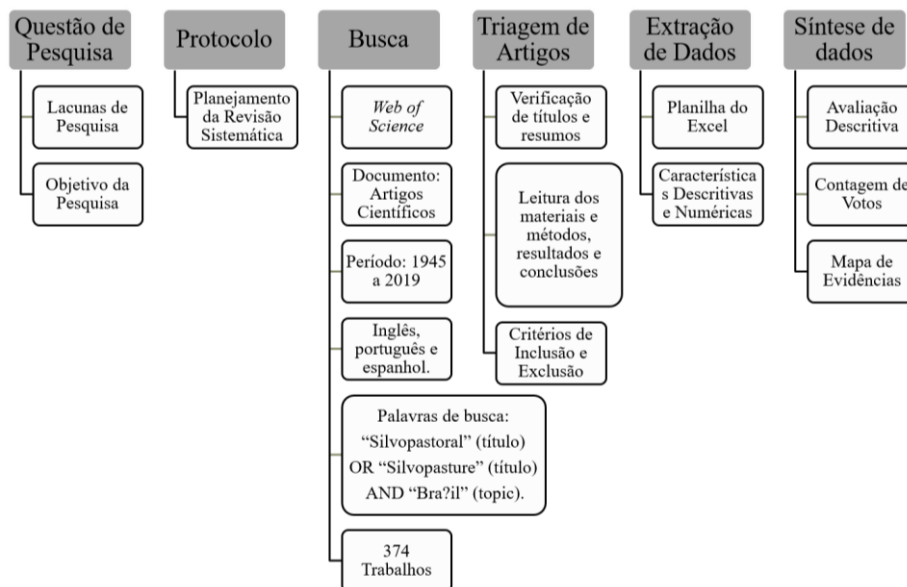
Para que o SSP seja eficiente é necessário que a escolha de espécies arbóreas, pastagens e animais, priorizem indivíduos adaptados às características dos agroecossistemas locais. As diferenças nos SSPs podem ser atribuídas às peculiaridades regionais dos biomas, dos ecossistemas, das propriedades e das condições socioeconômicas e culturais dos agricultores (BALBINO ET AL., 2011). Diante deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo apresentar um histórico dos avanços e da diversidade de dispersão dos SSPs no Brasil, através de uma revisão sistemática da literatura científica.

6.2 METODOLOGIA

A revisão sistemática reúne e sintetiza resultados de estudos primários individuais já existentes (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013). São utilizadas para responder perguntas, testar hipóteses, criar generalizações sobre o tema e demonstrar as lacunas de pesquisa (COOPER E HEDGES, 2009). Nesta revisão sistemática, foram seguidos os passos estabelecidos pela Collaboration for

Environmental Evidence – CEE (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE, 2013), representados abaixo (Figura 1).

Figura 1- Estrutura da revisão Sistemática. –



Fonte: elaborado pelos autores.

No diagrama acima é possível observar as etapas do planejamento com a elaboração da questão de pesquisa e retirada das lacunas da literatura. Na fase da pesquisa, a busca por artigos foi realizada com a seleção das bases de dados e filtros de inclusão e exclusão. Em seguida iniciou-se a triagem e a seleção dos artigos com foco no objetivo da pesquisa e análise de conteúdo.

6.2.1 Busca de dados

Inicialmente, a busca de informações sobre estudos científicos que já foram conduzidos no Brasil sobre SSPs foi realizada na base *Web of Science* (coleção principal, Clarivate Analytics), considerando os anos entre 1945 e 2019. Os trabalhos selecionados foram do tipo artigo científico e revisões de literatura, limitados aos idiomas inglês, português e espanhol.

A heurística foi definida da seguinte maneira: Estratégia de busca, com a utilização dos termos “Silvopastoral” (título) OR “Silvopasture” (título) AND “Bra? il” (topic). O termo “Bra? il” poderia estar contido no título, resumo ou palavras-chave dos trabalhos, enquanto as demais somente no título dos trabalhos.

De acordo com o critério de busca, foram encontrados 374 trabalhos, destes 321 estavam em inglês, 28 em espanhol e 23 em português.

6.2.2 Triagem dos artigos

A triagem dos artigos resultantes da busca na *Web of Science* foi realizada em duas etapas. Primeiramente, através da verificação de títulos e resumos, sendo eliminados aqueles que não se encaixavam nos critérios (Tabela 1). Na segunda etapa, foi realizada a leitura dos materiais e métodos, resultados e conclusões de cada trabalho, de modo a restringir a área de abrangência da pesquisa no território brasileiro.

Os critérios foram construídos para gerar uma triagem de fontes adequadas aos objetivos da revisão. Foi estabelecida uma definição de SSP passível de ser analisada com as informações dos artigos científicos.

Tabela 1-Critérios de inclusão e exclusão utilizados na triagem de fontes adequada aos objetivos da revisão.

Inclui	Exclui
SSPs que integram pecuária, componentes florestais e pastagens.	Sistemas que não estavam implantados dentro do território Brasileiro.
Sistemas com no mínimo 1 espécie lenhosa ou herbácea de médio porte.	
SSP com as espécies arbóreas citadas no trabalho.	

Fonte: elaborado pelos autores.

Nota-se na Tabela 1, que três critérios de inclusão e um critério de exclusão foram utilizados durante a fase de triagem dos artigos enquadrando-os aos objetivos desta revisão.

Dos 374 artigos encontrados, apenas 63 foram selecionados após a etapa de triagem, pois satisfizeram os critérios de seleção, descrevendo 73 SSPs dispersos pelo território nacional. Os artigos encontrados apresentam uma cronologia de 1994 a 2019, contribuindo na compreensão dos avanços da silvicultura Brasileira, e no desenvolvimento de sistemas de produção integrados até o sistema silvipastoril.

6.2.3 Extração e síntese de dados

Para a extração dos dados, foi elaborada uma planilha de dados contendo colunas para inclusão das características descritivas e numéricas dos estudos. Os critérios

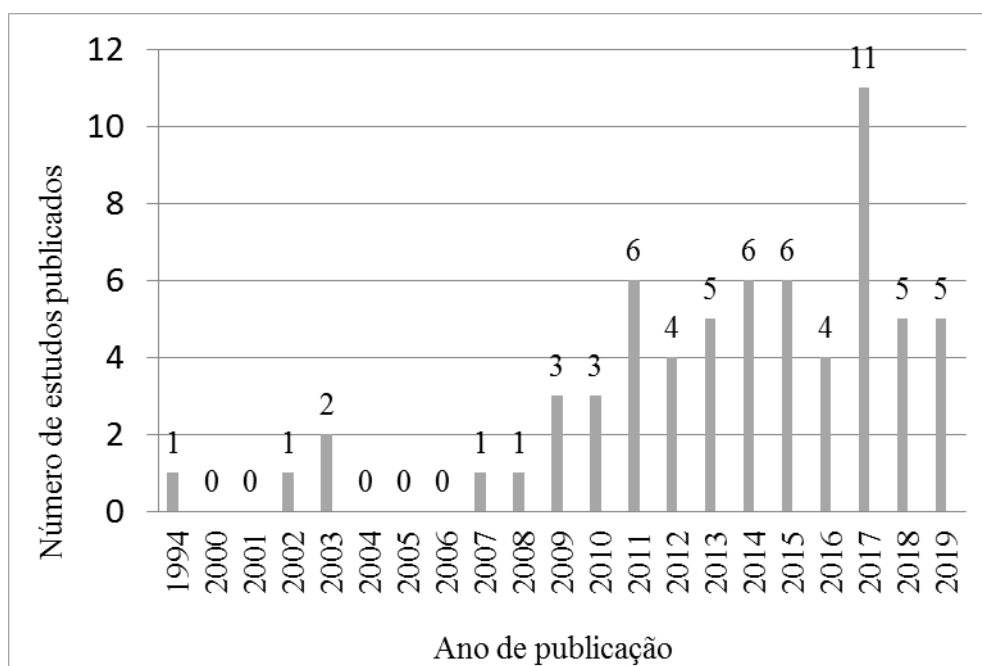
utilizados para a categorização dos sistemas silvipastoris foram divididos em etapas. Desse modo, todas as variáveis identificadas foram classificadas em categorias sociopolíticas e de diversidade. Para facilitar a compreensão, os dados são apresentados em gráficos e em um mapa de evidências.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Sistemas silvipastoris e silvicultura

Neste trabalho foram pesquisados artigos publicados entre 1945 até 2019, porém somente a partir de 1994 foram localizadas publicações sobre o tema silvipastoris. Na Figura 2, observa-se que o início do fluxo de artigos relacionados aos sistemas silvipastoris ocorreu na década de 90. Entretanto a intensificação deste tipo de publicação acontece recentemente, em 2011.

Figura 2- Artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, selecionados para compor este estudo por apresentar os termos “Silvipastoril” no título, e “Brasil” no título e palavras-chave, nos idiomas português, inglês e espanhol.



Fonte: elaborado pelos autores.

Durante a década de 60, com a extração da madeira dos remanescentes florestais, alguns biomas brasileiros tiveram suas áreas extremamente degradadas. Já em meados da década de 70, com o estabelecimento da crise energética, a madeira passava a ser a fonte energética do setor industrial e doméstico, incentivando os plantios das monoculturas

arbóreas, também denominados de reflorestamentos. A criação de institutos estaduais, que regulamentavam e incentivavam a pesquisa “florestal”, proporcionaram a introdução de espécies exóticas para este fim que, devido ao bom desenvolvimento, se distribuíram rapidamente por todos os biomas brasileiros (SILVA, 2016).

Na década de 70, período marcado pelo aumento do interesse empresarial na silvicultura, surge um maior número de profissionais ligados a estas atividades, promovendo a evolução da “ciência florestal” ou silvicultura no país. Neste período, ocorreu uma franca expansão das monoculturas arbóreas de espécies exóticas, notadamente pinus e eucaliptos (ANTONANGELO; BACHA, 1998). Neste período a pecuária extensiva em pastagens destituídas de árvores também se expandia, impulsionando grandes desmatamentos e originando uma série de externalidades ambientais. O panorama de degradação levou a comunidade científica buscar sistemas integrados e mais sustentáveis, para harmonizar o aumento de produtividade vegetal e animal, com a preservação de recursos naturais (BALBINO et al., 2011).

Dentre os sistemas integrados, os SSPs vêm sendo amplamente difundidos nos trabalhos realizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), responsável pelas primeiras propostas de sistemas integrados de produção do país, com estudos na área desde a década de 1980 (SCHREINER, 1983). No final dos anos 1990 o tema se solidificou como alternativa à pecuária extensiva convencional, destituída dos elementos agroflorestais ou florestais (BALBINO ET AL., 2011)

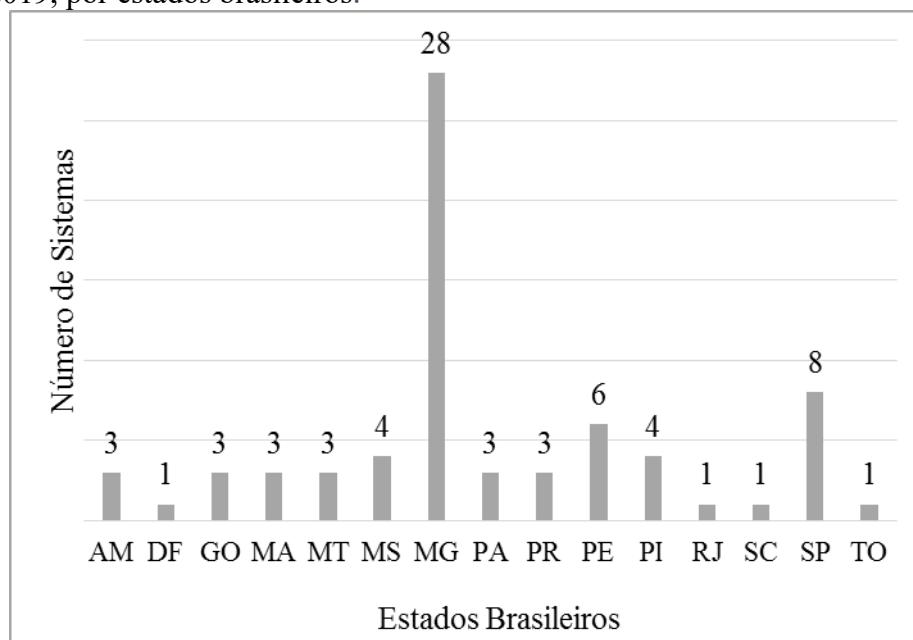
Em 2013 os SSPs foram contemplados pela Lei 12.805/2013, sancionada em 30 de abril daquele ano, instituindo a Política Nacional de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. Esta tem como princípio melhorar de forma sustentável a produtividade, qualidade e a renda das atividades agropecuárias através de sistemas integrados de produção (ALVES; LAURA; ALMEIDA, 2015). Isto gerou uma popularização do tema, atraindo instituições de pesquisa e empresas privadas para fomentar as ações em todo território nacional (SAIBRO; GARCIA, 2005). Na Figura 2, vemos as publicações dentro do contexto histórico indicado.

6.3.2 Distribuição geográfica dos sistemas silvipastoris

Os sistemas silvipastoris apresentam formação de componente diversa e adaptadas a cada região. Balbino et al. (2011) apontaram que a Integração Lavoura-Pecuária-Floresta em suas diferentes modalidades poderia, de forma geral, ser estimada em 1,6 milhões de hectares no território nacional. Não existem estatísticas precisas e oficiais

referentes a adoção dos SSPs no Brasil (WRUCK; BEHLING; ANTONIO, 2015). Os artigos analisados evidenciam um cenário de dispersão dos SSPs em 14 estados brasileiros, além do Distrito Federal (Figura 3).

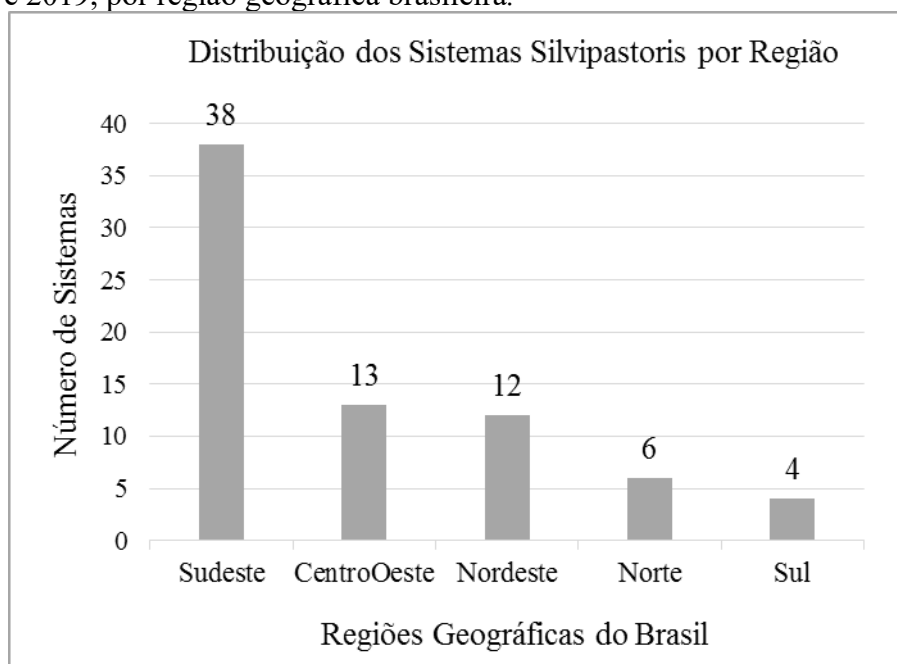
Figura 3- Número de SSPs identificados nos artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, por estados brasileiros.



Fonte: elaborado pelos autores.

Na Figura 3 observa-se a maioria dos estudos em Minas Gerais, São Paulo e Pernambuco. O maior número de pesquisas com SSPs concentra-se no Estado de Minas Gerais, onde também se concentram as atividades de reflorestamento com eucaliptos de empresas privadas do ramo da indústria papelreira e silvicultura (GARCIA et al., 2003).

Figura 4- Número de SSPs identificados nos artigos científicos publicados entre os anos de 1945 e 2019, por região geográfica brasileira.



Fonte: elaborado pelos autores.

A Figura 4 enaltece a disparidade na quantidade de artigos publicados entre as regiões geopolíticas brasileiras. O Sudeste contribui com 52% dos estudos, enquanto o Centro-Oeste 17%, Nordeste 16,4, Norte 8% e Sul apenas 5,5%.

