



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

Natália Gonçalves Andrade

*A EUCALIPTIZAÇÃO DA CAPITAL CATARINENSE DA AGROECOLOGIA: UMA
ANÁLISE DA EXPANSÃO DOS MONOCULTIVOS DE EUCALIPTOS EM SANTA
ROSA DE LIMA NO SUL DO BRASIL*

Florianópolis

2021

Natália Gonçalves Andrade

A EUCALIPTIZAÇÃO DA CAPITAL CATARINENSE DA AGROECOLOGIA: UMA ANÁLISE DA EXPANSÃO DOS MONOCULTIVOS DE EUCALIPTOS EM SANTA ROSA DE LIMA NO SUL DO BRASIL

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 Luiz Schmitt Filho, Ph.D.

Florianópolis

2021

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

Andrade, Natália Gonçalves
A EUCALIPTIZAÇÃO DA CAPITAL CATARINENSE DA
AGROECOLOGIA: UMA ANÁLISE DA EXPANSÃO DOS MONOCULTIVOS DE
EUCALIPTOS EM SANTA ROSA DE LIMA NO SUL DO BRASIL /
Natália Gonçalves Andrade ; orientador, Abdon Luiz Schmitt
Filho , 2021.
71 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós
Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. eucalipto. 3. serviços
ecossistêmicos. I. , Abdon Luiz Schmitt Filho. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Agroecossistemas. III. Título.

Natália Gonçalves Andrade

A EUCALIPTIZAÇÃO DA CAPITAL CATARINENSE DA AGROECOLOGIA: UMA ANÁLISE DA EXPANSÃO DOS MONOCULTIVOS DE EUCALIPTOS EM SANTA ROSA DE LIMA NO SUL DO BRASIL

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

Profa. Adriana Carla Dias Trevisan, Dra.
Instituição: Universidade Estadual do Rio Grande do Sul - UERGS

Prof. Arcângelo Loss, Dr.
Instituição: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

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

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Abdon L. Schmitt Filho, PhD.
Orientador

Florianópolis, 2021

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Cesar Andrade Junior (*in memoriam*) e Içara Andreza Gonçalves Andrade, e à minha irmã Maria Eugênia Gonçalves de Andrade, por serem minha base de amor, inspiração, incentivo e força para seguir com os meus propósitos.

Às amigas e aos amigos, pelo apoio e pela parceria.

Aos colegas do meu trabalho, que desde a minha graduação me acompanham como uma segunda família, com amizade, apoio e compreensão.

Ao orientador Abdon Luiz Schmitt Filho pela orientação, pelo apoio, pela compreensão, pelos ensinamentos, e pelo seu otimismo e bom humor de sempre, mesmo nos momentos mais desafiadores.

À Gisele Alarcon pelas contribuições e pelo incentivo.

Aos colegas do Laboratório de Sistemas Silvopastoris e Restauração Ecológica (LASS/re) CCA/UFSC, pelas trocas, pelas conversas e pelos auxílios.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da UFSC, ao corpo administrativo e ao corpo docente.

RESUMO

A manutenção da biodiversidade, das funções e dos serviços dos ecossistemas é fator fundamental para resiliência dos biomas globais, e conseqüentemente para viabilidade e qualidade de vida no planeta. No entanto, perdas significativas de florestas naturais pelos monocultivos agrícolas têm comprometido esta resiliência, e a provisão dos serviços ecossistêmicos relacionados. A avaliação do uso e cobertura da terra pode monitorar e auxiliar na gestão sustentável dos biomas, e na manutenção das condições de vida nos ecossistemas. Considerada a capital catarinense da agroecologia, o município de Santa Rosa de Lima aparentemente vem presenciando um crescente aumento das áreas ocupadas por plantações de eucalipto, mesmo no contexto da agricultura familiar. Esta nova paisagem das Encostas da Serra Catarinense traz uma série de questionamentos que bradam por avaliações focais. Este estudo avaliou a dinâmica dos monocultivos de eucalipto entre 2000 e 2017 no município de Santa Rosa de Lima, Santa Catarina. Para tanto, foi feita análise das mudanças do uso e ocupação do solo no município através de mapas da Plataforma Mapbiomas em 2000, 2008 e 2017. A parametrização dos algoritmos e a organização das etapas de processamento foi realizada com as 556 cartas de 1 x 1,50 (lat./long.) do IBGE. Os mapas extraídos da plataforma Mapbiomas dos referidos anos foram convertidos para o formato Shapfile no programa QGis 3.4.14, no qual as áreas de uso e cobertura do solo foram extraídas e calculadas em hectares. As classes de uso e cobertura do solo avaliadas foram: culturas anuais e perenes; pastagem; formação florestal (floresta nativa), floresta plantada (monocultura arbórea), mosaico de agricultura e infraestrutura urbana. Conforme os resultados houve franco aumento da área ocupada pelos monocultivos de eucalipto, paralelo a uma marcada diminuição dos remanescentes florestais, e também redução das áreas ocupadas por pastagem e mosaicos agrícolas. A mudança na paisagem rural pelo monocultivo arbóreo tem impactado o ecossistema local com prováveis perdas de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos de provisão, regulação, suporte culturais, inclusive aqueles serviços essenciais para a produção agrícola e a qualidade de vida na região. A eucaliptização¹ do município pode comprometer o turismo rural, a produção agroecológica e convencional, e a resiliência dos agroecossistemas e ecossistemas relacionados. O *status* de Capital Catarinense da Agroecologia pode ser ameaçado pela franca expansão dos monocultivos arbóreos, inclusive nas áreas ripárias mais íngremes da paisagem das Encostas da Serra Catarinense.

Palavras-chave: monocultura arbórea; eucalipto; uso e cobertura do solo; floresta nativa; Encosta da Serra Geral; Santa Catarina.

¹ Neologismo que trata sobre a expansão de monocultivo de eucalipto e seus fatores relacionados. Termo também abordado por Kudlavec (2011), Ferreira (1992) e Reis (2018).