A degradação ambiental na Região Sudeste é uma característica bastante comum, notada pela abundância de terras desmatadas e áreas degradadas (BALBINO; BARCELLOS; STONE, 2011). Nesta região a adoção de SSPs tem avançado com rapidez como alternativa ao modelo vigente de produção.

Até meados de 1960, as atividades agrícolas no cerrado eram limitadas à produção extensiva de gado de corte, o que acelerava os processos de degradação. Este fato estava relacionado majoritariamente à falta de tecnologia para produção agropecuária em agroecossistemas tropicais (BALBINO; BARCELLOS; STONE, 2011). Hoje é sabido que nos estados de Mato Grosso e Goiás, os SSPs são indicados para áreas degradadas e aquelas inaptas para lavoura mecanizada (WRUCK; BEHLING; ANTONIO, 2015). Essa região apresenta grande potencial na adoção dos SSPs, embora ainda pouco utilizado (MELOTTO et al., 2009).

A região Nordeste do Brasil apresenta a maior parte de seu território dentro do Bioma Caatinga, sendo 57% caracterizado como semiárido. Nesta região, predominam sistemas de produção desenvolvidos para pequenas propriedades familiares caracterizados em sua maioria pela economia de subsistência (BALBINO ET AL., 2011).

As palmeiras e coqueiros nativos adaptados às características da região têm sido utilizados nos SSPs como parte da cultura local. A título de exemplo, o babaçu é uma palmeira natural da região que se adaptou e é utilizada nestes sistemas com agroflorestas plantadas e não plantadas (ARAÚJO et al., 2016).

No Norte do país, o processo de ocupação humana recente está historicamente ligado à derrubada e queima da floresta Amazônica. Nos diversos estados que possuem território no Bioma Amazônia encontramos atividades de extração de recursos madeireiros, não madeireiros e criação de bovinos em destaque (DIAS-FILHO; FERREIRA, 2008; FUJISAKA et al., 1996; SCHMITZ, 2007). Entretanto, a partir de 2004 iniciou-se o processo contínuo de redução dos desmatamentos e queimadas na Amazônia como resultado das medidas regulamentadas no Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (MARTÍNEZ et al., 2019). Assim, de 2004 até 2019, houve uma redução de mais de 64% no desmatamento na região (INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2019).

Isso pode ter sido impulsionado pela flora diversa e abundante da região da Amazônia e pela Lei Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012, que aponta que todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa a título de Reserva Legal (RL), o que na região chega a 80%. Nesse sentido, a intensificação do uso da terra em áreas já antropizadas utilizando os sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta tem sido adotado como uma das alternativas vigentes para a região (BALBINO; BARCELLOS; STONE, 2011; MARTÍNEZ et al., 2019).

O sul do Brasil recebeu fortes interferências das migrações internas e da chegada dos imigrantes europeus. Assim originou-se um sistema agrário colonial diversificado, em pequenas propriedades e com raiz europeia (BALBINO ET AL., 2011; ETGES; KARNOPP, 2020). A adoção de SSP nestas propriedades tem encontrado resistências culturais, e em geral está relacionada a políticas governamentais regionais, com objetivo de encorajar ações de desenvolvimento socioeconômico atreladas às demandas das indústrias locais (RIBASKI, 2019). O setor de base florestal tem se beneficiado, já que somente no estado do Rio Grande do Sul são 368,4 mil empregos gerados (AGEFLOR, 2017). As empresas madeireiras da região tem fomentado o plantio do pinheiro (*Pinus* sp.), eucalipto (*Eucalyptus* sp.), e menos frequentemente a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e a bracatinga (*Mimosa scabrella*) (NICODEMO et al., 2015).

6.3.3 Diversidade do componente arbóreo nos sistemas silvipastoris

Ao substituir os remanescentes florestais altamente diversificados, por monoculturas arbóreas (“florestas plantadas”), plantios agrícolas ou pastagens, alterações no ecossistema original modificam todos os atributos morfológicos, físicos, químicos e biológicos ali presentes (JARDIM et al., 2019). A biodiversidade pode servir como importante fator indicativo da resiliência dos agroecossistemas, possibilitando a conservação da água e do solo, além da ciclagem de nutrientes e controle biológico de insetos e pragas (ALTIERI ; NICHOLLS, 2003; PRESTES ;VINCENCI, 2019). Deste modo, fica claro o potencial dos sistemas silvipastoris como importante ferramenta para reabilitação dos agroecossistemas e melhoria da diversidade em diferentes biomas, especialmente onde predominam as monoculturas arbóreas e pastagens (LIMA; GAMA, 2018).

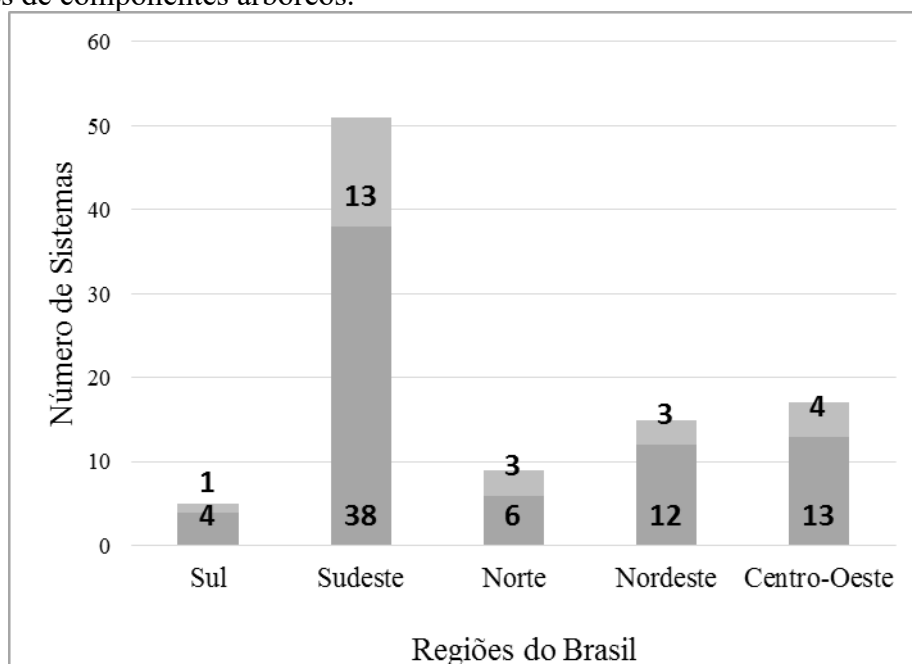
A integração simultânea das espécies arbóreas relaciona-se de forma sustentável e busca atender demandas do produtor rural, como alimento, madeira, lenha, frutas, plantas medicinais (GARCIA et al., 2010), resina, látex, e óleos. Sinergicamente, os SSPs tem incrementado a biodiversidade (ROVER et al., 2018; SIMIONI et al., 2019), os atributos do solo e a ciclagem de nutrientes (BATTISTI et al., 2018a). Também tem promovido a melhoria do microclima e ambiência (DENIZ et al., 2019, 2020; KRETZER, 2019), o estoque de carbono nos elementos florestais e nas pastagens (SILVA et al., 2020) e a produção forrageira (SILVA et al., 2020; KRETZER , 2019), entre outros serviços ecossistêmicos (FILHO; FARLEY, 2020; SCHMITT FILHO et al., 2013)

Na definição dos arranjos e modalidades dos Sistemas Silvipoastoris, a melhor espécie será aquela que seja plenamente adaptada às condições dos agroecossistemas, que possui mercado garantido, e haja domínio dos tratos culturais (BEHLING et al., 2013). Em relação à diversidade dos componentes arbóreos, sejam espécies lenhosas ou herbáceas de médio porte, os artigos indicam que 49% dos sistemas estudados se caracterizam como monoculturas, 18% apresentam apenas duas espécies, 8% apresentam três, e 25% dos SSPs apresentam quatro ou mais espécies.

A região Norte se destaca pela alta diversidade dos componentes arbóreos, 50 % dos SSPs apresentam mais do que três espécies arbóreas, enquanto a região Sudeste, somente 34%. (Figura 5).

Figura 5- Número de SSPs citados nos artigos científicos desta revisão, distribuídos pela diversidade do componente arbóreo. A cor cinza escuro representa o número de SSP por

regiões geográficas, enquanto o cinza claro representa o número de sistemas com mais de três espécies de componentes arbóreos.



Fonte: Desenvolvido pelos autores.

Nota-se na figura 5, a baixa diversidade dos componentes arbóreos nos sistemas silvipastoris em grande parte das regiões geográficas brasileiras. Poucos sistemas apresentam mais de três espécies em um mesmo local, e raros são os SSPs com espécies nativas, principalmente no sul e sudeste do país.

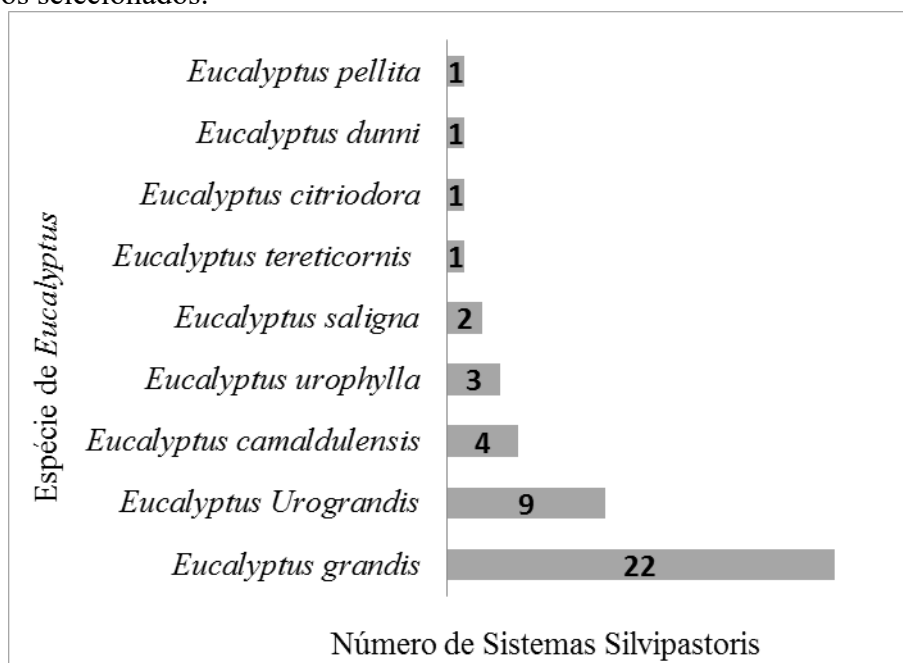
A região Norte tem apresentado maior diversidade arbórea nos SSPs, o que pode estar relacionado ao contexto histórico de uso e ocupação do solo na região. Dentre os trabalhos avaliados por Veiga et al. (2000), 45% dos sistemas estudados apresentavam três ou mais espécies arbóreas. Ainda de acordo com estes autores, na região utiliza-se SSPs com componentes arbóreos não plantados, em áreas em processo de desmatamento seletivo, ou com diferentes estágios de regeneração. As espécies nativas estão bastante presentes com potencial ainda não devidamente conhecido, e muitas vezes, com mercado não consolidado (BEHLING et al., 2013). Os avanços em pesquisas nestas áreas vêm demonstrando que o fornecimento de produtos florestais não madeireiros (PFNM) de espécies nativas é bastante promissor podendo viabilizar SSPs mais complexos, com melhor rentabilidade e integrados ao ecossistema (TREVISAN et al.; 2019). A escolha de PFNM para compor SSP pode ser um fator-chave, pois envolve espécies adaptadas aos ecossistemas locais (POTT ; POTT, 2003).

Nas demais regiões, as espécies exóticas dominam a maioria dos SSPs reportados nos estudos avaliados. Isto ocorre, pois até recentemente estas eram as únicas espécies

estudadas e fomentadas pelos institutos de pesquisa e extensão. Estas espécies exóticas também tem apresentado boa produtividade, tecnologia adaptada e mercado consolidado, apesar de controlado pelos grandes conglomerados agroindustriais (BEHLING et al., 2013). A produção de madeira, em sua maioria, tem sido a principal justificativa para o plantio de espécies exóticas nas propriedades rurais e em SSPs (LIMA; GAMA, 2018).

O Brasil se destaca pelo plantio de “monoculturas arbóreas” ou “florestas” homogêneas, em especial de Pinus e Eucalipto. Em 2017, essas florestas totalizaram 9,431 milhões de hectares, sendo 78,5% de Eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e 21,5% de Pinus (*Pinus* sp.) (IBGE, 2017). Estes dados corroboram com os resultados encontrados por Paula et al. (2013) onde o gênero *Eucalyptus* sp. está presente em 57% dos SSPs avaliados, e em 31% deles é o único componente arbóreo (Figura 6). Existem muitas justificativas para maior utilização destas duas espécies exóticas, tais como o fornecimento de madeira para usos múltiplos, fomento institucional, disponibilidade de mudas, pesquisa e conhecimento de silvicultura, existência de material genético melhorado, e mercado consolidado (PAULA et al., 2013).

Figura 6- Distribuição das espécies de *Eucalyptus* dos Sistemas Silvopastoris dos artigos científicos selecionados.



Fonte: elaborado pelos autores.

Na Figura 6 observa-se a distribuição das espécies de *Eucalyptus* sp., com destaque para o *Eucalyptus grandis* nos SSPs avaliados nesta revisão sistemática.

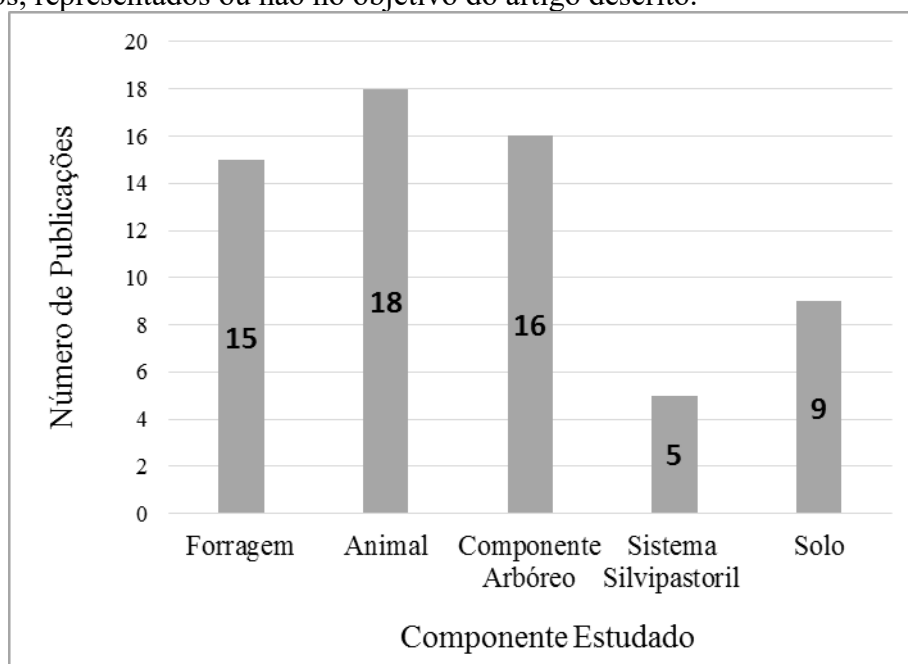
O Eucalipto (*Eucalyptus sp.*) tem apresentado vantagens competitivas em relação às espécies nativas devido ao fomento institucional e industrial, com mais de um século de melhoramento genético, produção de híbridos e clonagem. Entretanto, a dependência de um pequeno número de variedades e a perda do patrimônio genético, representa uma grande ameaça aos sistemas ecológicos, à integridade da biodiversidade e aos Biomas Brasileiros. Estes Biomas são responsáveis pelos serviços ecossistêmicos essenciais para a população brasileira, e inclusive para a própria agropecuária (ALTIERI, 1999). A sustentabilidade dos SSPs constituídos pelo componente animal, gramíneas e Eucaliptos necessita de maiores estudos, pois é possível que os desserviços ambientais se sobrepujem aos serviços ecossistêmicos (BATTISTI et al., 2018). Na introdução das espécies para os SSPs é importante que seja mantida a diversidade funcional do componente arbóreo, de modo que sinergicamente disponibilizem recursos bióticos e abióticos adequados para atender as exigências dos demais componentes (BERNARDINO; GARCIA, 2009).

6.3.4 Lacunas de pesquisa

Esta revisão expõe alguns descompassos e lacunas no repertório de publicações relacionadas aos SSPs brasileiros, verificando-se que a maior parte é direcionada ao componente animal, 28% do total dos artigos. Existe uma crescente preocupação com boas práticas de manejo animal associadas à estudos do microclima, ambiências, comportamento e bem-estar, pois são fatores que influenciam diretamente na produtividade e sustentabilidade dos sistemas de produção.