ABSTRACT

The conservation of biodiversity, ecosystem functions and services is a fundamental factor for the resilience of global biomes, and consequently for the viability and quality of life on the planet. However, significant losses of natural forests by agricultural have compromised this resilience, and the provision of related ecosystem services. Land use and land cover assessment can monitor and assist the sustainable management of biomes, and maintaining living conditions in ecosystems. Considered the capital of agroecology in Santa Catarina State, the municipality of Santa Rosa de Lima has apparently witnessed a growing increase in eucalyptus plantations, even in the context of family farming. This new Encostas da Serra Catarinense's landscape brings questions that call for assessments. This study evaluated the dynamics of eucalyptus monocultures between 2000 and 2017 in the municipality of Santa Rosa de Lima, Santa Catarina, southern Brazil. An analysis was made of land use and occupation in the municipality using maps from the Mapbiomas Platform from 2000, 2008 and 2017. The parameterization of the algorithms and the organization of the steps was carried out with 556 cards 1 x 1,50 (lat./long.) from IBGE. The maps extracted from the Mapbiomas platform for those years were converted to the Shapfile format in the QGis 3.4.14 program, in which the areas of land use and land cover were calculated. The classes of land use and land cover were: annual and perennial crops; pasture; forest formation (native forest), planted forest (tree monoculture), mosaic of agriculture and urban infrastructure. There was a sharp increase in the area occupied by eucalyptus monocultures, parallel to a marked decrease in forest remnants, and also a reduction in pasture areas and agriculture. These changes have impacted biodiversity, and ecosystem services including those essential services for agricultural production and quality of life in the region. The eucaliptization² of the municipality can compromise rural tourism, agroecological production, and the resilience of agroecosystems and related ecosystems. The *status* of Capital Catarinense da Agroecologia may be threatened by the expansion of eucalyptus monocultures.

Keywords: tree monoculture; eucalyptus; land use and cover; native forest; Encosta da Serra Geral; Santa Catarina.

²Neologism that deals with the expansion of monoculture eucalyptus and its related factors. Termal so addressed by Kudlavicz (2011), Ferreira (1992) and Reis (2018).

LISTA DE FIGURAS DO ARTIGO

Figura 1 Mapa de localização do município de Santa Rosa de Lima no estado de Santa Catarina/Brasil.	57
Figura 2 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2000.	60
Figura 3 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2008.	61
Figura 4 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2017.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Uso e cobertura do solo em Santa Rosa de Lima (SRL) entre os anos de 2000, 2008 e 2017 (hectares) com respectivas variações por período em percentual da série anterior.....58

Tabela 2 Uso e cobertura do solo em Santa Rosa de Lima entre os anos de 2000, 2008 e 2017 em percentual da área total do município, 23.000 hectares.59

LISTA DE ABREVIATURAS

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

CCA - Centro de Ciências Agrárias

m³ - Metro cúbico

ha - Hectare

PIB - Produto Interno Bruto

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

GEE - Gases de Efeito Estufa

MS - Mato Grosso do Sul

MG - Minas Gerais

SC - Santa Catarina

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	26
2 HIPÓTESE GERAL	27
2.1 OBJETIVO	27
3 REVISÃO DA LITERATURA	27
3.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE O CULTIVO DE EUCALIPTO NO BRASIL E NO ESTADO DE SANTA CATARINA	27
3.2 POLÍTICAS PÚBLICAS E CERTIFICAÇÕES VOLTADAS PARA O SETOR DE FLORESTAS PLANTADAS NO BRASIL	29
3.3 CONTRARIEDADES ACERCA DE SUSTENTABILIDADE	31
3.4 USO DA TERRA	33
3.5 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	35
3.6 BIOMA MATA ATLÂNTICA E OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	37
3.7 SANTA ROSA DE LIMA E A AGRICULTURA FAMILIAR	39
3.8 FLORESTAS PLANTADAS OU MONOCULTURAS ARBÓREAS?.....	43
REFERÊNCIAS.....	44
4 ARTIGO	53
RESUMO	53
4.1 INTRODUÇÃO.....	54
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	56
4.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	56
4.3 MÉTODOS DE ANÁLISE	57
4.4 RESULTADOS	58
4.5 DISCUSSÃO.....	62
4.5.1 DESSERVIÇOS AMBIENTAIS E MONOCULTURAS ARBÓREAS	65
4.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
AGRADECIMENTOS	70

REFERÊNCIAS..... 71

1 INTRODUÇÃO

Historicamente o cultivo de eucalipto no Brasil, desde a sua introdução no século XIX (Foelkel, 2005), teve grande ascensão acompanhando o avanço da industrialização, e assim fazendo parte do desenvolvimento agroindustrial no país, sempre com apoio e incentivo do Estado juntamente com o setor empresarial de madeira, papel e celulose (Barbosa et al., 2019). Atualmente, as monoculturas arbóreas, também denominadas pelo setor como florestas plantadas, principalmente com espécies de eucalipto e pinus, representam uma das principais atividades do setor agrícola brasileiro para a produção de papel e celulose (IBÁ, 2019). No total, são 9,89 milhões de hectares destas monoculturas, onde 7,5 milhões de hectares são de áreas com eucaliptos (IBGE, 2020).

No entanto, mesmo pela expressiva contribuição dos monocultivos de eucaliptos à economia atendendo a demanda de matéria-prima para os setores relacionados (IBÁ, 2019), nas últimas décadas a sua acelerada expansão vem gerando profundas alterações nas paisagens, ocasionando degradação dos ambientes e fragmentação dos ecossistemas naturais (De Moura et al., 2017). Importante também considerar que a maioria destes cultivos está localizada em estados contidos em um dos biomas mais ameaçados do planeta, o bioma Mata Atlântica (IBGE, 2018). Hoje a Mata Atlântica é responsável pelos serviços ecossistêmicos essenciais para 145 milhões de brasileiros que vivem na sua área de abrangência, apesar do franco estado de degradação (MMA, 2020).

Sob este aspecto, a fragmentação e descaracterização de habitats, no geral para atender a atividade agroindustrial, são algumas das principais causas da perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nas últimas décadas (Myers et al., 2000; Costa et al., 2019). A pressão da atividade antrópica sobre o uso da terra, e conseqüentemente, a intensidade da produção atual está incorporando cada vez mais áreas para agricultura, colocando em alerta os limites de funcionamento do ecossistema planetário (Steffen et al., 2015).

Neste contexto, o presente trabalho avaliou o avanço dos monocultivos de eucalipto em propriedades de agricultura familiar no município de Santa Rosa de Lima/SC, Capital Catarinense da Agroecologia. Optou-se por esta região para o estudo de caso pela referência da região para a agricultura agroecologia e sustentável nacional. Para o seu desenvolvimento, foram estabelecidos hipótese geral e objetivo; realizado uma revisão de literatura abordando questões relacionadas ao âmbito do cultivo de eucalipto; e como parte integrante da dissertação, foi elaborado um artigo a ser publicado em uma revista científica da área.

2 HIPÓTESE GERAL

A modificação do uso da terra através da expansão dos cultivos de eucalipto em Santa Rosa de Lima vem ocupando áreas de florestas nativas, de agricultura e de pastagens. Esta mudança pode interferir na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas comprometendo os serviços ecossistêmicos fundamentais para a produção agroecológica no município.

2.1 OBJETIVO

Analisar o avanço do cultivo de eucalipto na capital catarinense da agroecologia, e discutir os impactos das mudanças do uso e cobertura do solo por meio do referencial teórico relacionado aos serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE O CULTIVO DE EUCALIPTO NO BRASIL E NO ESTADO DE SANTA CATARINA

O gênero *Eucalyptus* é originário da Austrália, Tasmânia e outras ilhas da Oceania, sendo mais de 700 espécies reconhecidas botanicamente (Embrapa, 2019). No Brasil, o eucalipto foi introduzido por volta do ano de 1825, e inicialmente o seu cultivo era voltado para fins decorativos, quebra-ventos e obtenção de seu óleo essencial (Foelkel, 2005), mas devido ao seu potencial para recurso de madeira, rápido crescimento e rusticidade, começou a ser utilizado, no início do século XX, em companhias de estradas de ferro para produção de lenha, postes, dormentes e moirões (Foelkel, 2005; Laws, 2013). Logo adiante, o desenvolvimento agrícola, acompanhando o avanço da industrialização, resultou na especialização produtiva de *commodities*, como de soja, milho, produtos da silvicultura (celulose) e de origem animal (carne), o que fomentou a formação dos chamados complexos agroindustriais, impactando em uma série de fatores sociais e ambientais (Barbosa et al., 2019).

Nesse contexto, com o crescimento da silvicultura no Brasil, de 1966 a 1987 o governo federal abdicou de parte do imposto de renda para a instalação do Programa de Incentivos Fiscais ao Reflorestamento (PIFR), resultando em mais de 5 milhões de hectares plantados com eucalipto e pinus (Foelkel, 2005). Nesta época, as políticas públicas de

incentivos fiscais voltadas para o setor de silvicultura, foram criadas pelo projeto desenvolvimentista do regime militar, justificadas pela expectativa de crescimento econômico, baseado na produção de carvão vegetal para a siderurgia, papel e celulose (Da Cruz, 2016; Da Silva, 2019). Durante esse período, principalmente as regiões Centro-Oeste e Sudeste do país, foram ocupadas intensivamente pelo setor empresarial de papel e celulose, marcado pelos princípios da chamada “Revolução Verde³”, modificando profundamente a paisagem e os usos do solo, da água e vegetação (Da Silva, 2019).

Ainda hoje no país, a maior parte das plantações de eucalipto tem finalidade econômica, para aproveitamento da madeira como lenha, postes, moirões, construções, produção de madeira serrada, fabricação de painéis, papel e celulose (Higa et al., 2000; Embrapa, 2019). O setor agroindustrial florestal corresponde por US\$ 12,5 bilhões em exportações, representando 6,9% do PIB industrial e gerando 513 mil empregos diretos (IBÁ, 2019). Em relação à área, são 9,89 milhões de hectares de florestas plantadas (principalmente espécies de eucalipto e de pinus), da qual 7,5 milhões de hectares são com cultivos de eucalipto (IBGE, 2020). O estado de Minas Gerais é o que possui maior área, com mais de 4 milhões de hectares de eucalipto, seguido dos estados de Mato Grosso do Sul, São Paulo e Bahia (IBGE, 2020).

No estado de Santa Catarina, são 828 mil hectares com florestas plantadas, sendo que do estoque estimado em 240 milhões de m³ de produção de madeira, 183,6 m³ são de pinus e 56,8 m³ de eucalipto (ACR, 2020). Estão estabelecidas aproximadamente 5,6 mil empresas relacionadas ao setor industrial madeireiro no estado, correspondendo à exportação de 94,7 mil m³ de madeira em tora, principalmente para a China, sendo 97% de eucalipto (ACR, 2020). As principais regiões com plantios florestais são a mesorregião Serrana (38%) e Oeste Catarinense (30%), e no geral, o setor industrial madeireiro contribui de forma significativa em impostos, gerando receita de R\$ 137,6 milhões/ano ao estado (ACR, 2020; SAR, 2019). Com faturamento do setor passando de R\$ 1,38 bilhão em 2018 (SAR, 2019).

Conforme levantamento do Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola do estado de Santa Catarina (CEPA/SC) de março/2018, a área plantada de eucalipto no estado totalizou 353.824 ha, sendo esse cultivo destinado à produção de lenha, madeira em tora para papel e celulose, madeira em tora para outras finalidades, e carvão vegetal. De acordo

³A chamada “Revolução Verde”, iniciada na década de 1960 nos Estados Unidos e na Europa, orientou a pesquisa e o desenvolvimento dos modernos sistemas de produção agrícola para a incorporação de pacotes tecnológicos de suposta aplicação universal, que visavam a maximização dos rendimentos dos cultivos em distintas situações ecológicas (Matos, 2011).

comdados preliminares de 2017 dessa instituição, lenha e madeira para papel e celulose estão em 14º e 15º colocados entre os vinte principais produtos da agropecuária em Santa Catarina.

Segundo a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural (EPAGRI/SC, 2014), o cultivo de eucalipto é muito importante em Santa Catarina, pois, além da espécie se desenvolver bem pelas condições edafoclimáticas do estado, atende satisfatoriamente o mercado interno e o de exportação de madeira, onde 1 ha de eucalipto produz a quantidade de madeira equivalente o que seria produzido em 30 ha de floresta nativa. Também informa que o cultivo é recomendado às pequenas propriedades rurais para produção integrada, garantindo renda extra, e que ambientalmente o cultivo é favorável por reduzir a pressão sobre a mata nativa.