A distribuição dos demais trabalhos se concentra no componente arbóreo, com 26% das publicações e forragem com 23%. Os aspetos menos estudados são os elementos do solo com 14% e SSPs de maneira geral com 3% (Figura 7).

Figura 7- Elementos temáticos identificados como objeto de estudo nos trabalhos avaliados, representados ou não no objetivo do artigo descrito.

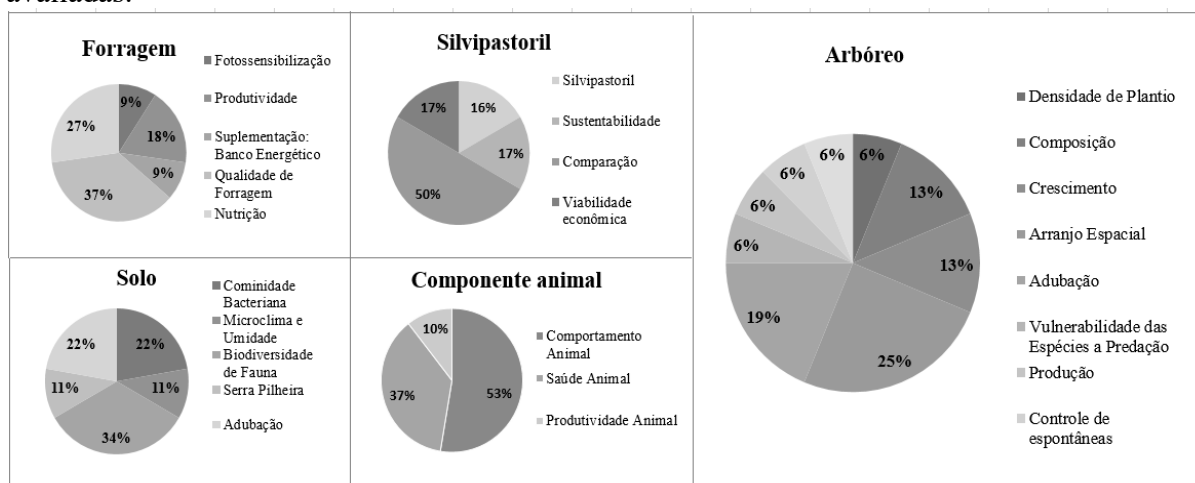


Fonte: elaborado pelos autores.

Na Figura 7 esta caracterizado os eixos temáticos dos artigos avaliados, com concentração em 3 áreas majoritárias. Dentro de cada um destes componentes, os objetivos vão se mostrando presentes em maiores detalhes, auxiliando a identificação do conhecimento sobre o assunto. Para o componente animal, o comportamento predomina nos estudos, apresentando informações relacionadas ao bem-estar e ambiência (SCHÜTZ et al., 2010).

Para forragem, muito se discute sobre produtividade e qualidade (ARAÚJO et al., 2016; SANTOS et al., 2016). Sobre o componente arbóreo, a maior parte dos estudos ressalta a dificuldade que ainda persiste em criar delineamentos florestais adequados para sistemas silvipastoris que contemplem a multitude de ecossistemas, Biomass e a marcante biodiversidade florística brasileira (PAULA et al., 2013) (Figura 8).

Figura 8-Classificação dos subtópicos de pesquisa em cada uma das grandes áreas avaliadas.



Fonte: elaborado pelos autores.

A Figura 8 evidencia a concentração dos trabalhos científicos em poucas subáreas de cada uma das cinco grandes áreas. Destas cinco grandes áreas, três estão fortemente interligadas nos agroecossistemas e SSPs. A sombra produzida pelas árvores, modifica o microclima (DENIZ et al., 2019, KRETZER, 2019) influenciando a quantidade e qualidade da forragem disponível (SILVA et al., 2020), sendo associadas às melhores condições de conforto térmico para os animais (DENIZ et al., 2020) e indicando um possível aumento no consumo de forragem e ganho de peso de animais em pastejo (PACIULLO et al., 2014). Geralmente, gramíneas forrageiras sombreadas tendem a apresentar maior teor de proteína bruta e digestibilidade da matéria seca (SILVA et al., 2020). A discussão do incremento de biodiversidade nos SSPs ainda é contida aos aspectos biofísicos e *in loco*, e poucos extrapoladas para a visão sistêmica dos habitats do entorno e da paisagem (SCHIMITT FILHO; FARLEY, 2020; ROVER et al., 2018; SIMIONI et al., 2020).

Este tipo de análise dos componentes nos permite criar um mapa de Lacuna, que consiste no cruzamento dos elementos temáticos e suas evidências de estudo. O objetivo é facilitar a visualização da frequência com que cada relação entre duas variáveis foi evidenciada nos artigos, deixando clara as lacunas de pesquisa de cada área.

O mapa ilustra, através de uma escala da intensidade de cores (*heatmap scale*), como a densidade e lacunas de evidências estão distribuídas entre os fatores analisados (Figura 9).

Figura 9- Mapa de Lacunas de Evidências (Evidence Gap Map, EGM).

Consequência	Causa								
	Animal		Arbóreo	Solo		Silvipastoril			
	C.A	S.A		Fa.	Fe.	Su.	Co.	Ec.	
5	9	5	9	0	1	0	0	0	Arbóreo
1	0	0	5	2	2	0	0	0	Fauna
5	0	0	5	4	1	0	0	0	Fertilidade
1	0	0	0	0	0	0	0	0	Sustentabilidade
3	0	3	2	1	0	0	2	0	Comparativo
1	0	0	0	0	0	0	0	0	Ecônomo
2	0	0	1	0	0	0	0	0	Saúde Animal
5	1	0	0	0	0	0	0	0	Comportamento Animal
7	2	2	2	1	0	0	0	0	Forragem

Legenda: As colunas representam as causas, assim como as linhas as consequências. Quando existem trabalhos que cruzam a informação entre causa e consequência, se acrescenta um número do respectivo quadro. As cores representam a intensidade de estudos cruzando as determinadas informações, do laranja claro ao rosa intenso.

A figura 9 evidencia que o componente causal arbóreo e forragem são os principais impulsores do desenvolvimento dos SSPs, devido ao maior número de relações com as consequências encontradas nas publicações. Enquanto, o componente econômico apresenta a maior lacuna de conhecimento sobre o tema no Brasil.

Foram catalogados poucos artigos estudando questões econômicas SSPs, principalmente quando associado a espécies nativas, PFNM ou desenhos alternativos de SSPs. Infelizmente, a área econômica não tem se debruçado sobre as dinâmicas financeiras da implantação, gestão e competitividade microeconômica dos SSPs. A lacuna se faz ainda maior quando se migra para economia ecológica, com avaliações relacionadas aos serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais. Esta revisão demonstra que ainda existem muitos questionamentos sobre a temática dos SSPs, evidenciando grandes lacunas de conhecimento, em áreas absolutamente relevantes.

7 CONCLUSÃO

As Revisões Sistemáticas são essenciais para avaliar as evidências sobre o que é conhecido, sintetizá-las e formular prioridades de pesquisas futuras. A relevância desta análise sistemática está relacionada ao mapeamento do “estado da arte” das pesquisas sobre os sistemas silvipastoris no Brasil (BERNARDINO; GARCIA, 2009)

Dentro de uma perspectiva histórica, os SSPs se caracterizam como uma tecnologia recente no Brasil. A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e as instituições estaduais tem um papel importante no fomento e divulgação destes resultados de pesquisas e técnicas nas diversas regiões geopolíticas brasileiras.

Observa-se que os artigos tendem a abordar com maior frequência o viés mais biofísico dos SSPs. Muitos benefícios decorrentes dos SSPs estão relacionados aos serviços ecossistêmicos associados à restauração e reabilitação ecológica, conservação ambiental, e até serviços de provisão com melhorias na rentabilidade. Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas. Pouco se pontua na multiplicidade de serviços ecossistêmicos de provisão, regulação, suporte e culturais que advém do enriquecimento da biodiversidade dos SSPs (PALM et al., 2014). Mostra-se necessário incorporar metodologias interdisciplinares que abordem de forma transversa e eficaz as distintas dimensões socioambientais e econômicas relacionadas aos SSPs, incluindo análises dos incrementos da biodiversidade.

Hoje, de uma forma expressiva, passou a ser premente o desenvolvimento e estudo de SSPs com espécies da flora local que viabilizem a reabilitação dos agroecossistemas e restauração ecológica dos Biomas, que sejam culturalmente atraentes e economicamente competitivos.

Sistemas de produção que mitiguem o impacto ambiental da agricultura convencional enquanto economicamente competitivos parecem ser a necessidade *mor* neste início de década. Os SSPs em muito podem atender esta demanda, todavia grandes lacunas de pesquisa devem ser atendidas, inclusive política e institucionalmente. Neste sentido, sugerimos que pesquisas futuras relacionadas aos SSPs perpassem os desenhos alternativos com espécies arbóreas nativas, os sistemas biodiversos com PFM, a sociobiodiversidade, a restauração ecológica, o potencial dos SSPs na reabilitação dos agroecossistemas, a microeconomia, e inclusive a economia ecológica considerando os serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais.

8 AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq através do projeto “Analyzing Ecosystem Services from Agroecology in the Atlantic Forest: a Participatory Modeling Approach (PVE / CNPq 71/2015)” no âmbito do Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo (PROCAM/USP), do Laboratório de Sistemas Silvopastoris e Restauração Ecológica LASSre/UFSC, e do Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina PPGA/UFSC. O Estudo contou com o apoio da Coordenação Brasileira de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES/MEC e do Gund Institute for Environment da University of Vermont GUND IE/UVM EUA.

9 REFERÊNCIAS

- ABADIAS, M. I.; FONSECA, P. R. B.; BARBOS, C. H. MANEJO DA PECUÁRIA: UMA ANÁLISE SOBRE IMPACTOS AMBIENTAIS. **Revista EDUCAmazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente, Humaitá**, v. 13, n. 1, jan- jun, p. 113–125, 11 jun. 2020.
- AGEFLOR. **A indústria de base florestal no RS: dados e fatos**. Disponível em: <www.ageflor.com.br>. Acesso em: 16 jun. 2020.
- ALMEIDA SILVA, A. DE et al. Estoques de carbono e nitrogênio no Sistema Silvopastoril com Núcleos: a nucleação aplicada viabilizando a pecuária de baixo carbono. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, 26 set. 2020.
- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes**, p. 19–31, 1 jan. 1999.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Soil fertility management and insect pests: Harmonizing soil and plant health in agroecosystems. **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 203–211, 1 ago. 2003.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES-DOS-SANTOS, I. et al. Artigo de Opinião / Point of View Paper: Quando um visitante floral é um polinizador? **Rodriguesia**, v. 67, n. 2, p. 295–307, 1 abr. 2016.
- ALVES, F. V.; LAURA, V. A.; ALMEIDA, R. G. DE. **Sistemas Agroflorestais: a Agropecuária Sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2015., 2015.

ALVES, L. H. S. **Abelhas visitantes florais de Vernonia polyanthes Less (Asteraceae), em Valença-RJ**. Valença: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 26 fev. 2010.

ANDRADE, R. G. et al. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 21, n. 3, p. 234–243, 25 jun. 2013.

ANTONANGELO, A.; BACHA, C. J. C. As Fases da Silvicultura no Brasil. **Revista Brasileira de Economia**, v. 52, n. 1, p. 207–238, 1998.

ANTONELLI, P. V. et al. Desenvolvimento de Cordia trichotoma em função da adubação, em sistema silvipastoril no Sudoeste do Paraná-Brasil. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal - ENFLO**, v. 3, n. 3, p. 59–70, 3 dez. 2015.

APREMAVI. **Mata Atlântica - Fauna | Apremavi**. Disponível em: <<https://apremavi.org.br/mata-atlantica/fauna/>>. Acesso em: 20 jul. 2020.

ARAÚJO, R. A. DE et al. Composição químico-bromatológica e degradabilidade in situ de capim- Marandu em sistemas silvipastoris formados por babaçu e em monocultivo. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 19, n. 3, p. 347–359, set. 2016.

BALBINO, L. C. et al. **Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil** Pesquisa Agropecuaria Brasileira Embrapa Informação Tecnológica, , out. 2011.

BALBINO, L. CARLOS; BARCELLOS, A. DE O.; STONE, L. F. **Marco Referencial: Intração Lavoura-Pecuária-Floresta**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2011, 2011.

BATÁRY, P. et al. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 136, n. 1–2, p. 35–39, 15 fev. 2010.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018a.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018b.

BAWA, K. S. et al. Reproductive biology of tropical Lowland Rain Forest Trees . **American Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 346–356, 1 mar. 1985.

BEHLING, M. et al. Pastagens: Planejamento da arborização de pastagens para produção de Leite. **Revista Leite Integral**, p. 14–21, maio 2013.

BENTO, G.; SCHMITT-FILHO, A. L.; FAITA, M. R. Sistemas silvipastoris no Brasil: uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, p. e7019109016, 15 out. 2020.

BERNARDINO, F. S.; GARCIA, R. Sistemas Silvopastoris. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 60, p. 77–87, 26 fev. 2009.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 1 maio 2008.

BODENHEIMER, F. S. **Precis d'écologie animale**. Paris: Payot, 1995.

BORTOLOTTI, L. et al. Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. **Bulletin of Insectology**, v. 56, n. 1, p. 63–67, 2003.

BOSCOLO, D. et al. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 18–24, 1 jan. 2017.

BRASIL, D. DE F. et al. Atividade de voo das abelhas cupira (*Partamona seridoensis*) no semiárido brasileiro. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 5, p. 259–269, 12 out. 2019.

BROOM, D. M. Components of sustainable animal production and the use of silvopastoral systems. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 683–688, 2017.

BROSI, B. J. et al. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 773–783, 1 jun. 2008.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: Brown Publishers, 1984.

BROWN, B. E. Coral bleaching: causes and consequences. **Coral Reefs**, v. 16, p. 129–138, 1997.

CAMILLO, E. Nesting biology of four *Tetrapedia* species in trap-nests (Hymenoptera:Apidae:Tetrapediini). **Revista de Biologia Tropical**, v. 1, n. 2, 2005.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília. Disponível em: <<http://livroaberto.ibict.br/handle/1/745>>. Acesso em: 7 ago. 2021.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **Guidelines for Systematic Review and Evidence Synthesis in Environmental Management..** v. 4.2

COOPER, H.; HEDGES, L. V. The Handbook of Research Synthesis and Meta-Analysis. In: p. 3–17.

- DA ROSA, J. M. et al. Disappearance of pollinating bees in natural and agricultural systems: Is there an explanation? **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 1, p. 154–162, 8 fev. 2019.
- DANFORTH, B. N. et al. The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 41, p. 15118–15123, 10 out. 2006.
- DE OLIVEIRA, F. L. et al. Influence of climatic variations on the flight activity of the Jandaira bee *Melipona subnitida* Ducke (Meliponinae). **Revista Ciencia Agronomica**, v. 43, n. 3, p. 598–603, 2012.
- DE PALMA, A. et al. Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 6, p. 1567–1577, 1 dez. 2015.
- DENIZ, M. et al. A influência dos núcleos arbóreos na distribuição dos bovinos na pastagem. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 14 ago. 2018.
- DENIZ, M. et al. Microclimate and pasture area preferences by dairy cows under high biodiversity silvopastoral system in Southern Brazil. **International Journal of Biometeorology**, p. 1–11, 31 jul. 2020.
- DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Belém, PA. Disponível em: <www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 31 jul. 2020.
- DIAS-FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. **Barreiras à Adoção de Sistemas Silvopastoris no Brasil**. Belém do Pará. Disponível em: <http://www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 18 jun. 2020.
- DIAS, A. B. Ninhos de abelhas nativas sem ferrão (Meliponinae) em ambiente urbano. **Aleph**, 10 mar. 2015.
- DIAS HILÁRIO, S. et al. Efeito do vento sobre a atividade de vôo de *Plebeia remota* (Holmberg, 1903) (Apidae, Meliponini). **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, 2007.
- DIDHAM, R. K. et al. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255–260, 1 jun. 1996.
- DUBET DA SILVA MOUGA, D. M. et al. Bee diversity (Hymenoptera, Apoidea) in Araucaria forest in southern Brazil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 3, n. 2, p. 155–172, 29 set. 2016.
- ETGES, V. E.; KARNOPP, E. A agroindústria familiar no contexto do sistema agrário colonial no Sul do Brasil. **Redes - Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 25, n. 1, p. 268–283, 10 jan. 2020.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 1 fev. 2011.