Em Santa Catarina, o total de 6.448.785 ha é ocupado por 183 mil estabelecimentos agropecuários, onde 40% são de matas e florestas, incluindo as plantadas, 28% de pastagens naturais e plantadas, 23% de lavouras e 8% por outros usos (IBGE, 2017). Especificamente, dos 40% de matas e florestas, compreendendo 2.606.936 ha, 918.378 ha são ocupados por floresta plantada, 1.425.646 ha por matas destinadas à preservação permanente ou reserva legal e 262.912 ha por floresta natural (IBGE, 2017). No ano de 2006 foi constatado o cultivo de eucalipto em 48.913 estabelecimentos agropecuários, 27% do total no estado de Santa Catarina, com 344.471 pés existentes (IBGE, 2006). No ano de 2017 foi constatado o cultivo de eucalipto em 58.741 estabelecimentos no estado, 32% do total, com 469.471 pés existentes (IBGE, 2017).

3.2 POLÍTICAS PÚBLICAS E CERTIFICAÇÕES VOLTADAS PARA O SETOR DE FLORESTAS PLANTADAS NO BRASIL

Atualmente, o setor de florestas plantadas no Brasil é alicerçado pelo Decreto nº 8.375, de 11 de dezembro de 2014⁴, de incumbência do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2014). Em síntese, trata-se de norma jurídica de Direito Agrário que estabelece na prática o diploma jurídico da atividade de silvicultura no Brasil (Gonçalves, 2018), como segue em alguns de seus dispositivos:

Art. 1º Os princípios e os objetivos da Política Agrícola para Florestas Plantadas relativamente às atividades de produção, processamento e comercialização dos produtos, subprodutos, derivados, serviços e insumos relativos às florestas plantadas.

⁴http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2014/decreto/d8375.htm

Art. 2º As florestas plantadas são compostas predominantemente por árvores que resultam de semeadura ou plantio, cultivadas com enfoque econômico e com fins comerciais.

Art. 3º São princípios da Política Agrícola para Florestas Plantadas: I- a produção de bens e serviços florestais para o desenvolvimento social econômico do país; e II- a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.

Art. 4º São objetivos da Política Agrícola para Florestas Plantadas: I- aumentar a produção e a produtividade das florestas plantadas; II- promover a utilização do potencial produtivo de bens e serviços econômicos das florestas plantadas; III- contribuir para a diminuição da pressão sobre as florestas nativas; IV- melhorar a renda e a qualidade de vida no meio rural, notadamente em pequenas e médias propriedades rurais; e V- estimular a integração entre produtores rurais e agroindústrias que utilizem como matéria-prima (Brasil, 2014).

O referido Decreto faz parte do Plano Nacional de Desenvolvimento de Florestas Plantadas pelo MAPA, com ações previstas para os próximos dez anos, tendo como um dos objetivos aumentar em 2 milhões de hectares a área de cultivos comerciais envolvendo eucalipto, pinus e acácias (Embrapa, 2018). Este plano, com previsão periódica e de submissão a consulta pública, tem como conteúdo mínimo realizar o diagnóstico do setor de florestas plantadas, incluindo o inventário florestal, a proposição de cenários com tendências internacionais e macroeconômicas, e as metas de produção florestal e suas respectivas ações para seu alcance (Gonçalves, 2018).

Em relação à Certificação Florestal, esta é um processo voluntário ao qual se submetem algumas empresas para atestar que seus produtos e sua produção seguem determinados padrões de qualidade e sustentabilidade (SNIF, 2016). A Certificação Florestal baseia-se nos três pilares da sustentabilidade: ecologicamente correto, socialmente justo e economicamente viável (SNIF, 2016; IBÁ, 2019). São passíveis de certificação o manejo florestal e a cadeia de custódia, que são os estágios da produção, distribuição e venda de um produto de origem florestal, sendo que nesse caso a madeira é rastreada de uma floresta certificada até o produto final (SNIF, 2016). Os sistemas de certificação mais difundidos em todo o mundo são o FSC (Forest Stewardship Council Internacional/Brasil) e o PEFC (Program for the Endorsement of Forest Certification Schemes) (SNIF, 2016). O setor de florestas plantadas no Brasil tem quase 6,3 milhões de hectares certificados por estas entidades (IBÁ, 2017).

A crescente destruição das florestas no mundo foi o ponto de partida para o processo de certificação de florestas, iniciado nas décadas de 1980 e 1990, no qual consumidores e organizações não governamentais (ONGs) se mobilizaram para alertar sobre os desmatamentos ilegais e aumentar a pressão para que as empresas do setor madeireiro assumissem uma política mais conservacionista (De Moura, 2016). No Brasil a maior parte da

área florestal certificada é composta por florestas plantadas, sendo que, os custos da certificação por hectare são decrescentes quanto maior é a área certificada, isto explica as áreas certificadas serem de grandes dimensões e possuídas por grandes empresas (Sartori e Bacha, 2007).

3.3 CONTRARIEDADES ACERCA DE SUSTENTABILIDADE

O conceito de sustentabilidade foi difundido dentro de um estudo realizado pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente das Nações Unidas, mais conhecido como Relatório Brundtland (1987), definindo como “desenvolvimento que satisfaz as necessidades atuais sem comprometer a habilidade das futuras gerações em satisfazer as suas necessidades” (Siche et al., 2007). Desde a definição pela Comissão Brundtland, já surgiram inúmeras outras definições de sustentabilidade, no entanto, o ponto em comum, trata que é composta de três dimensões: econômica, ambiental e social, sendo também conhecidas como *triple bottom line* (De Oliveira Claro et al., 2008).

Nesse contexto, ressalta-se análise do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) sobre o RIO+20 (Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável) (Gonçalves et al., 2016) realizada em 2012, tendo como temas principais a economia verde no contexto do desenvolvimento sustentável e da erradicação da pobreza; e a estrutura institucional para o desenvolvimento sustentável (RIO+20, 2012):

“[...]A Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+20), realizada em junho, no Rio de Janeiro, por sugestão do Brasil, estabeleceu um processo para se definir um novo parâmetro de indicador de desenvolvimento que levará em conta as questões ambientais. “Tanto a contabilidade como os indicadores de desenvolvimento, o indicador maior que é o PIB [Produto Interno Bruto, a soma de riquezas produzidas por cada país], **não traduzem, em termos de riqueza e de custos, aquilo que é apropriação das questões ambientais**” afirmou a ministra do Meio Ambiente, Izabella Teixeira, nesta quarta-feira (12/09) durante a 107ª Reunião do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). “Reconheceu-se a necessidade de se desenvolver uma nova métrica e foi instituído um processo para isso no âmbito da comissão de estatística da ONU, uma das decisões que poucas pessoas entenderam a envergadura”. [...]” (Gonçalves et al., 2016).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil, pelas Nações Unidas/Brasil, são um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e prosperidade (ONU/Brasil, 2020). Dentre os 17 objetivos propostos, está “Vida terrestre”, o qual visa proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma

sustentável as florestas, combater a desertificação, e reverter a degradação dos solos e travar a perda de biodiversidade (ONU/Brasil, 2020). Kronemberger et al. (2008) em estudo através de metodologia de análise “Barômetro da Sustentabilidade”, afirma que o Brasil quando avaliado em dois índices: bem estar humano (resultado da média aritmética dos índices social, econômico e institucional) e o índice de bem-estar ecológico (média aritmética dos temas da dimensão ambiental), revela que a situação de sustentabilidade no país é intermediária, muito próxima da condição quase insustentável.

Nesse sentido, destaca-se o papel do sistema corporativo em relação ao chamado “desenvolvimento sustentável”. Ramus e Montiel (2005) tratam que, como as empresas não são obrigadas por lei a publicar declarações de política ambiental, as partes interessadas externas costumam se perguntar quando um compromisso publicado com uma política se traduz em uma implementação real da política, ou seja, questionam se as declarações da política ambiental representam com precisão o compromisso corporativo com a sustentabilidade ambiental. Desde o primeiro Dia da Terra nos anos 70, o desempenho ambiental corporativo aumentou drasticamente, devido ao aumento da cobrança da sociedade sobre seus impactos ao meio ambiente, porém, os casos de *greenwashing*⁵ também aumentaram drasticamente (Torelli et al., 2019).

Autores argumentam que empresas não podem gerenciar aquilo que não capazes de mensurar (Cooper & Edgett, 2008; Ehrenfeld, 2008; Marioka et al., 2018), e sob este aspecto, abre-se uma lacuna sobre empresas que afirmam que são sustentáveis e como mensuram seu desempenho de sustentabilidade (Marioka et al., 2018). Na prática é difícil atingir condição plena de sustentabilidade, pois são necessárias concessões, havendo contradições entre as quatro dimensões (social, econômica, ambiental e institucional); por exemplo, o aumento do consumo *per capita* de energia é positivo em termos econômicos e sociais, mas negativo em termos ambientais (Kronemberger et al., 2008). A Economia Neoclássica defende, geralmente, que os custos de degradação ambiental podem ser compensados pelos benefícios econômicos, por sua vez, a Economia Ecológica^{6,7} defende que os indicadores de

⁵O termo *greenwashing* se refere a uma variedade de diferentes formas de comunicação enganosas que visam formar crenças excessivamente positivas entre as partes interessadas sobre as práticas ambientais de uma empresa (Torelli et al., 2019).

⁶A Economia Ecológica tem se fortalecido como campo de pensamento crítico não somente ao sistema econômico atual (ecologicamente insustentável), como também à teoria econômica dominante e à crença desta nos mecanismos de mercado para solucionar problemas ambientais (Saes e Romeiro, 2018);

sustentabilidade são mensurados em unidades físicas, e sob seus aspectos, as perdas ambientais não podem ser compensadas pelos benefícios financeiros (Mikhailova, 2004).

Sob a perspectiva do negócio florestal, Mazer (2018) desenvolveu estudo sobre o avanço da atividade florestal em uma região no estado do Paraná, com enfoque sobre a forte atuação de uma grande empresa do setor sobre o território, a qual afirma que promove o desenvolvimento sustentável. O referido autor constatou que a empresa tende a se apropriar dos conteúdos mais do que internalizar na gestão, uma vez que no imaginário das pessoas são adjetivos absolutos, ligados a coisas positivas, progresso e transformação. Ainda, concluiu que o modelo de desenvolvimento sustentável propagado pela empresa, quando investigado, expõe que este acaba “camuflando” as contradições ambientais e sociais do território, devido à expansão do reflorestamento com espécies exóticas ser um processo de territorialização do capital para diminuir custos de produção da empresa, o qual promove a desterritorialização de pessoas, além de profundos problemas ambientais.

O conceito de sustentabilidade, embora amplamente utilizado e praticado de diferentes formas, ainda permanece mal definido e geralmente aplicado com base em uma interpretação relativamente restrita (Mawhinney, 2005; Bené et al., 2019) assim os *trade-offs*⁸ entre as diferentes dimensões de sustentabilidade são inevitáveis e precisam ser investigados de forma explícita ao desenvolver ou implementar sistemas sustentáveis (Bené et al., 2019).

3.4 USO DA TERRA

O uso da terra geralmente é considerado uma questão ambiental local, mas está se tornando uma força de importância global pelas mudanças mundiais em florestas, cursos de água e ar que estão sendo impulsionados pela necessidade de fornecer alimentos, fibras, água e abrigo para mais de seis bilhões de pessoas (Foley et al., 2005, Díaz et al., 2019). A capacidade de uso da terra refere-se à sua adaptabilidade para diversos fins, sem que suceda um esgotamento devido ao desgaste ou ao empobrecimento da terra (Lepsch, 1991; Da Costa et al., 2019). A agricultura é uma das principais formas de uso e exploração das terras no

⁷Ao contrário das economias clássica e neoclássica, a Economia Ecológica se sustenta no fato de que se todos os agentes seguirem um objetivo micro, isso não levará à realização do objetivo macro, sendo que o conceito de sustentabilidade é não somente um objetivo no nível macro, mas o principal conceito da Economia Ecológica, e para tanto, se faz a abordagem deste conceito com base em um enfoque transdisciplinar (Mikhailova, 2004; Saes e Romeiro, 2018).

⁸ O *trade-off* pode ser caracterizado pela incompatibilidade entre dois ou mais critérios competitivos, onde a melhoria de um pode implicar negativamente em outro (Mauss et al., 2007).

Brasil (Da Costa et al., 2019). Sendo que, em locais com uso indevido, como culturas onde devem ser áreas de preservação permanente (APP), podem contaminar os recursos hídricos devido à utilização de agrotóxicos e fertilizantes, além de propiciar o esgotamento do solo (Piroli, 2002; Silva, 2018).