FAITA, M. R.; CHAVES, A.; NODARI, R. O. The expansion of agribusiness: Harmful impacts of deforestation, pesticides and transgenics on bees. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 57, p. 79–105, 1 jun. 2021.

FAO. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/archive/news-by-date/2015/pt/>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Diretor Participativo da Cidade: Leitura da Cidade**. Florianópolis:

FREITAS, B. M.; NUNES-SILVA, P. Polinização Agrícola e sua Importância no Brasil. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. (Ed.). **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. Editora da Universidade de São Paulo, 2012. p. 0–488.

FUJISAKA, S. et al. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 59, n. 1–2, p. 115–130, 1 ago. 1996.

FURTADO, R. C.; ABREU, L. S. DE; FURTADO, A. T. SISTEMAS AGROFLORESTAIS: A EXPERIÊNCIA DE UMA COOPERATIVA DE AGRICULTORES FAMILIARES EM BRAGANÇA PAULISTA, SP. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 35, n. 3, p. 427–451, 23 jan. 2019.

GARCIA, R. et al. **Sistemas Silvopastoris na região Sudeste: A Experiência da CMM**. Seminário de Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável: Opção de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. **Anais...2003** Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/267547094>>. Acesso em: 16 jun. 2020

GARCIA, R. .; TONUCCI, R. G. .; GOBBI, K. F. Sistemas silvipastoris: uma integração pasto, árvore e animal. **Sistema Agrossilvipastoril Integração lavoura, pecuária e floresta**, p. 123–166, 2010.

GIANNINI, T. C. et al. Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. **PLOS ONE**, v. 10, n. 9, p. e0137198, 10 set. 2015.

GLIESSMAN, S.; TITTONELL, P. Agroecology for Food Security and Nutrition. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 39, n. 2, p. 131–133, 7 fev. 2014.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. 2. ed. Brasília: MAPA, 2011. v. 1

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, n. 2, p. 185–197, 1 fev. 2000.

HUNTSINGER, L. et al. Oak Woodland Ranchers in California and Spain: Conservation and Diversification . In: **SUSTAINABILITY AND MANAGEMENT OF AGROSILVOPASTORAL SYSTEMS**. 2004. p. 309–326.

IBGE. **IBGE | Portal do IBGE | IBGE**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 jun. 2020.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o código florestal brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59–62, out. 2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PRODES — Coordenação-Geral de Observação da Terra**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 16 jun. 2020.

ITIS. **Integrated Taxonomic Information System**. Disponível em: <<https://www.itis.gov/>>. Acesso em: 6 ago. 2021.

JARDIM, M. DE S. S. et al. Sistemas silvipastoris: meio ambiente, produção e qualidade de forragem e resposta animal. **Brazilian Journal of Applied Research & Agrotechnology**, v. 12, n. 3, p. 135–143, 2019.

JOHNSON, S. D.; STEINER, K. E. Generalization versus specialization in plant pollination systems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 4, p. 140–143, 1 abr. 2000.

JOSEPH, L. et al. Disposição dos agricultores agroecológicos e não agroecológicos em recuperar os remanescentes florestais das suas propriedades Agroecologic and non agroecologic farmers' willingness to recover forest areas of their properties. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 13 ago. 2018.

KLEIN, A.; STEFFANDEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 7 maio 2003.

KRUG, C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em floresta ombrófila mista em Santa Catarina. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 265–278, maio 2008.

LAROCA, S.; CURE, J. R.; BORTOLI, C. A associação de abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) de uma área restrita no interior da cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. **Dunesia**, v. 13, n. 3, p. 93–117, 15 out. 1982.

LASALLE, J.; GAULD, I. D. Hymenoptera: their biodiversity, and their impact on the diversity of other organisms. **Hymenoptera and Biodiversity**, p. 1–26, 1993.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. K. L.; ALMEIDA, A. M. Inventários bióticos centrados em recursos: insetos fitófagos e plantas hospedeiras. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**, p. 174–189, 2001.

LIEBL, F. T. L.; DEC, E.; MOUGA, D. M. D. DA. Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em mata de araucária em Santa Catarina. **Acta Biológica Catarinense**, v. 6, n. 1, p. 20, 29 mar. 2019.

LIMA, M. C. D. DE; GAMA, D. C. O Sistema De Integração Lavoura-Pecuária-Floresta No Brasil : Conceitos , Desafios E Novas Perspectivas. **Agroforestalis News**, v. 3, n. 1, p. 31–51, 2018.

LIOW, L. H.; SODHI, N. S.; ELMQVIST, T. Bee Diversity along a Disturbance Gradient in Tropical Lowland Forests of South-East Asia on JSTOR. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 1, p. 180–192, fev. 2001.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. SUPPL. 1, p. 133–146, jul. 2009.

MACEDO, R. DE C. et al. Land use and land cover mapping in detailed scale: A case study in santa rosa de Lima-SC. **Boletim de Ciencias Geodesicas**, v. 24, n. 2, p. 217–234, 1 abr. 2018.

MAGURRAN, A. E. Primer Biological diversity. **Current Biology**, v. 15, p. 116, 2005.

MALUCHE, C. R. D. M. et al. Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em pomares de macieiras conduzidos nos sistemas orgânicos e convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**, nov. 2006.

MARTÍNEZ, G. B. et al. Integração lavoura pecuária floresta na região Norte do Brasil. In: BUNGENSTAB, D. J. et al. (Eds.). **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília, DF: 2019.

MELOTTO, A. et al. Survival and initial growing of native tree seedlings in pastures of central Brazil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425–432, 2009.

MICHENER, C. D. **The Bees of the World** . 1. ed. Estados Unidos: The Jonhs Hopkins University Press, 2000. v. 1

MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas em uma área do Agreste pernambucano, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 4, p. 625–636, dez. 2008.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n.

6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.

NASCIMENTO, N. DE O. **Seriam as abelhas sem ferrão boas indicadoras de contaminação atmosférica por particulados atmosféricos?** Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto, 11 ago. 2014.

NICODEMO, M. L. F. et al. **Sistemas silvipastoris - introdução de árvores na pecuária do Centro-Oeste brasileiro.**: (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 146). Campo Grande, MS: Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2004., 2015.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Reviews**, v. 35, p. 89–111, 22 nov. 2004.

OLIVEIRA, M. L. DE; CUNHA, J. A. Abelhas africanizadas *Apis mellifera scutellata* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica? **Acta Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 389–394, set. 2005.

OLIVEIRA, M. **Brazilian Fauna Taxonomic Catalog - Colletidae Lepeletier, 1841.**

ORTOLAN, S. M. L. S.; LAROCA, S. Melissocenótica em área de cultivo de macieira (*Pyrus malus* L.) em Lages (Santa Catarina, sul do Brasil), com notas comparativas e experimento de polinização com *Plebeia emerina*. **Acta Biológica Paranaense**, v. 25, n. 0, 31 dez. 1996.

OTERO, J.; ONAINDIA, M. Landscape structure and live fences in Andes Colombian agrosystems: upper basin of the Cane-Iguaque River. **Revista de Biologia Tropical**, v. 57, n. 4, dez. 2009.

PACIULLO, D. S. C. et al. Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass-legume pastures shaded by tropical trees. **Animal**, v. 8, n. 8, p. 1264–1271, 2014.

PALM, C. et al. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 187, p. 87–105, 1 abr. 2014.

PATRICIO, G. B.; GOMIG, E. G. Habitat heterogeneity and pollinators: Bees in fragmented landscapes (Hymenoptera : Apidae). **Sociobiology**, p. 605–618, 1 jan. 2008.

PAULA, R. R. et al. Eucalypt growth in monoculture and silvopastoral systems with varied tree initial densities and spatial arrangements. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 6, p. 1295–1307, 25 dez. 2013.

PERI, P. L.; DUBE, F.; VARELLA, A. **Silvopastoral Systems in Southern South America**. 11. ed. Brasília, DF: Pablo Luis Peri, Alexandre Varella, Francis Dube, 2016., 2016. v. 11

PINA, W. DA C. et al. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum

(Bixa orellana Linnaeus 1753) . **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, maio 2015.

PINTO, N. G. M.; ROSSATO, V. P.; CORONEL, D. A. Degradação Ambiental Agropecuária na América Latina: uma abordagem de índices nos países da região. **Desenvolvimento em Questão**, v. 17, n. 46, p. 218–235, 28 fev. 2019.

POHL, P. et al. Bioaccessibility of Ca, Cu, Fe, Mg, Mn and Zn from commercial bee honeys. **Food Chemistry**, v. 134, n. 1, p. 392–396, 1 set. 2012.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas Nativas Potenciais para Sistemas Agroflorestais em Mato Grosso do Sul**. SEMINÁRIO SISTEMAS AGROFLORESTAIS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Anais...**Campo Grande: Empraba, 2003

PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicator as Environmental Impact Assessment. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research Braz. J. Anim. Environ. Res**, v. 2, n. 4, p. 1473–1493, 18 set. 2019.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Planta ed. [s.l.] E. Rodrigues, 2001. v. 1

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions on JSTOR. **Pollination Biology in Tropics**, v. 65, n. 3, ago. 1993.

RIBASKI, J. **Avaliação do desempenho silvicultural e econômico de cinco materiais genéticos de Eucalyptus em sistema silvipastoril, no bioma Pampa do Rio Grande do Sul**. Colombo, Paraná: 2019.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RODRIGO, A. et al. **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. v. 1

ROUBIK, D. W.; PERALTA, F. J. A. THERMODYNAMICS IN NESTS OF TWO MELIPONA SPECIES IN BRASIL. **Acta Amazonica**, v. 13, n. 2, p. 453–466, abr. 1983.

ROVER, C. M. et al. Percepção de estudantes sobre a biodiversidade do solo Students perception on soil biodiversity. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 20 ago. 2018.

SAIBRO, J. C. DE; GARCIA, R. Sistemas silvipastoris integram árvores, pastos e animais. **Visão agrícola**, v. 3, p. 94–96, 2005.

SANTOS, D. DE C. et al. Forage dry mass accumulation and structural characteristics of Piatã grass in silvopastoral systems in the Brazilian savannah. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 16–24, 3 out. 2016.

- SCDB, S. D. C. S. D. B. **Panorama da biodiversidade global 3**. Brasília. 2010.
- SCHAFFER, W. B.; PROCHNOW, M. A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. **Brasília: APREMAVI, 2002.**, p. 156, 2002.
- SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, n. 1, p. 179–187, jan. 2008.
- SCHMITT FILHO, A. et al. Integrating Agroecology with Payments for Ecosystem Services in Santa Catarina’s Atlantic Forest. In: **Governing the Provision of Ecosystem Services**. [s.l.] Springer, Dordrecht, 2013. p. 333–355.
- SCHIMITT FILHO, A. S.; FARLEY, J. Transdisciplinary case study approaches to the ecological restoration of rainforest ecosystems. In: **Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation: A Transdisciplinary Approach Focused on Chile and Brazil**. Springer International Publishing, 2020. p. 185–212.
- SCHMITZ, H. A Transição da agricultura Itinerante na Amazônia para novos sistemas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 46–59, fev. 2007.
- SCHREINER, H. G. **AREA EXPERIMENTAL SILVOPASTORIL NO SUL DO PARANA**. Curitiba: 1983.
- SCHÜTZ, K. E. et al. The amount of shade influences the behavior and physiology of dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 1, p. 125–133, jan. 2010.
- SHEPPARD, W. S.; MEIXNER, M. D. Apis mellifera pomonella, a new honey bee subspecies from Central Asia. **Apidologie**, v. 34, n. 4, p. 367–375, 1 jul. 2003.
- SILVA, T. L. A. DA S. A APROPRIAÇÃO CAPITALISTA DA SILVICULTURA NO BRASIL E SUA LÓGICA DE PRODUÇÃO DO ESPAÇO. **Terra Livre**, v. 1, n. 50, p. 159–199, 4 jan. 2016.
- SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002.
- SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51–59, 8 abr. 2010.
- SIMIONE, G. F. et al. Variação da assembleia de aves em áreas pastoris e remanescentes florestais adjacentes. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 4, p. 884–895, 2019.
- SOLLENBERGER, L. E. et al. Grassland Management Affects Delivery of Regulating and Supporting Ecosystem Services. **Crop Science**, v. 59, n. 2, p. 441–459, 1 mar. 2019.

SOUZA, J. V. DO N. et al. Atividade de voo da abelha sem ferrão *Frieseomelitta doederleini* (Apidae: Meliponini) em uma área de domínio da Caatinga. **Educação ambiental: biomas, paisagens e o saber ambiental**, v. 1, n. 1, p. 22–36, 2017.

SUNG, I.-H.; YAMANE, S.; HOZUMI, S. Thermal Characteristics of Nests of the Taiwanese Stingless Bee *Trigona ventralis hoozana* (Hymenoptera: Apidae). **Zoological Studies**, v. 47, n. 7, p. 417–428, 2008.

TSCHARNTKE, T.; BRANDL, R. Plant-insect interactions in fragmented landscape. **Annual Reviews**, v. 49, p. 405–430, 3 dez. 2003.

VEIGA, J. B. DA et al. **Sistema silvipastoris na Amazônia Oriental**. Belém: 2000.

VIANNA TEIXEIRA, L.; DE NITTO MELO CAMPOS, F. Início da atividade de vôo em abelhas sem ferrão (Hymenoptera, Apidae): influência do tamanho da abelha e da temperatura ambiente. **Revista brasileira de Zootecnia**, 2005.

VIDES-BORRELL, E. et al. Polycultures, pastures and monocultures: Effects of land use intensity on wild bee diversity in tropical landscapes of southeastern Mexico. **Biological Conservation**, v. 236, p. 269–280, 1 ago. 2019.

WALKER, R. et al. Ranching and the new global range: Amazônia in the 21st century. **Geoforum**, v. 40, n. 5, p. 732–745, 1 set. 2009.

WASER, N. M.; OLLERTON, J. **Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization**. 2. ed. Chicago: The University of Chicago Press, 2006. v. 1

WATSON, J. C.; WOLF, A. T.; ASCHER, J. S. Forested Landscapes Promote Richness and Abundance of Native Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Wisconsin Apple Orchards. **Environmental Entomology**, v. 40, n. 3, p. 621–632, 1 jun. 2011.

WESTPHAL, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. **Oecologia** 2006 **149:2**, v. 149, n. 2, p. 289–300, 7 jun. 2006.

WHITFIELD, C. W. et al. Thrice out of Africa: Ancient and recent expansions of the honey bee, *Apis mellifera*. **Science**, v. 314, n. 5799, p. 642–645, 27 out. 2006.

WOLFF, L. F.; REIS, V. D. A. DOS; SANTOS, R. S. S. DOS. **Abelhas melíferas: Abelhas melíferas: Abelhas melíferas: bioindicadores bioindicadores de qualidade ambiental e de qualidade ambiental e de sustentabilidade da sustentabilidade da agricultura agricultura agricultura familiar de familiar de base ecológica**. Pelotas: Disponível em: <www.cpact.embrapa.br>. Acesso em: 15 jul. 2020.

WRATTEN, S. D. et al. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 159, p. 112–122, 15 set. 2012.

WRUCK, F. J.; BEHLING, M.; ANTONIO, D. B. A. Sistemas Integrados em Mato Grosso e Goiás. In: **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. 2015. p. 169–194.

YOUNG, E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 75–88, 2 jul. 2006.

10 CAPÍTULO 2. BIODIVERSIDADE DE ABELHAS NOS SISTEMAS SILVIPASTORIS COM NÚCLEOS, NAS PASTAGENS SEM ÁRVORES E EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

Resumo

No Brasil, a introdução da pecuária em ecossistemas não pastoris e o manejo inadequado têm gerado alterações nos habitats, com a consequente redução da biodiversidade, das funções e dos serviços ecossistêmicos essenciais, como a polinização. As abelhas são consideradas bioindicadoras da qualidade ambiental, pois apresentam rápidas respostas demográficas devido às alterações dos ambientes em que estão presentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a biodiversidade de abelhas em diferentes ambientes de um agroecossistema na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. As coletas foram realizadas na Fazenda Experimental da Ressacada (27°41'07" S; 48°32'38.81" W), no período de dezembro/2019 a outubro/2020 em três ambientes: sistema silvipastoril com núcleos, pastagem sem árvores e fragmento florestal. A amostragem de abelhas ocorreu mensalmente, por meio de coleta ativa com uso de redes entomológicas, em três faixas de horários (7h–9h; 10h–12h e 14h–16h). Foram coletados 819 indivíduos, distribuídos em três subfamílias e 17 gêneros. As abelhas capturadas foram identificadas até o nível de espécie no Laboratório de Abelhas Nativas, e confirmadas pelo Laboratório de Entomologia da Universidade Federal do Paraná (LENT/UFPR). Para avaliar a estrutura da comunidade de abelhas, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson, equabilidade de Pielou, similaridade de Jaccard e Bray-Curtis. Destaca-se o SSPnúcleos com 370 abelhas amostradas (45,1%), em relação ao total. O índice de equabilidade de Pielou demonstra superioridade do SSPnúcleos com maior diversidade de espécies. Independentemente do agroecossistema, o maior número de espécimes coletadas (382 abelhas) ocorreu na faixa de horário entre 10h e 12h, e um menor quantitativo, nos horários de 14-16h (168 abelhas). Estes resultados indicam que a presença dos núcleos arbóreos agroflorestais se caracteriza como fonte de recursos para as abelhas, incrementando os serviços ecossistêmicos relacionados, quando comparado com as pastagens sem árvores.