A modelagem de mudanças no uso da terra, quando realizada de forma espacialmente explícita, integrada e em várias escalas é uma técnica importante para a projeção de caminhos alternativos para o futuro, permitindo testar a estabilidade de sistemas sociais e ecológicos interligados, por meio da construção de cenários (Veldkamp e Lambin, 2001). A integração de diferentes usos da terra se dá pelo desenvolvimento de uma paisagem multifuncional sustentável, integrando as atividades antrópicas com o funcionamento ecológico, preservando a biodiversidade (Farrell e Anderson, 2010). Para Landis et al. (2017), dada a necessidade de formas produtivas e sustentáveis de agricultura e a evidência de que sistemas intensificados estão falhando na conservação dos ecossistemas, as paisagens futuras provavelmente precisarão ser explicitamente projetadas para apoiar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos.

A atenção ao redesenho dos sistemas agrícolas não é recente e, em geral, baseia-se no contexto de paisagens específicas em crise, por exemplo, na Europa o reconhecimento das perdas de biodiversidade resultou em programas agroambientais para aumentar a biodiversidade em terras agrícolas (Landis et al., 2017). Assim como o reconhecimento de severas limitações na quantidade e qualidade da água levou cientistas australianos a considerar o redesenho dos sistemas de cultivo agrícola anual (Lefroy, 2001; Williams e Gascoigne, 2003; Landis, 2017). No Brasil, a consolidação da agricultura e da pecuária extensiva na região amazônica tem levado a grandes alterações na paisagem e criado sérios riscos à manutenção da biodiversidade e dos modos de vida das populações locais (Becker, 2009; Jacobi et al., 2019). Assim, o acompanhamento e a atualização da dinâmica espaço-temporal do uso da terra, das áreas desmatadas na região, passam a ser prioridade na política ambiental brasileira (Coelho et al., 2018).

A modificação da estrutura geral da paisagem só pode ser tratada por um esforço conjunto para redesenhar fundamentalmente as paisagens agrícolas, exigindo que os cientistas trabalhem com as partes interessadas (Landis, 2017). Os ecologistas podem desempenhar papel fundamental no tratamento dessa questão, pela crescente demanda de compreensão entre biodiversidade e a função do ecossistema (Loreau et al., 2001) e a resiliência dos

sistemas à perturbação, que também podem ser aplicados ao estudo de sistemas agrícolas (Oliver et al., 2015; Tscharrntke et al., 2012; Landis, 2017).

A atividade antrópica sobre o uso da terra está explorando áreas mais favoráveis do planeta para a agricultura, e a intensidade da produção atual está “empurrando” os limites da sustentabilidade (Steffen et al., 2015). Criando assim, a incerteza sobre como a agricultura pode atender de forma sustentável às necessidades humanas futuras (Robertson, 2015). Como e onde produzimos alimentos e energia para sustentar a população crescente é uma questão fundamental, dado que a agricultura já é um uso da terra dominante globalmente (FAO, 2009; Díaz et al., 2019; Foley et al., 2011; Landis, 2017). O uso da terra pela intensificação da agricultura por meio de monoculturas de variedades de alto rendimento, juntamente com o aumento do uso de insumos químicos e mecânicos, têm levado a impactos ambientais negativos no solo, na água, no ar e na biodiversidade (Díaz et al., 2019; Stoate et al., 2009; Landis, 2017).

3.5 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os serviços ecossistêmicos correspondem aos inúmeros bens e serviços que a natureza gera ao bem-estar humano, derivados direta ou indiretamente das funções ecossistêmicas (MEA, 2005, Carbone et al., 2020). Estes serviços são classificados pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio como serviços de suporte (apoio), de provisão, de regulação e culturais (MEA, 2005). Os serviços de suporte são aqueles necessários para a produção dos demais serviços, tais como a ciclagem de nutrientes, formação do solo e produção primária (MA, 2003). Os serviços de provisão são os produtos obtidos dos ecossistemas, como a alimentação, a disponibilidade de água potável, de fibras, de combustíveis e de recursos genéticos (MA, 2003). Os serviços de regulação são os benefícios obtidos pela regulação dos processos do ecossistema, relativos à regulação do clima, regulação das enfermidades, regulação da água, purificação da água (MA, 2003). Os serviços culturais são os benefícios de bem-estar das pessoas obtidos dos ecossistemas, tais como a recreação, a espiritualidade, a religião e processos educacionais (MA, 2003).

Estes serviços englobam todos os elementos abióticos e bióticos dos ecossistemas, consistindo em fluxos de materiais (água e alimentos, por exemplo), energia e informação provenientes dos estoques de capital natural (Costanza et al., 1997; Carbone et al., 2020). Através dos processos ecológicos dos quais a humanidade depende, por exemplo, mais de

75% dos tipos globais de culturas agrícolas dependem da polinização animal (Díaz et al., 2019). Outro exemplo é o solo, o qual apresenta importância central para os serviços ecossistêmicos, fornecendo nutrientes para a produção de biomassa, armazenando carbono e nitrogênio, e contribuindo para a regulação climática e produção de alimentos (Eisenhauer et al., 2012; Wagg et al., 2018; Da Silva et al., 2020).

A provisão de água, outro serviço ecossistêmico essencial, (Wood et al., 2018) está intimamente ligada a conservação e resiliência das florestas. Estas são determinantes na quantidade de água que circula em uma bacia hidrográfica pela sua capacidade de evapotranspiração, com consequente aumento da umidade atmosférica e das probabilidades de formação de nuvens e geração de chuva (Teeb, 2010; Carbone et al., 2020). Além disto, as florestas provêm serviços fundamentais como sequestro de carbono e regulação climática, além de abrigar entre 10 e 20% da biodiversidade mundial, assumindo assim importância central e em escala global (Foley et al., 2007; Zarin et al., 2006; Giuliatti et al., 2005; Brites, 2020).