Palavras-chave: Agrofloresta; Biodiversidade; Pasto; Pecuária; Polinizadores.

10.1 INTRODUÇÃO

A pecuária brasileira possui um grande rebanho comercial (FAO, 2015), aproximadamente, 80% deste rebanho é criado extensivamente, tendo o pasto como fonte principal de alimento (DIAS FILHO, 2014). A conversão de áreas naturais em pastagens, associada às práticas inadequadas de manejo, tem impactado severamente os biomas brasileiros desde a chegada dos colonizadores, e especialmente nos últimos anos (PINTO; ROSSATO; CORONEL, 2019). Mesmo assim, este bioma é responsável pelos serviços ecossistêmicos que mantém dois terços da população brasileira (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

As abelhas compõem um dos grupos mais diversos da ordem Hymenoptera, sendo composto por cerca de 20.000 espécies descritas para todo o mundo (ITIS, 2019). No Brasil, existem 1.782 espécies descritas, distribuídas em cinco famílias: Colletidae (105), Andrenidae (98), Halictidae (262), Megachilidae (335) e Apidae (982) (OLIVEIRA, 1845). Mesmo com a alta diversidade e grande importância ambiental, as abelhas, principalmente as espécies nativas (FREITAS et al. 2009), têm apresentado uma redução em suas populações. De acordo com Westphal; Steffan-dewenter e Tschardtke, (2006), dentre as principais causas da diminuição das populações, destaca-se o desmatamento fragmentação de habitats (MAPBIOMAS, 2020), práticas agrícolas não conservacionistas, uso de agrotóxicos e introdução de espécies exóticas (CONNELLY et al. 2015; FAITA et al. 2021).

A Mata Atlântica apresenta alto índice de espécies de angiospermas cujas flores são visitadas por abelhas, responsáveis pela polinização de 80% destas plantas (FREITAS; NUNES-SILVA, 2012; SHEPPARD; MEIXNER, 2003). A grande diversidade de abelhas na Mata Atlântica está vinculada à abundância de plantas com flores (MILET-PINHEIRO; SCHLINDWEIN, 2008; RODRIGO et al., 2014). A perda do extrato florestal e a redução da biodiversidade de polinizadores tem sido imensurável (DA ROSA et al., 2019; MAPBIOMAS, 2020).

As avaliações da abundância, diversidade e composição de comunidades bióticas podem auxiliar na mensuração de perturbações nos ambientes (BROWN, 1997; SIMIONI et al., 2019). Nesse contexto, as abelhas são importantes bioindicadores (LASALLE; GAULD, 1993). Seus inventários biológicos podem informar as condições do ambiente em que estão inseridas e auxiliar no entendimento das alterações provenientes de processos antrópicos ou naturais (LEWINSOHN; PRADO; ALMEIDA, 2001; POHL et al., 2012).

Em Santa Catarina, a pecuária e as monoculturas florestais são as principais causas da destruição dos remanescentes florestais (APREMAVI, 2020). Por outro lado, alguns sistemas pastoris têm buscado vincular a conservação da biodiversidade e produção sustentável. O Sistema Silvipastoril com Núcleos (SSPnúcleos) idealizado no Laboratório de Sistemas Silvipastoril e Reabilitação Ecológica/UFSC se caracteriza como um sistema silvipastoril que busca promover a reabilitação ecológica sinérgica com a competitividade econômica, utilizando somente espécies nativas do bioma no qual o sistema está inserido. O SSPnúcleos tem aumentado o potencial conservacionista, pois é constituído por núcleos agroflorestais de árvores nativas, além de gramíneas e leguminosas forrageiras (SCHMITT FILHO et al., 2013; SCHMITT FILHO et al., 2017, SCHMITT FILHO e FARLEY, 2020). Este sistema tem se mostrado fonte de recursos para espécies chaves (ROVER 2019, HACK, 2020, SIMIONI et al. 2022), o que pode acontecer inclusive com as abelhas. Nesse contexto, este trabalho teve o objetivo de avaliar comparativamente a biodiversidade de abelhas nas pastagens sem árvores, no SSPnúcleos e em fragmentos florestais, assim como, analisar as variáveis microclimáticas e sua relação com a comunidade de abelhas.

10.2 MATERIAL E MÉTODOS

10.2.1 Área de estudo

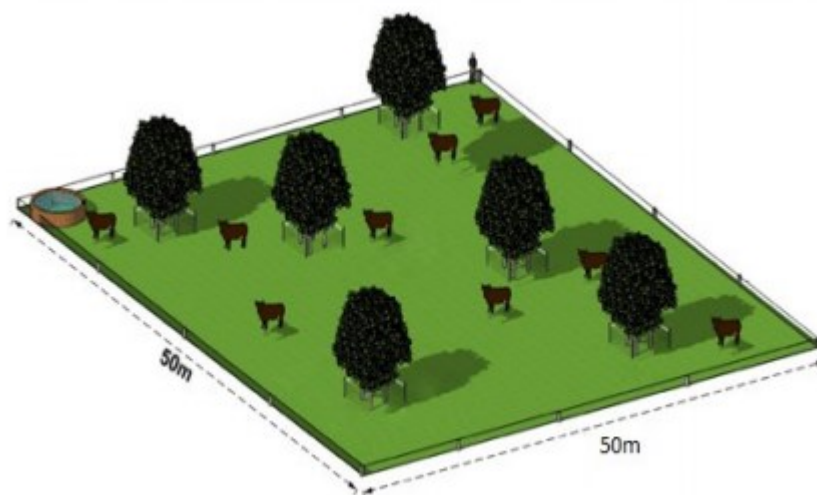
O estudo foi conduzido no setor de Bovinocultura da Fazenda Experimental da Universidade Federal de Santa Catarina (27°41' S e 48°32' O), na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. Esta propriedade possui uma cobertura vegetal composta por Mata Atlântica Ombrófila Densa e vegetação secundária, com áreas de reflorestamento (FLORIANÓPOLIS, 2008). Segundo a classificação Köppen, o clima é do tipo Cfb, mesotérmico úmido, sem estação seca definida. A temperatura média no verão é de 23,8 °C e no inverno 16,8 °C. A precipitação pluvial média anual é de 1530 mm (ALVARES et al., 2013).

As avaliações das comunidades de abelhas ocorreram em três áreas experimentais: pastagem sem árvores (PSA); Sistema Silvipastoril com Núcleos (SSPnúcleos); e fragmento florestal (FFL). Cada área experimental contou com a amostragem cobrindo uma área de 10.000 m², respectivamente.

O SSPnúcleos foi inspirado na teoria de nucleação aplicada como princípio sucessional de recuperação de áreas florestais (REIS; KAGEYAMA, 2003), sendo

estruturado em núcleos arbóreos agroflorestais ou ilhas de alta diversidade compostos eminentemente por espécies nativas (SCHMITT FILHO et al., 2020). O SSPnúcleos se caracteriza por ser um sistema silvipastoril no qual o elemento arbóreo está inserido em 40 núcleos de 25 m² cada, dispostos equidistantemente em cada hectare de pastagem. A área de todos os núcleos somados em um hectare totaliza o equivalente a 10% da área basal da pastagem (SCHMITT FILHO et al., 2013; SCHMITT FILHO et al., 2016). O SSP amostrado é de pecuária a base de pasto, manejada sob Pastoreio Voisin, com núcleos arbóreos implantados há dois anos. Os poteiros de 2500 m² continham 10 núcleos arbóreos agroflorestais de 25 m² distribuídos equidistantemente. Os núcleos são compostos por espécies nativas e bananeiras: bracatinga (*Mimosa scabrella*), vassourão (*Cinnamomum stenophyllum*), aroeira (*Schinus terebinthifolius*), ingá (*Inga edulis*), bananeira (*Musa* spp.), canela (*Ocotea* spp.), tucaneira (*Citharexylum myrianthum*) e feijão guandu (*Cajanus cajan*). Estas espécies compõem cinco grupos funcionais e são implantadas imitando a sucessão ecológica, se caracterizando com “mini” agroflorestas sucessionais (SCHMITT FILHO e FARLEY, 2020).

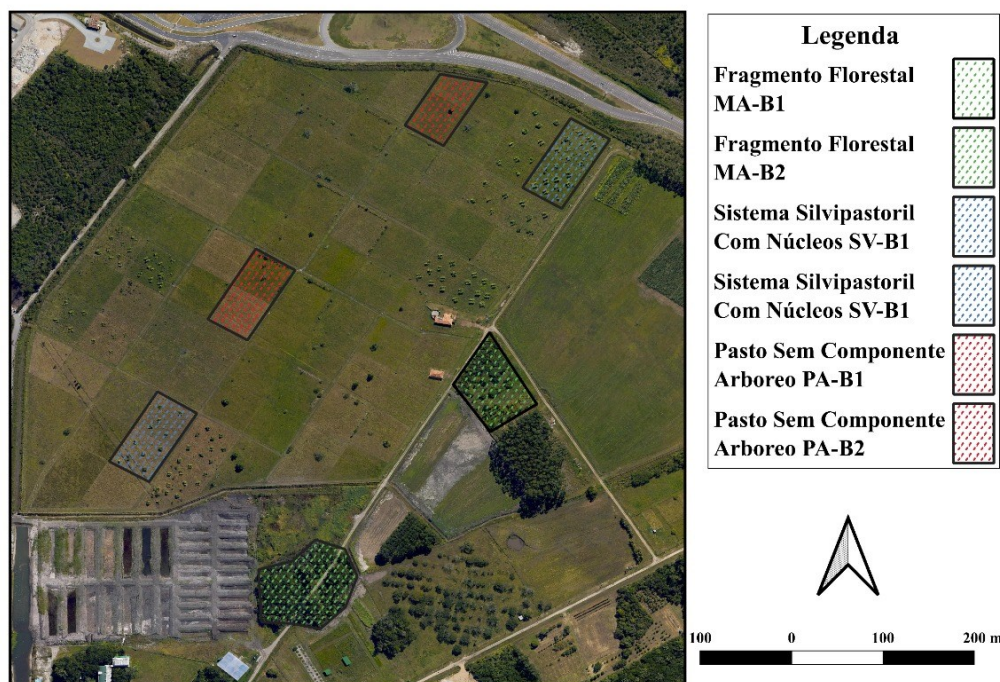
Figura 10- Representação esquemática do sistema silvipastoril com núcleos. Fonte: LASSre (2017).



Os PSA estão sob o manejo Pastoreio Racional Voisin, e constituem o mesmo sistema de produção pecuária que o SSPnúcleos, porém não apresentam componente arbóreo nos poteiros. Ambas as áreas de pastagens (SSPnúcleos e PSA), se caracterizam como pastagem naturalizada com composição florística de alta diversidade de espécies forrageiras. Além disso, a pastagem é sobressemeada com *Avena sativa*, *Lolium multiflorum*, *Trifolium pratense* e *Trifolium repens* nos meses de outono, melhorando assim o aporte forrageiro de inverno.

Os FFL são áreas com fragmentos de vegetação secundária, compostos por espécies nativas, inseridas na paisagem agrícola. As delimitações de área coberta na amostragem, foram semelhantes aos potreiros, com 2500 m².

Figura 11-Imagem aérea referente aos locais de amostragem na Fazenda da Ressacada, localizada na Ilha de Santa Catarina.



Fonte: Google Earth, 2021.

10.2.2 Procedimentos em campo

As áreas experimentais foram divididas em seis parcelas de 5.000 m² cada, duas por área experimental. Em função da localização, as parcelas foram agrupadas em dois blocos, (Bloco 1: PSA, Bloco1 FFL, Bloco 1 SSP e Bloco 2 PSA, Bloco 2 FFL, Bloco 2 SSP). Os dois blocos estavam distantes 1,0 km entre si, e as parcelas com 400 metros umas das outras para diminuir a sobreposição de espécies.

A amostragem de abelhas ocorreu mensalmente, por meio de coleta ativa com uso de redes entomológicas, em três faixas de horários (7h–9h; 10h–12h e 14h–16h) de dezembro/2019 a outubro/2020, exceto em junho, julho, agosto, períodos de inverno devido as medidas restritivas da pandemia COVID-19. As coletas foram realizadas de acordo com o método proposto por Vides-Borrell et al. (2019), com adaptações. Em cada faixa de horário, seis coletores alternaram-se entre os tratamentos, permitindo a obtenção de coletas simultâneas. O esforço amostral foi de 1h 30min em cada parcela, por faixa de

horário/dia, totalizando 3h de coleta por tratamento/dia. Ao final dos nove meses de coleta, o esforço amostral total foi de 72h. Durante a busca ativa, os coletores caminharam por toda área dos sistemas pastoris e nas bordas das florestas, evitando parar em trechos de flores para eliminar os efeitos de acúmulo de abelhas por planta (VIDES-BORRELL et al., 2019).

O material coletado foi armazenado em álcool etílico 70% e encaminhado para o Laboratório de Abelhas Nativas da UFSC, onde foi montado com alfinetes entomológicos, secados em estufa. A identificação ocorreu baseada nas chaves do Livro *Abelhas Brasileiras: Sistemáticas e Identificação* (SILVEIRA; MELO; ALMEIDA, 2002), e confirmada pelo taxonomista Dr. Rodrigo Gonçalves, do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.

Os dados microclimáticos de temperatura, umidade relativa e velocidade do vento foram aferidos em três faixas de horários (7h–9h; 10h–12h e 14h–16h) no mesmo período em todos os ambientes estudados. Para aferição dos dados de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento e luminosidade em cada intervalo de tempo foi usado um Termo-Higro-Anemômetro (Instrutherm THAR-300) e um Luxímetro digital (Instrutherm LDR- 225).

10.2.3 Análise de dados

A fauna foi caracterizada pelo número de espécies e subfamílias, coletadas nas áreas experimentais. Para avaliar a estrutura da comunidade de abelhas, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson, equabilidade de Pielou, similaridade de Jaccard e Bray-Curtis. A curva do coletor foi construída, utilizando-se a acumulação de espécies durante o período de coleta. Para a determinação da suficiência amostral da comunidade foram utilizados os estimadores de riqueza Jackknife 1 e 2 por meio do programa PAST versão 2.17c (2009).

A dominância (*D*) foi calculada de acordo com Bodenheimer (1995). A dominância (*D*) consiste na capacidade, ou não, da espécie modificar em seu benefício, ao impacto recebido do ambiente. Logo, foi determinada por D igual a abundância das espécies/abundância total x 100 calculadas de acordo com Bodenheimer (1995). Três classificações foram estabelecidas: dominante (*D*) quando maior que 50%; acessória (*AC*) quando entre 25% e 50%; e ocasional (*OC*) quando abaixo de 25% (BODENHEIMER, 1995).

Os dados microclimáticos de temperatura, velocidade do vento e umidade relativa do ar foram submetidos à análise de variância e teste de separação de médias (Student-Newman-Kleus, $p < 0,05\%$) para verificar a diferença estatística do microclima entre as faixas de horário e as parcelas estudadas.

10.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No total, foram amostradas 32 espécies de abelhas entre as três áreas experimentais, distribuídas em 17 gêneros pertencentes a três subfamílias de Apidae que ocorrem no Brasil: Apinae, Megachilinae e Halictinae. Adicionalmente, alguns espécimes foram identificados como morfoespécies devido à ausência de chaves dicotômicas de identificação, para alguns grupos de abelhas (Tabela 2).

Os índices de diversidade e da dominância de espécies, medida pelos índices de Shannon-Wiener (SW), Simpson (D), e a equabilidade, medida pelo índice de Pielou, foram calculados para o período de 11 meses, de dezembro/2019 a outubro/2020 totalizando oito coletas (Tabela 1).