Os fluxos dos serviços ecossistêmicos estão diretamente atrelados à gestão dos agroecossistemas em relação à diversidade, composição e funcionamento dos ecossistemas naturais na paisagem (Zhang et al., 2007). Nesse sentido, a gestão do capital natural pode alterar a provisão dos serviços ecossistêmicos, sendo importante operacionalizar e relacionar de forma prática estes dois conceitos (Maseyk et al., 2017). Indicadores de estoque de capital natural e de fluxo de serviços ecossistêmicos são necessários para embasar as tomadas de decisão políticas, sendo prioridade desenvolver e implantar ambos os tipos (Weiet al., 2017; Shepherd et al., 2016; Carbone et al., 2020). A restauração e reabilitação ecológicas têm viabilizado a recuperação dos ecossistemas e sua melhoria na capacidade de fornecer os serviços ecossistêmicos (IBPES, 2018, Altmann, 2020).

As pressões antrópicas sobre os serviços ecossistêmicos estão relacionadas, muitas vezes, à dinâmica de uso e cobertura do solo, às alterações nos ciclos biogeoquímicos, à destruição e fragmentação dos ambientes, à introdução de novas espécies, e às interferências das atividades humanas no clima (Sala et al., 2000; Prado, 2014). A agricultura tem em muito comprometido as funções e os serviços ecossistêmicos e gerando uma série de passivos ambientais também denominados de serviços ambientais (Battisti et al., 2016). Alguns tipos de uso da terra impactam negativamente gerando um desserviço ambiental. Por exemplo, a relação entre a água como suprimento e a produção agrícola, ambos são

benefícios, porém a adição de nutrientes pode alterar a qualidade da água, produzindo um desserviço não desejável. (Thomaziello, 2016).

Outros desserviços se devem às lacunas de gestões insustentáveis pelas atividades antrópicas que alteram propriedades químicas, físicas e biológicas naturais dos solos importantes para o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Almeida, 2019). O solo funciona como um enorme sumidouro de carbono, capturando quantidades exorbitantes ao ano e assim fornecendo serviço de regulação, no entanto, com aumento de desmatamento e outras mudanças no uso da terra, tem funcionado também como um enorme emissor de carbono para a atmosfera se caracterizando assim um desserviço da atividade agrícola que demandou a “limpeza” e mobilização do solo e (IPCC, 2019; Levin e Parsons, 2019).

No Brasil, a agricultura constitui principal causa de mudança na cobertura do solo, levando ao desmatamento e a perda de serviços ecossistêmicos associados (FAO, 2009;). Estes fatores contribuem à geração de uma série de desserviços ambientais, tais como emissão de carbono para atmosfera, poluição de águas, risco à saúde humana, e inclusive desigualdade extrema na utilização dos recursos e distribuição da renda (Zhang et al., 2007; Battisti et al., 2016).

3.6 BIOMA MATA ATLÂNTICA E OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Em todo o continente americano, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical, abrigando milhares de espécies da fauna e flora, sendo considerada como um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2000; Ozório et al., 2019). A Mata Atlântica é composta por formações florestais nativas denominadas de Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual, e de ecossistemas associados como manguezais, vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste (MMA, 2020). A Mata Atlântica abrange cerca de 15% do território nacional, em 17 estados, é o lar de 72% dos brasileiros e concentra 70% do PIB nacional (SOS Mata Atlântica, 2020). Estende-se desde a região Nordeste do país, Leste e parte do Centro-Oeste até a região Sul, em cerca de 150 milhões de hectares (originalmente) (SOS Mata Atlântica, 2020; INPE, 2019). Hoje, restam apenas 12,4% da floresta que existia originalmente (SOS Mata Atlântica, 2020; INPE, 2019).

As florestas e demais ecossistemas que compõem a Mata Atlântica são reconhecidos como serviços ecossistêmicos, pois são responsáveis pela produção, regulação e abastecimento de água; regulação e equilíbrio climáticos; proteção de encostas e atenuação de desastres; fertilidade e proteção do solo; produção de alimentos, madeira, fibras, óleos e remédios; além de proporcionar paisagens cênicas e preservar um patrimônio histórico e cultural imenso (MMA, 2020). Os serviços ecossistêmicos são bens e serviços gerados pela natureza para a qualidade e bem-estar da humanidade, sendo oriundos direta ou indiretamente dos ciclos e das funções dos ecossistemas (Carbone et al., 2020). São classificados em serviços de suporte (como ciclagem de nutrientes); de provisão (como produção de alimentos e polinização); de regulação (como regulação do clima e purificação da água) e cultural (como recreação e espiritualidade) (MEA, 2005; MA, 2003).

A Mata Atlântica fornece serviços ecossistêmicos essenciais para os 145 milhões de brasileiros que vivem nela (MMA, 2020). Neste contexto, a conservação dos remanescentes de Mata Atlântica e a recuperação da sua vegetação nativa tornam-se fundamentais para a sociedade brasileira, destacando-se para isso áreas protegidas, como Unidades de Conservação (SNUC – Lei nº 9.985/2000) e Terras Indígenas (Estatuto do Índio – Lei nº 6001/1973), além de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal (Código Florestal– Lei nº 12.651/2012), e também pela Lei da Mata Atlântica nº 11.428/2006, regulamentada pelo Decreto nº 6.660/2008 (MMA, 2020).

As paisagens florestais é um dos principais objetos das atuais preocupações conservacionistas, sendo cada vez mais concebidas como o resultado de sucessivos ajustamentos sistêmicos em face das condições impostas pela dinâmica da sociedade humana (Oliveira, 1998; Foster, 2002; Cabral e Cesco, 2008). Historicamente, a exploração na Mata Atlântica caracterizou-se por seus aspectos migratório e temporário, acompanhando, geralmente, a expansão da fronteira agrícola via extração de madeiras de alto valor comercial e utilização de parte da madeira resultante do arroteamento (Cabral e Cesco, 2008). A degradação da Mata Atlântica, desde 1500 pela exploração do Pau Brasil, e ao longo do tempo com uso de terras para atividades econômicas como a mineração, ciclos de agricultura, como inicialmente com a cana-de-açúcar, café e pecuária, e atualmente, principalmente, com soja e cultivos de espécies exóticas como o eucalipto (Joly et al., 2014), promoveu a fragmentação das áreas de floresta e a perda de grande parte de sua biodiversidade (Ribeiro et al., 2009). A fragmentação e descaracterização de habitats é uma das principais causas de perda da biodiversidade mundial nas últimas décadas (Myers et al., 2000; Costa et al., 2019).