Tabela 1. Número de espécies, indivíduos, índices de diversidade e dominância (Shannon-Wiener e Simpson) e de equabilidade (Pielou) para as espécies de abelhas capturadas na pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL).

Índices de	PSA	SSP	FFL
Diversidade			
Número de espécies	14	23	20
Número de indivíduos	164	370	285
Shannon-Wiener	1,33	1,817	1,049
Simpson	0,5695	0,7192	0,4415
Pielou	0,5041	0,5794	0,3502

De acordo com os dados da tabela 1, o SSPnúcleos destacou-se com 370 indivíduos amostrados (45,1%), em relação ao total. O índice de equabilidade de Pielou demonstrou superioridade do sistema SSPnúcleos com maior diversidade de espécies, ou seja, das áreas experimentais estudadas é onde as espécies são igualmente abundantes. O SSPnúcleos apresenta diversidade de espécies arbóreas nos núcleos agroecológicos e paisagem (DENIZ et al., 2018; SCHMITT FILHO e FARLEY, 2020), que juntamente com a pastagem formam um sistema pastoril biodiverso favorecendo o estabelecimento de

abelhas por disponibilizar novos sítios de nidificação e recursos tróficos (DIAS, 2015). O mesmo foi observado com outras espécies de formigas e aves (HACK 2020; SIMIONI et al., 2022).

De modo geral, observa-se que na área do SSPnúcleos a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos foram maiores, 230 e 370 respectivamente, quando comparada com as demais áreas. A partir destes resultados compreende-se que o SSPnúcleos apresenta índice superior de diversidade de Shannon-Wiener, um parâmetro que oscila diretamente em função da abundância de espécies encontradas nas áreas (MAGURRAN, 2005). Adicionalmente, o SSPnúcleos apresentou maior diversidade e menor dominância de espécies, avaliado pelo índice de Simpson. Este mede a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso na amostra pertencerem à mesma espécie (BROWER; ZAR, 1984). Para o cálculo de dominância, proposto por Bodenheimer (1995), *Apis mellifera* foi considerada como espécie dominante, encontrada em todos os sistemas em grande número e as demais como espécies acessórias. Todos os sistemas estudados, foram coletadas espécies acessórias.

Segundo o índice de Jaccard, a FFL tem similaridade com o PSA de 0,307. O FFL e o SSP apresentaram similaridade de 0,3871. O PSA e o SSP têm similaridade de 0,48 sendo o SSP e a PSA os sistemas que apresentaram maior similaridade.

Entretanto, utilizando o índice Bray-Curtis, a FFL tem similaridade com o PSA de 0,623. O FFL com o SSPnúcleos tem similaridade de 0,591. O PSA e o SSPnúcleos têm similaridade de 0,751. Assim, o FFL e o SSPnúcleos apresentam maiores similaridade para o índice de Bray-Curtis. Esta diferença entre os índices pode ser em função do índice de Bray-Curtis ser fortemente influenciado pelas espécies dominantes e pouco afetado pelas espécies raras, ao contrário do índice de Jaccard. Neste índice o tamanho das amostras e a riqueza das espécies afetam o valor máximo atingível (REAL; VARGAS, 1996; RODE et al., 2009).

Da Rosa et al. (2019), Conelli et al. (2015) e Faita et al. (2020) apontam a fragmentação florestal como um dos fatores que reduzem a diversidade de abelhas, pois alteram a disponibilidade dos recursos disponíveis, permitindo que haja um deslocamento das abelhas para locais adjacentes em busca de recursos. Além disso, *A. mellifera* é preponderante em áreas antropizadas (MOUGA et al., 2016), fato que solidifica o resultado encontrado neste trabalho, com maior incidência da espécie no SSP e PSA quando comparado à FFL.

Tabela 2- Número total de abelhas capturadas nos sistemas: pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL), dezembro/2019 a outubro/2020, exceto os meses de inverno, na Fazenda Experimental da Ressacada, Ilha de Santa Catarina

Subfamília	Espécie	PSA	SSP	FFL	Número total abelhas capturadas
Apinae	<i>Apis mellifera</i>	103	179	208	490
	<i>Bombus morio</i>	28	49	44	121
	<i>Centris obscura</i>	4	1	0	5
	<i>Centris sp1</i>	1	13	1	15
	<i>Centris sp2</i>	0	4	1	5
	<i>Epicharis affinis</i>	0	0	1	1
	<i>Epicharis dejeanni</i>	0	0	1	1
	<i>Exomalopsis analis</i>	1	1	3	5
	<i>Melitoma segmentaria</i>	0	4	4	8
	<i>Trigona spinipes</i>	4	56	11	71
	<i>Xylocopa artifex</i>	0	2	0	2
	<i>Xylocopa brasiliatorum</i>	9	15	0	24
	<i>Xylocopa frontalis</i>	0	1	1	2
<i>Xylocopa sp1</i>	1	0	0	1	
Total de indivíduos Apinae: 751					
Halictinae	<i>Temnosoma sp1</i>	0	1	0	1
	<i>Augochlora esox</i>	0	0	1	1
	<i>Augochlora iphigenia</i>	8	17	1	26
	<i>Augochlora nausicaa</i>	0	1	0	1
	<i>Augochlora morrae</i>	1	0	1	2
	<i>Augochlora phoemonoe</i>	0	0	1	1
	<i>Augochlorella acarinata</i>	0	3	1	4
	<i>Augochloropsis sp1</i>	1	3	0	4
	<i>Dialictus sp1</i>	1	10	1	12
	<i>Dialictus sp2</i>	1	4	0	5
	<i>Pereirapis semiaurata</i>	1	1	0	2
	<i>Pseudaugochlora graminea</i>	0	1	1	2
	<i>Thectochlora hamata</i>	0	0	1	1
Total indivíduos Halictinae: 62					
Megachilinae	<i>Megachile sp2</i>	0	0	1	1

<i>Megachile sp3</i>	0	0	1	1
<i>Megachile sp4</i>	0	1	0	1
<i>Megachile sp5</i>	0	1	0	1
<i>Megachile sp6</i>	0	2	0	2

Total de indivíduos Megachinae: 6

A riqueza e abundância das subfamílias da apifauna encontradas nas áreas experimentais, em ordem decrescente foram Apinae, com abundância de 749 indivíduos (91%), Halictinae com 59 indivíduos (7,24%) e Megachilinae com 11 indivíduos (1,35%). Esta sequência de predominância de subfamílias é usualmente encontrada em regiões marcadas por distribuições do tipo transacional entre a porção subtropical e neotropical, com Apidae e Halictidae compondo a maior proporção de espécies (MOUGA et al., 2016). A apifauna amostrada é característica da região Sul do Brasil, com grande fração das espécies representadas por um único indivíduo (*singletons*), e poucas espécies com muitos indivíduos sendo amostrados (KRUG; ALVES-DOS-SANTOS, 2008; LIEBL; DEC; MOUGA, 2019).

A abundância de indivíduos em relação a todas as abelhas amostradas, 65% foram de *A. mellifera*, 14% abelhas *Bombus morio* (Hymenoptera: Apidae) e 9% com *Trigona spinipes* (Hymenoptera: Apidae). Estas espécies estão presentes nas três áreas experimentais estudadas. *Apis mellifera* é exótica e de hábito alimentar generalista, considerada a principal polinizadora de culturas de interesse econômico (JOHNSON; STEINER, 2000; WHITFIELD et al., 2006), além disso, formam colônias com grande número de indivíduos e podem nidificar sob pedras em áreas com escassez de mata. No presente estudo 65% das abelhas coletadas são *A. mellifera*, o que pode evidenciar a capacidade de adaptação a ambientes inóspitos que esta espécie possui (OLIVEIRA; CUNHA, 2005), ou ainda a diminuição nas populações das abelhas nativas decorrente da competição por alimentos e lugares para nidificação (LIEBL; DEC; MOUGA, 2019; OLIVEIRA; CUNHA, 2005).

A espécie *B. morio*, tem distribuição abundante no Sul do Brasil e apresenta correlação com a distribuição das florestas tropicais e subtropicais (KRUG; ALVES-DOS-SANTOS, 2008; ORTOLAN; LAROCCA, 1996), o que corrobora com os dados encontrados neste trabalho.

A espécie *T. spinipes*, é de uma espécie de abelhas de hábitos generalistas, usualmente encontrada dentre as espécies mais populosas em levantamentos (ALVES, 2010). A diversidade de abelhas em regiões tropicais reflete o sucesso das espécies sociais

que monopolizam grande quantidade de recursos e são dominantes, como a *T. spinipes* (PINA et al., 2015; ROUBIK; PERALTA, 1983).

A presença de Halictinae é comum em regiões subtropicais e temperadas (DUBET DA SILVA MOUGA et al., 2016). A diversidade de composição da comunidade encontrada neste trabalho é característica dos ecossistemas do Sul do Brasil com maior quantidade de espécies representadas por poucos indivíduos (LIEBL; DEC; MOUGA, 2019). Por outro lado, existe uma tendência de aumento na proporção de espécies de Halictidae em áreas com atividade de retirada da vegetação primária (LAROCA; CURE; BORTOLI, 1982). O que corrobora com os resultados deste trabalho já que a Fazenda da Ressacada é um ambiente inserido em uma paisagem antropizada, e no seu interior apresenta poucos fragmentos de vegetação primária restante.

Em relação à faixa de horário, o número de abelhas coletadas nas áreas experimentais apresentou variações, indicando preferência de voo para coleta de recursos durante o final da manhã (Tabela 3).

Tabela 3- Número de indivíduos de abelhas, amostrados por faixa de horário capturados na pastagem sem componente arbóreo (PSA), Silvipastoril com núcleos (SSP) e fragmento florestal (FFL). Esta tabela inclui *Apis mellifera*.

	H1 (7-9h)	H2 (10-12h)	H3 (14h-16h)
PSA	55	87	22
SSP	132	154	85
FFL	82	141	61
Número de indivíduos total:	269	382	168

Independente do agroecossistema, o maior número de abelhas coletadas (382 indivíduos) ocorreu na faixa de horário entre 10h e 12h, e um menor quantitativo, nos horários de 14-16h (168 indivíduos). A quantidade de recursos florais disponíveis no decorrer do dia é um fator regulador da atividade de forrageio realizada pelas abelhas. O pólen, por exemplo, é um recurso limitado e que não é repostado a partir do momento de deiscência das anteras na planta, logo o pico de forrageamento está associado ao momento de maior disponibilidade deste recurso. Por outro lado, flores melitófilas secretam néctar e óleo durante toda a antese, porém o estoque de recursos vai diminuindo no decorrer do

dia até ser exaurido, reduzindo a capacidade da planta em atrair as abelhas (DE OLIVEIRA et al., 2012; ROUBIK; PERALTA, 1983).

A atividade de voo das abelhas pode ser influenciada por fatores abióticos, como temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento (DE OLIVEIRA et al., 2012; VIANNA TEIXEIRA; DE NITTO MELO CAMPOS, 2005). A atividade de voo pode acontecer no intuito de coleta de recursos no campo ou até mesmo para o resfriamento passivo nos ninhos em espécies eussociais (ROUBIK; PERALTA, 1983; SUNG; YAMANE; HOZUMI, 2008), pois com a saída de indivíduos do interior dos ninhos pode-se reduzir a produção de calor metabólico.

A análise dos resultados de monitoramento dos fatores microclimáticos indicou diferenças significativas ao longo dos oito meses avaliados entre as faixas de horários 1 (7h-9h), 2 (10h-12h), 3(14h-16h). Percebeu-se a diferença entre as variáveis abióticas umidade relativa do ar e temperatura entre os horários analisados. Já para a variável velocidade do vento, não foi encontrado diferença (Tabela 4).

Tabela 4. – Tabela com médias respectiva aos oito meses de amostragem dos dados de Umidade Relativa do Ar, Temperatura e, comparado com as três faixas de horário analisados na Ilha de Santa Catarina.

	Umidade Relativa do Ar (%)	Temperatura (C°)	Velocidade do Vento (m/s)
Horário 1	50.660 (a)*	28.5033 (c)	1.4371 (a)
Horário 2	41.672 (b)	32.8125 (a)	2.2229 (a)
Horário 3	45.289 (c)	30.8438 (b)	2.6333 (a)

*Valores com diferença significante ($p \leq 0,05$)

Esta diferença entre temperatura e umidade relativa do ar pode ser uma possível causa para a variação no número de abelhas para as faixas de horário, encontrada neste trabalho. Estudos também mostram que os fatores microclimáticos são capazes de influenciar a atividade de voo das abelhas (BRASIL et al., 2019; DIAS HILÁRIO et al., 2007; SOUZA et al., 2017).

Durante o período de monitoramento, os dados obtidos de temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento avaliados apresentam diferenças estatística quando comparado para cada um dos três sistemas durante as oito coletas (Tabela 5).

Tabela 5. – Tabela com médias respectiva aos oito meses de amostragem dos dados de Umidade Relativa do Ar, Temperatura comparado aos três sistemas Pasto sem árvores, Fragmento florestal e sistemas silvipastoril com núcleos na Ilha de Santa Catarina.

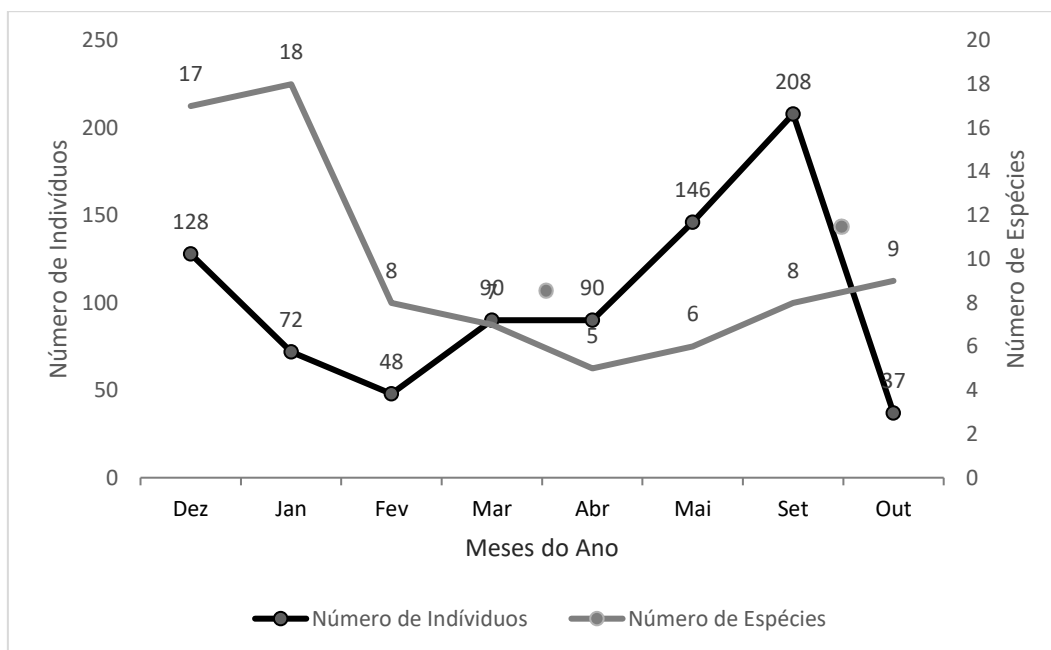
	Umidade Relativa do Ar (%)	Temperatura (C°)	Velocidade do vento (m/s)
Pasto (PSA)	46.821 (a)	30.7360 (a)	3.1083 (a)
Fragmento Florestal (FFL)	46.821 (a)	30.3527 (a)	1.8912 (b)
Sistema Silvipastoril com núcleos (SSPnúcleos)	44.456 (a)	31.0708 (a)	1.2938 (b)*

Os dados microclimáticos de umidade relativa do ar e temperatura não apresentaram diferenças significativas entre as parcelas estudadas. Já a variável velocidade do vento, apresentou diferença significativa entre o PSA e os demais sistemas. Isto demonstra que os núcleos arbóreos agroflorestais distribuídos de forma a caracterizar um bosque ralo são capazes de diminuir a velocidade do vento, cumprindo a função de relevância na atração e permanência da fauna, e em especial às abelhas através de locais para nidificação e proteção (CAMILLO, 2005).

O SSPnúcleos se assemelha às condições microclimáticas encontradas nos fragmentos florestais. Estes dados corroboram com resultados encontrados por Kretzer (2019) e Deniz et al. (2018; 2020) que consideraram os núcleos arbóreos agroflorestais do SSPnúcleos como fatores de amenização microclimática e ambiência.

As mudanças nos fatores microclimáticos em função das estações do ano no decorrer dos meses de avaliações exerceram influência sobre as abelhas amostradas, tanto para número de indivíduos quanto para número de espécies (Figura 12).

Figura 12- Número de espécies de abelhas e de indivíduos amostrados, em função dos meses de coleta, variando de dezembro/2019 à outubro/2020. Foram excluídos da amostragem os meses de junho, julho e agosto.



O ciclo de vida das abelhas pode contribuir para que ocorra uma oscilação natural de suas populações nos ambientes. As alterações podem ocorrer em função do hábito social ou solitário, do forrageamento, nidificação, alteração da oferta de alimentos da paisagem, assim como uma resposta a fatores abióticos de temperatura, velocidade do vento e outros (ALVES-DOS-SANTOS et al., 2016; DIAS HILÁRIO et al., 2007; ROUBIK; PERALTA, 1983). Há que se ressaltar que a diversidade de espécies no presente estudo depende, além da própria natureza da comunidade, do esforço amostral despendido, uma vez que o número de espécies se eleva com o aumento do número de indivíduos amostrados (BARROS, 2007). Neste trabalho, durante todos os meses de avaliação foram amostrados indivíduos de espécies diferentes.

O número de espécies amostradas foi superior nos meses de dezembro (17) e janeiro (18) (Figura 12). Espécies como *A. mellifera* e *T. spinipes* estão presentes ao longo de todos os meses amostrados em números abundantes. Uma diminuição da riqueza de espécies foi observada no mês abril, e se mantém constante nos demais meses amostrados (Figura 12).

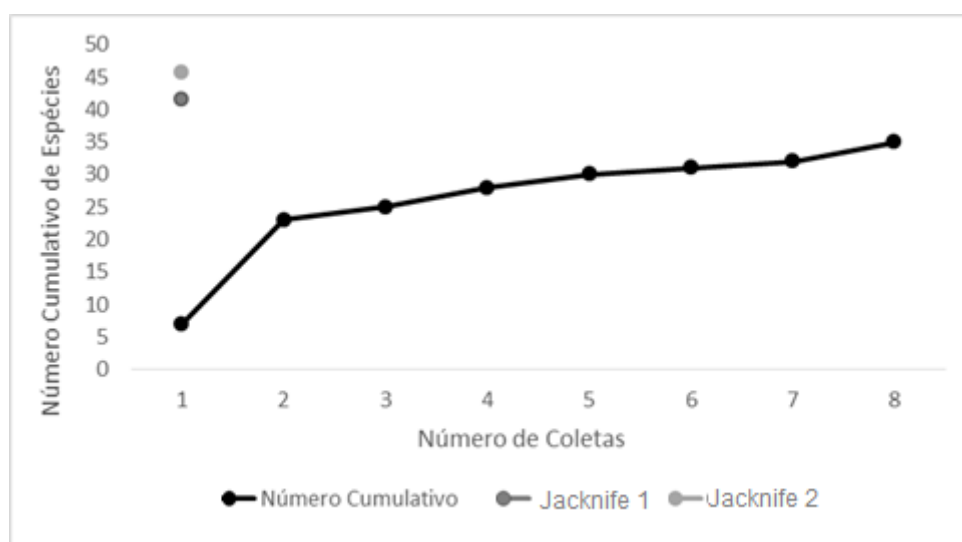
Muitas espécies foram amostradas somente em um mês como *Epicharis affinis* coletada em outubro, e *Xylocopa* sp. coletada só em abril. A abundância não apresenta o mesmo padrão de amostragem mensal, o mês de setembro e maio se destacam, com respectivamente 208 e 146 indivíduos coletados.

O número de indivíduos coletados foi superior no mês de setembro quando foi observada maior amplitude térmica durante o decorrer do dia. Com máxima de 28,3 °C

na faixa de horário 2 (10h-12h) e mínima de 20 °C (14h-16h) observou-se uma variação de 8 °C.

A definição de um tamanho ótimo de amostra na metodologia da curva de acumulação está baseado na ideia de que quanto maior o tamanho da amostra, maior o número de espécies que será encontrado, mas a uma taxa decrescente, até o ponto em que a curva estabiliza e torna-se horizontal (SCHILLING; BATISTA, 2008). A curva de acumulação não se estabilizou (Figura 13), mostrando que se é esperado encontrar um número maior de espécies na amostragem ao longo de um intervalo de tempo maior. Também verifica-se que o total de espécies amostradas está distante dos valores dos estimadores de riqueza.

Figura 13- Estimadores de riqueza não paramétricos e curva de acumulação das espécies de abelhas ao longo dos 8 meses de coleta, variando de dezembro/2019 à outubro/2020. Foram excluídos da amostragem os meses de junho, julho e agosto.



Foram utilizados estimadores de riqueza a partir de dados de abundância das espécies do local. Os estimadores utilizados foram Jackknife 1 e 2. Os valores variaram, sendo 41,6 espécies para Jackknife 1 e 45,6 para Jackknife 2. O total de espécies amostradas não foi o mesmo estimado pelos parâmetros, embora próximos. Isto demonstra que haveria mais espécies a serem amostradas, necessitando de um aumento no esforço amostral, que resultaria em uma riqueza de espécies mais próxima do estimado.

No sul do Brasil, os inventários realizados por períodos maiores que dois anos (STEINER et al, 2006; STEINER et al, 2010) tem gerado listas taxonômicas mais fiéis

às realidades das áreas, corroborando com RICKLEFS (2010). Este afirma que para comunidades biológicas o aumento do tamanho amostral resulta em um incremento no número de espécies amostradas.

10.4 CONCLUSÃO

O SSPnúcleos apresentou maior abundância de indivíduos amostrados e FFL maior diversidade de espécies segundo os índices de diversidade utilizados. O índice de Jaccard aponta maior similaridade entre FFL e SSPnúcleos. Entretanto, o SSPnúcleos apresenta a distribuição das abundâncias de forma mais uniforme. O SSPnúcleos promoveu aumento na abundância de abelhas *A. mellifera*, quando comparado com as pastagens sem árvores. Isto pode ser explicado, graças a biodiversidade de espécies vegetais ser superior nestes ambientes, provisionando alimento, abrigo, lugares para nidificação, proteção e índices climáticos com menores variações ao longo do dia. Este resultado comprova a importância de implantar sistemas de produção complexos e biodiversos nas propriedades rurais de Santa Catarina.

A maior incidência de coletas entre 10h e 12h é um indicativo do efeito da vegetação na disponibilidade de recursos de cada sistema. O SSPnúcleos caracteriza-se como fonte de recursos para as abelhas, provavelmente incrementando os serviços ecossistêmicos relacionados. Este sistema também se mostrou capaz de diminuir a velocidade do vento, similar às áreas com fragmento florestal.

Os sistemas silvipastoris com núcleos arbóreos apresentam recursos tróficos e de nidificação que favorecem a diversidade, riqueza e abundância de abelhas, se caracterizando assim como um reabilitador dos serviços ecossistêmicos da paisagem.

10.5 REFERÊNCIAS

ABADIAS, M. I.; FONSECA, P. R. B.; BARBOS, C. H. MANEJO DA PECUÁRIA: UMA ANÁLISE SOBRE IMPACTOS AMBIENTAIS. **Revista EDUCamazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente, Humaitá**, v. 13, n. 1, jan- jun, p. 113–125, 11 jun. 2020.

AGEFLOR. **A indústria de base florestal no RS: dados e fatos**. Disponível em: <www.ageflor.com.br>. Acesso em: 16 jun. 2020.

ALMEIDA SILVA, A. DE et al. Estoques de carbono e nitrogênio no Sistema Silvipastoril com Núcleos: a nucleação aplicada viabilizando a pecuária de baixo carbono. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, 26 set. 2020.

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes**, p. 19–31, 1 jan. 1999.

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Soil fertility management and insect pests: Harmonizing soil and plant health in agroecosystems. **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 203–211, 1 ago. 2003.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ALVES-DOS-SANTOS, I. et al. Artigo de Opinião / Point of View Paper: Quando um visitante floral é um polinizador? **Rodriguesia**, v. 67, n. 2, p. 295–307, 1 abr. 2016.

ALVES, F. V.; LAURA, V. A.; ALMEIDA, R. G. DE. **Sistemas Agroflorestais: a Agropecuária Sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2015., 2015.

ALVES, L. H. S. **Abelhas visitantes florais de Vernonia polyanthes Less (Asteraceae), em Valença-RJ**. Valença: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 26 fev. 2010.

ANDRADE, R. G. et al. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 21, n. 3, p. 234–243, 25 jun. 2013.

ANTONANGELO, A.; BACHA, C. J. C. As Fases da Silvicultura no Brasil. **Revista**

Brasileira de Economia, v. 52, n. 1, p. 207–238, 1998.

ANTONELLI, P. V. et al. Desenvolvimento de *Cordia trichotoma* em função da adubação, em sistema silvipastoril no Sudoeste do Paraná-Brasil. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal - ENFLO**, v. 3, n. 3, p. 59–70, 3 dez. 2015.

APREMAVI. **Mata Atlântica - Fauna | Apremavi**. Disponível em: <<https://apremavi.org.br/mata-atlantica/fauna/>>. Acesso em: 20 jul. 2020.

ARAÚJO, R. A. DE et al. Composição químico-bromatológica e degradabilidade in situ de capim- Marandu em sistemas silvipastoris formados por babaçu e em monocultivo. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 19, n. 3, p. 347–359, set. 2016.

BALBINO, L. C. et al. **Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil** Pesquisa Agropecuaria Brasileira Embrapa Informação Tecnológica, , out. 2011.

BALBINO, L. CARLOS; BARCELLOS, A. DE O.; STONE, L. F. **Marco Referencial: Inrgração Lavoura-Pecuária-Floresta**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2011, 2011.

BATÁRY, P. et al. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 136, n. 1–2, p. 35–39, 15 fev. 2010.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018a.

BATTISTI, L. F. Z. et al. Soil chemical attributes in a high biodiversity silvopastoral system. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 4, p. 486–493, 2018b.

BAWA, K. S. et al. Reproductive biology of tropical Lowland Rain Forest Trees . **American Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 346–356, 1 mar. 1985.

BEHLING, M. et al. Pastagens: Planejamento da arborização de pastagens para produção de Leite. **Revista Leite Integral**, p. 14–21, maio 2013.

BERNARDINO, F. S.; GARCIA, R. Sistemas Silvipastoris. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 60, p. 77–87, 26 fev. 2009.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 1 maio 2008.

BODENHEIMER, F. S. **Precis d'écologie animale**. Paris: Payot, 1995.

BORTOLOTTI, L. et al. Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. **Bulletin of Insectology**, v. 56, n. 1, p. 63–67, 2003.

BOSCOLO, D. et al. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 18–24, 1 jan. 2017.

BRASIL, D. DE F. et al. Atividade de voo das abelhas cupira (*Partamona seridoensis*) no semiárido brasileiro. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 5, p. 259–269, 12 out. 2019.

BROOM, D. M. Components of sustainable animal production and the use of silvopastoral systems. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 683–688, 2017.

BROSI, B. J. et al. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 773–783, 1 jun. 2008.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: Brown Publishers, 1984.

BROWN, B. E. Coral bleaching: causes and consequences. **Coral Reefs**, v. 16, p. 129–138, 1997.

CAMILLO, E. Nesting biology of four *Tetrapedia* species in trap-nests (Hymenoptera:Apidae:Tetrapediini). **Revista de Biologia Tropical**, v. 1, n. 2, 2005.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília. Disponível em: <<http://livroaberto.ibict.br/handle/1/745>>. Acesso em: 7 ago. 2021.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **Guidelines for Systematic Review and Evidence Synthesis in Environmental Management**. v. 4.2

COOPER, H.; HEDGES, L. V. *The Handbook of Research Synthesis and Meta-Analysis*.

CONNELLY, H.; POVEDA, K.; LOEB, G. Landscape simplification decreases wild bee pollination services to strawberry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 211, 51–56, 2015. doi: 10.1016/j.agee.2015.05.004

DA ROSA, J. M. et al. Disappearance of pollinating bees in natural and agricultural systems: Is there an explanation? **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 1, p. 154–162, 8 fev. 2019.

DANFORTH, B. N. et al. The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 41, p. 15118–15123, 10 out. 2006.

DE OLIVEIRA, F. L. et al. Influence of climatic variations on the flight activity of the Jandaira bee *Melipona subnitida* Ducke (Meliponinae). **Revista Ciencia Agronomica**, v. 43, n. 3, p. 598–603, 2012.

DE PALMA, A. et al. Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 6, p. 1567–1577, 1 dez. 2015.

DENIZ, M. et al. A influência dos núcleos arbóreos na distribuição dos bovinos na pastagem. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 14 ago. 2018.

DENIZ, M. et al. Microclimate and pasture area preferences by dairy cows under high biodiversity silvopastoral system in Southern Brazil. **International Journal of Biometeorology**, p. 1–11, 31 jul. 2020.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Belém, PA. Disponível em: <www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 31 jul. 2020.

DIAS-FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. **Barreiras à Adoção de Sistemas Silvopastoris no Brasil**. Belém do Pará. Disponível em: <http://www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online>. Acesso em: 18 jun. 2020.

DIAS, A. B. Ninhos de abelhas nativas sem ferrão (Meliponinae) em ambiente urbano. **Aleph**, 10 mar. 2015.

DIAS HILÁRIO, S. et al. Efeito do vento sobre a atividade de vôo de *Plebeia remota*

(Holmberg, 1903) (Apidae, Meliponini). **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, 2007.

DIDHAM, R. K. et al. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255–260, 1 jun. 1996.

DUBET DA SILVA MOUGA, D. M. et al. Bee diversity (Hymenoptera, Apoidea) in Araucaria forest in southern Brazil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 3, n. 2, p. 155–172, 29 set. 2016.

ETGES, V. E.; KARNOPP, E. A agroindústria familiar no contexto do sistema agrário colonial no Sul do Brasil. **Redes - Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 25, n. 1, p. 268–283, 10 jan. 2020.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 1 fev. 2011.

FAITA, M. R.; CHAVES, A.; NODARI, R. O. The expansion of agribusiness: Harmful impacts of deforestation, pesticides and transgenics on bees. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 57, p. 79–105, 1 jun. 2021.

FAO. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/archive/news-by-date/2015/pt/>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

FILHO, A. S.; FARLEY, J. Transdisciplinary case study approaches to the ecological restoration of rainforest ecosystems. In: **Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation: A Transdisciplinary Approach Focused on Chile and Brazil**. Springer International Publishing, 2020. p. 185–212.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Diretor Participativo da Cidade: Leitura da Cidade**. Florianópolis: 2008.

FREITAS, B. M.; NUNES-SILVA, P. Polinização Agrícola e sua Importância no Brasil. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. Editora da Universidade de São Paulo, 2012. p. 0–488.

FUJISAKA, S. et al. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation

in two Brazilian Amazon colonies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 59, n. 1–2, p. 115–130, 1 ago. 1996.

FURTADO, R. C.; ABREU, L. S. DE; FURTADO, A. T. SISTEMAS AGROFLORESTAIS: A EXPERIÊNCIA DE UMA COOPERATIVA DE AGRICULTORES FAMILIARES EM BRAGANÇA PAULISTA, SP. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 35, n. 3, p. 427–451, 23 jan. 2019.

GARCIA, R. et al. **Sistemas Silvistoris na região Sudeste: A Experiência da CMM**. Seminário de Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável: Opção de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. **Anais...2003** Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/267547094>>. Acesso em: 16 jun. 2020

GARCIA, R. .; TONUCCI, R. G. .; GOBBI, K. F. Sistemas silvipastoris: uma integração pasto, árvore e animal. **Sistema Agrossilvipastoril Integração lavoura, pecuária e floresta**, p. 123–166, 2010.

GIANNINI, T. C. et al. Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. **PLOS ONE**, v. 10, n. 9, p. e0137198, 10 set. 2015.

GLIESSMAN, S.; TITTONELL, P. Agroecology for Food Security and Nutrition. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 39, n. 2, p. 131–133, 7 fev. 2014.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. 2. ed. Brasília: MAPA, 2011. v. 1

HECK, A.C. Diversidade e Composição de Formigas no Sistema Silvistoril com Núcleos: **A Reabilitação Ecológica de Agroecossistemas Inspirada na Nucleação Aplicada**. Orientador, Schmitt Filho, A.L., Coorientador, Joner, F. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Programa de Pos-Graduação, Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 78. 2020

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, n. 2, p. 185–197, 1 fev. 2000.

HUNTSINGER, L. et al. Oak Woodland Ranchers in California and Spain: Conservation

and Diversification . In: **SUSTAINABILITY AND MANAGEMENT OF AGROSILVOPASTORAL SYSTEMS**. 2004. p. 309–326.

IBGE. **IBGE | Portal do IBGE | IBGE**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 jun. 2020.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o código florestal brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59–62, out. 2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PRODES — Coordenação-Geral de Observação da Terra**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 16 jun. 2020.

ITIS. **Integrated Taxonomic Information System**. Disponível em: <<https://www.itis.gov/>>. Acesso em: 6 ago. 2021.

JARDIM, M. DE S. S. et al. Sistemas silvipastoris: meio ambiente, produção e qualidade de forragem e resposta animal. **Brazilian Journal of Applied Research & Agrotechnology**, v. 12, n. 3, p. 135–143, 2019.

JOSEPH, L. et al. Disposição dos agricultores agroecológicos e não agroecológicos em recuperar os remanescentes florestais das suas propriedades Agroecologic and non agroecologic farmers' willingness to recover forest areas of their properties. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 13 ago. 2018.

KENNEDY, C. M.; LONSDORF, E., NEEL, M. C. et al. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. **Ecology Letters**, 16(5), 584–599, 2013.

KLEIN, A.; STEFFANDEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 270, n. 1518, p. 955–961, 7 maio 2003.

KRETZER, S.G. **Influência do Sistema Silvipastoril com Núcleos de alta diversidade na dinâmica e microclima forrageiro**. Orientador, SchmittFilho, A.L., Coorientador,

Kazama, D. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Programa de Pós-Graduação, Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 82. 2019.

KRUG, C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em floresta ombrófila mista em Santa Catarina. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 265–278, maio 2008.

LAROCA, S.; CURE, J. R.; BORTOLI, C. A associação de abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) de uma área restrita no interior da cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. **Dunesia**, v. 13, n. 3, p. 93–117, 15 out. 1982.

LASALLE, J.; GAULD, I. D. Hymenoptera: their biodiversity, and their impact on the diversity of other organisms. **Hymenoptera and Biodiversity.**, p. 1–26, 1993.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. K. L.; ALMEIDA, A. M. Inventários bióticos centrados em recursos: insetos fitófagos e plantas hospedeiras. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**, p. 174–189, 2001.

LIEBL, F. T. L.; DEC, E.; MOUGA, D. M. D. DA. Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em mata de araucária em Santa Catarina. **Acta Biológica Catarinense**, v. 6, n. 1, p. 20, 29 mar. 2019.

LIMA, M. C. D. DE; GAMA, D. C. O Sistema De Integração Lavoura-Pecuária-Floresta No Brasil : Conceitos , Desafios E Novas Perspectivas. **Agroforestalis News**, v. 3, n. 1, p. 31–51, 2018.

LIOW, L. H.; SODHI, N. S.; ELMQVIST, T. Bee Diversity along a Disturbance Gradient in Tropical Lowland Forests of South-East Asia on JSTOR. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 1, p. 180–192, fev. 2001.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. SUPPL. 1, p. 133–146, jul. 2009.

MACEDO, R. DE C. et al. Land use and land cover mapping in detailed scale: A case study in santa rosa de Lima-SC. **Boletim de Ciencias Geodesicas**, v. 24, n. 2, p. 217–234, 1 abr. 2018.

- MAGURRAN, A. E. Primer Biological diversity. **Current Biology**, v. 15, p. 116, 2005.
- MALUCHE, C. R. D. M. et al. Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em pomares de macieiras conduzidos nos sistemas orgânicos e convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**, nov. 2006.
- MAPBIOMAS. Revelando o uso da terra com ciência e transparência. Coleção 5. 2020. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>> . Acesso em: ago. 2020.
- MARTÍNEZ, G. B. et al. Integração lavoura pecuária floresta na região Norte do Brasil. In: BUNGENSTAB, D. J. et al. **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília, DF. 2019.
- MELOTTO, A. et al. Survival and initial growing of native tree seedlings in pastures of central Brazil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425–432, 2009.
- MICHENER, C. D. **The Bees of the World** . 1. ed. Estados Unidos: The Jonhs Hopkins University Press, 2000. v. 1
- MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas em uma área do Agreste pernambucano, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 4, p. 625–636, dez. 2008.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.
- NASCIMENTO, N. DE O. **Seriam as abelhas sem ferrão boas indicadoras de contaminação atmosférica por particulados atmosféricos?** Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto, 11 ago. 2014.
- NICODEMO, M. L. F. et al. **Sistemas silvipastoris - introdução de árvores na pecuária do Centro-Oeste brasileiro.**: (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 146). Campo Grande, MS: Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2004., 2015.
- NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Reviews**, v. 35, p. 89–111, 22 nov. 2004.
- OLIVEIRA, M. L. DE; CUNHA, J. A. Abelhas africanizadas *Apis mellifera scutellata*

Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica? **Acta Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 389–394, set. 2005.

OLIVEIRA, M. **Brazilian Fauna Taxonomic Catalog - Colletidae Lepeletier, 1841.**

ORTOLAN, S. M. L. S.; LAROCCA, S. Melissocenótica em área de cultivo de macieira (*Pyrus malus* L.) em Lages (Santa Catarina, sul do Brasil), com notas comparativas e experimento de polinização com *Plebeia emerina*. **Acta Biológica Paranaense**, v. 25, n. 0, 31 dez. 1996.

OTERO, J.; ONAINDIA, M. Landscape structure and live fences in Andes Colombian agrosystems: upper basin of the Cane-Iguaque River. **Revista de Biologia Tropical**, v. 57, n. 4, dez. 2009.

PACIULLO, D. S. C. et al. Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass-legume pastures shaded by tropical trees. **Animal**, v. 8, n. 8, p. 1264–1271, 2014.

PALM, C. et al. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 187, p. 87–105, 1 abr. 2014.

PATRICIO, G. B.; GOMIG, E. G. Habitat heterogeneity and pollinators: Bees in fragmented landscapes (Hymenoptera : Apidae). **Sociobiology**, p. 605–618, 1 jan. 2008.

PAULA, R. R. et al. Eucalypt growth in monoculture and silvopastoral systems with varied tree initial densities and spatial arrangements. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 6, p. 1295–1307, 25 dez. 2013.

PERI, P. L.; DUBE, F.; VARELLA, A. **Silvopastoral Systems in Southern South America**. 11. ed. Brasília, DF: Pablo Luis Peri, Alexandre Varella, Francis Dube, 2016., 2016. v. 11

PINA, W. DA C. et al. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum (*Bixa orellana* Linnaeus 1753) . **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, maio 2015.

PINTO, N. G. M.; ROSSATO, V. P.; CORONEL, D. A. Degradação Ambiental Agropecuária na América Latina: uma abordagem de índices nos países da região. **Desenvolvimento em Questão**, v. 17, n. 46, p. 218–235, 28 fev. 2019.

BENTO, G.; SCHMITT-FILHO, A. L.; FAITA, M. R. Sistemas silvipastoris no Brasil: uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, p. e7019109016, 15 out. 2020.

POHL, P. et al. Bioaccessibility of Ca, Cu, Fe, Mg, Mn and Zn from commercial bee honeys. **Food Chemistry**, v. 134, n. 1, p. 392–396, 1 set. 2012.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas Nativas Potenciais para Sistemas Agroflorestais em Mato Grosso do Sul**. SEMINÁRIO SISTEMAS AGROFLORESTAIS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Anais**. Campo Grande: Empraba, 2003.

PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicator as Environmental Impact Assessment. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research Braz. J. Anim. Environ. Res**, v. 2, n. 4, p. 1473–1493, 18 set. 2019.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Planta ed. [s.l.] E. Rodrigues, 2001. v. 1

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions on JSTOR. **Pollination Biology in Tropics**, v. 65, n. 3, ago. 1993.

RIBASKI, J. **Avaliação do desempenho silvicultural e econômico de cinco materiais genéticos de Eucalyptus em sistema silvipastoril, no bioma Pampa do Rio Grande do Sul**. Colombo, Paraná, 2019.)

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

REIS, A., KAGEYAMA, P. Y., KAGEYAMA, P. Y., **Restauração ecológica de ecossistemas naturais** (2003)

RODRIGO, A. et al. **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. v. 1

ROUBIK, D. W.; PERALTA, F. J. A. THERMODYNAMICS IN NESTS OF TWO MELIPONA SPECIES IN BRASIL. **Acta Amazonica**, v. 13, n. 2, p. 453–466, abr. 1983.

ROVER, C. M. et al. Percepção de estudantes sobre a biodiversidade do solo Students perception on soil biodiversity. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 20 ago. 2018.

ROVER, C.M. **Diversidade de besouros escarabeíneos** (Coleoptera: Scarabaeinae) e remoção de massa fecal em Sistema Silvopastoril com Núcleos. Orientador, SchmittFilho, A.L., Coorientador, Medina, M.R. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Programa de Pos-Graduação, Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 53. 2019.

SAIBRO, J. C. DE; GARCIA, R. Sistemas silvipastoris integram árvores, pastos e animais. **Visão agrícola**, v. 3, p. 94–96, 2005.

SANTOS, D. DE C. et al. Forage dry mass accumulation and structural characteristics of Piatã grass in silvopastoral systems in the Brazilian savannah. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 16–24, 3 out. 2016.

SCDB. **Panorama da biodiversidade global 3**. Brasília: 2010.

SCHAFFER, W. B.; PROCHNOW, M. A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. **Brasília: APREMAVI, 2002.**, p. 156, 2002.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, n. 1, p. 179–187, jan. 2008.

SCHMITT FILHO, A. et al. Integrating Agroecology with Payments for Ecosystem Services in Santa Catarina's Atlantic Forest. In: **Governing the Provision of Ecosystem Services**. Springer, Dordrecht, 2013. p. 333–355.

SCHMITZ, H. A Transição da agricultura Itinerante na Amazônia para novos sistemas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 46–59, fev. 2007.

SCHREINER, H. G. **AREA EXPERIMENTAL SILVOPASTORIAL NO SUL DO PARANA**. Curitiba: 1983.

SCHÜTZ, K. E. et al. The amount of shade influences the behavior and physiology of dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 1, p. 125–133, jan. 2010.

SHEPPARD, W. S.; MEIXNER, M. D. *Apis mellifera pomonella*, a new honey bee subspecies from Central Asia. **Apidologie**, v. 34, n. 4, p. 367–375, 1 jul. 2003.

SILVA, T. L. A. DA S. A APROPRIAÇÃO CAPITALISTA DA SILVICULTURA NO BRASIL E SUA LÓGICA DE PRODUÇÃO DO ESPAÇO. **Terra Livre**, v. 1, n. 50, p. 159–199, 4 jan. 2016.

SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras : sistemática e identificação**. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51–59, 8 abr. 2010.

SIMIONI, G. F. et al. Variação da assembleia de aves em áreas pastoris e remanescentes florestais adjacentes. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 4, p. 884–895, 2019.

SIMIONI, G. F. et al. Response of birds to high biodiversity silvopastoral systems: Integrating food production and biodiversity conservation through applied nucleation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 324, p. 107709, 2022.

SOLLENBERGER, L. E. et al. Grassland Management Affects Delivery of Regulating and Supporting Ecosystem Services. **Crop Science**, v. 59, n. 2, p. 441–459, 1 mar. 2019.

SOUZA, J. V. DO N. et al. Atividade de voo da abelha sem ferrão *Frieseomelitta doederleini* (Apidae: Meliponini) em uma área de domínio da Caatinga. **Educação ambiental: biomas, paisagens e o saber ambiental**, v. 1, n. 1, p. 22–36, 2017.

STEINER, J.; et al. Bees of Santa Catarina Island, Brazil - A first survey and checklist (Insecta: Apoidea). **Zootaxa**, [s.l.], v. 1220, n. 01, p.01-18. 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/290197619_Bees_of_Santa_Catarina_Island_Brazil>.

STEINER, J.; et al. BEES AND MELITTOPHILOUS PLANTS OF SECONDARY ATLANTIC FOREST HABITATS AT SANTA CATARINA ISLAND, SOUTHERN BRAZIL. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 14, n. 01, p.16-39. 2010. Disponível em: <<https://revistas.ufjf.br/index.php/oa/article/view/8084/6541>> Acesso em: 27 junho 2019.

SUNG, I.-H.; YAMANE, S.; HOZUMI, S. Thermal Characteristics of Nests of the Taiwanese Stingless Bee *Trigona ventralis hoozana* (Hymenoptera: Apidae). **Zoological Studies**, v. 47, n. 7, p. 417–428, 2008.

TSCHARNTKE, T.; BRANDL, R. Plant-insect interactions in fragmented landscape . **Annual Reviews**, v. 49, p. 405–430, 3 dez. 2003.

VEIGA, J. B. DA et al. **Sistema silvipastoris na Amazônia Oriental**. Belém: 2000.

VIANNA TEIXEIRA, L.; DE NITTO MELO CAMPOS, F. Início da atividade de vôo em abelhas sem ferrão (Hymenoptera, Apidae): influência do tamanho da abelha e da temperatura ambiente. **Revista brasileira de Zootecnia**. 2005.

VIDES-BORRELL, E. et al. Polycultures, pastures and monocultures: Effects of land use intensity on wild bee diversity in tropical landscapes of southeastern Mexico. **Biological Conservation**, v. 236, p. 269–280, 1 ago. 2019.

WALKER, R. et al. Ranching and the new global range: Amazônia in the 21st century. **Geoforum**, v. 40, n. 5, p. 732–745, 1 set. 2009.

WASER, N. M.; OLLERTON, J. **Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization**. 2. ed. Chicago: The University of Chicago Press, 2006. v. 1

WATSON, J. C.; WOLF, A. T.; ASCHER, J. S. Forested Landscapes Promote Richness and Abundance of Native Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Wisconsin Apple Orchards. **Environmental Entomology**, v. 40, n. 3, p. 621–632, 1 jun. 2011.

WESTPHAL, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. **Oecologia** 2006 **149:2**, v. 149, n. 2, p. 289–300, 7 jun. 2006.

WHITFIELD, C. W. et al. Thrice out of Africa: Ancient and recent expansions of the honey bee, *Apis mellifera*. **Science**, v. 314, n. 5799, p. 642–645, 27 out. 2006.

WOLFF, L. F.; REIS, V. D. A. DOS; SANTOS, R. S. S. DOS. **Abelhas melíferas: Abelhas melíferas: bioindicadores de qualidade ambiental e de sustentabilidade da agricultura familiar de base ecológica**. Pelotas. Disponível em: <www.cpact.embrapa.br>. Acesso em: 15 jul. 2020.

WRATTEN, S. D. et al. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 159, p. 112–122, 15 set. 2012.

WRUCK, F. J.; BEHLING, M.; ANTONIO, D. B. A. Sistemas Integrados em Mato Grosso e Goiás. In: **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. 2015. p. 169–194.

YOUNG, E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 75–88, 2 jul. 2006.

11 CONCLUSÃO GERAL

Dentro de uma perspectiva histórica, os SSPs se caracterizam como uma tecnologia recente no Brasil e, a partir da década de 90, passa a ser amplamente difundida. A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e as instituições estaduais tem um papel importante no fomento e divulgação destes resultados de pesquisas e técnicas nas diversas regiões geopolíticas brasileiras. Muitos benefícios decorrentes dos SSPs estão relacionados aos serviços ecossistêmicos associados à restauração e reabilitação ecológica, conservação ambiental, e até serviços de provisão com melhorias na rentabilidade. Os SSPs podem ser sistemas capazes de mitigar impactos da pecuária convencional da paisagem, todavia grandes lacunas de pesquisa devem ser atendidas.

No estudo com as abelhas, o SSPnúcleos apresenta maior abundância de indivíduos amostrados quando comparado ao pasto sem componente arbóreo e ao fragmento florestal. A maior diversidade de espécies foi encontrada no Fragmento Florestal. A maior incidência de coletas entre 10h e 12h, é um indicativo do efeito da vegetação na disponibilidade de recursos de cada sistema.

O SSPnúcleos caracteriza-se como fonte de recursos para as abelhas, provavelmente incrementando os serviços ecossistêmicos relacionados. Este sistema também se mostrou capaz de diminuir a velocidade do vento, similar a áreas com fragmento florestal.

Os Sistemas silvipastoris se mostram como alternativa para o modelo de produção pecuário tradicional, capaz de fornecer uma complexidade para o sistema em que está inserido, trazendo biodiversidade de flora e fauna e restaurando as funções dos serviços ecossistêmicos. Estes sistemas, são passíveis de adaptações quanto seu desenho de implantação, flora escolhida e para a espécie de criação de interesse, permitindo que seja implantando em todo território nacional, atendendo a peculiaridade de cada bioma de forma sustentável.