Os remanescentes florestais, como de Mata Atlântica (MMA, 2020), são circundados por áreas de paisagem modificadas denominadas matriz, e representadas por diferentes tipos de usos do solo, por exemplo, pastagens, monoculturas e vegetação secundária (Forman, 1997; Ricketts, 2001; Costa et al., 2019). Sendo que, a composição desfavorável da matriz às espécies nativas, em geral, resulta em um aumento do efeito de borda^{9,10} em fragmentos, influenciando diretamente nas interações intra e interespecíficas, como reprodução, predação, parasitismo, competição, herbivoria, polinização e dispersão (Silva et al., 1996; Laurance, 2002; Costa et al., 2019). Cerca de 50% da área de floresta remanescente da Mata Atlântica está em até 100 metros de uma borda (Ribeiro et al., 2009). O efeito de borda sobre as florestas tropicais tem sido frequentemente o processo que define a dinâmica de fragmentos florestais (Laurance et al., 2011; Lazarotto et al., 2017).

A restauração ecológica de áreas desflorestadas contribui para a conservação da biodiversidade, fato de relevante importância no âmbito da Mata Atlântica devido aos elevados níveis de diversidade, endemismo, número de espécies ameaçadas de extinção e redução de sua área original (Joly et al., 2014). Assim como a prática de redesenhos das atividades agrícolas considerando aspectos da ecologia da paisagem, visando menor impacto ambiental, também pode contribuir para a conservação (Landis, 2017). Ainda, de suma importância, a necessidade de aprofundarmos em estudos sobre a história ambiental do Brasil para compreender a origem e a evolução de algumas dinâmicas predatórias que vem marcando a economia brasileira desde os seus primórdios (Cabral e Cesca, 2008).

3.7 SANTA ROSA DE LIMA E A AGRICULTURA FAMILIAR

O município de Santa Rosa de Lima foi fundado em 1962, sendo que boa parte de sua história se deve aos colonizadores alemães e imigrantes italianos, os quais consolidaram a agricultura em sistema familiar como característica principal em Santa Rosa de Lima, e assim, até hoje, o município é predominantemente rural (Cabral, 2004; Guzzatti, 2010; Walkowski et al., 2017). A população estimada em 2020 é de 2.147 pessoas, compreendendo 164 domicílios

⁹ O efeito de borda afeta os fragmentos florestais através de condições bióticas e abióticas ocasionando respostas diretas (primárias), e outras indiretas, resultantes do gradiente ambiental surgido e das respostas primárias a este (Harper et al., 2005).

¹⁰ A importância geral do efeito de borda está relacionada ao tamanho e forma do fragmento, sendo que em fragmentos maiores as áreas relativas sob o efeito são menores (Laurance et al., 2011; Lazarotto et al., 2017).

urbanos e 436 domicílios rurais, com 518 e 1.547 pessoas, respectivamente, em uma média de 3,42 moradores por domicílio (IBGE, 2018).

Sobre a economia do município, ainda de acordo com a última pesquisa do IBGE (2018), a renda do PIB per capita foi de R\$ 22.561,42, sendo a atividade agropecuária de maior expressão, envolvendo principalmente a produção de leite de vaca, cultivos em lavouras permanentes (amora, banana, laranja e uva) e temporárias (abacaxi, abóbora, alho, amendoim, aveia branca, batata-inglesa, cana-de-açúcar, cana-de-açúcar forrageira, cebola, feijão, fumo, mandioca, melancia, milho e milho forrageiro), e também silvicultura, produção de mel e pesca (IBGE, 2018). Como exemplos, a quantidade de leite produzida foi de 6.660 (x1000) litros com valor de produção de R\$ 7.992,00 (x1000), de extração vegetal pela silvicultura- carvão vegetal foi de 1.165 toneladas com valor de produção de R\$ 932,00 (x1000); lenha de 7.700 m³ com valor de produção de R\$ 262,00 (x1000) e madeira em tora de 57.000 m³ com valor de produção de R\$ 5.725,00 (x1000), e a produção de mel foi de 16.000 kg com valor de produção de R\$ 224,00 (x1000).

Do total da área do município (23.000 hectares), 12.803 hectares são ocupados por estabelecimentos agropecuários, totalizando 449 estabelecimentos, dos quais 313 são voltados para a produção de leite à base de pasto, com 7.163 cabeças, sendo 63 estabelecimentos com pastagens naturais, 298 com pastagens plantadas e em boas condições e 06 com pastagens plantadas e em más condições (IBGE, 2018). Ainda, importante ressaltar, são 381 estabelecimentos com monoculturas arbóreas (3.730 hectares de eucalipto e 610 de pinus); 20 estabelecimentos com lavouras permanentes e 294 com lavouras temporárias (IBGE, 2018). Em relação às matas e florestas, 164 estabelecimentos contêm área de floresta natural e 393 com naturais de Área de Preservação Permanente e Reserva Legal (IBGE, 2018).

Quanto ao sistema de preparo do solo, 120 estabelecimentos fazem cultivo convencional, 81 fazem cultivo mínimo e 449 fazem plantio direto na palha, e 36 estabelecimentos contêm sistema agroflorestal (área cultivada com espécies arbóreas, lavoura e pastagem) (IBGE, 2018). Ainda sobre a utilização das terras, 78 estabelecimentos receberam assistência técnica e 371 não receberam; 244 estabelecimentos utilizaram agrotóxicos e 205 não utilizaram, e 65 estabelecimentos obtiveram financiamentos e empréstimos e 384 não obtiveram (IBGE, 2018).

A agricultura brasileira se destaca entre as maiores do mundo e representa uma fonte de alimentos e de matéria prima para muitos países, nela estão presentes diversos modos de fazer agricultura, entre os quais a produção agrícola familiar é encontrada em extensas e

importantes regiões do Brasil (Delgado e Bergamasco, 2017). Agricultores familiares compreendem unidades de trabalho e produção, que em geral trabalham em uma pequena área de terra, quase sempre de propriedade privada, por meio da qual retiram para alimentar a própria família, mas também para vender, comprar, intercambiar e acumular (Schneider, 2016).

Dados sobre a agricultura familiar no Brasil, de acordo com o último Censo Agropecuário 2017-2018 pelo IBGE, revelam que 76,8% dos 5,073 milhões de estabelecimentos rurais no Brasil foram caracterizados como pertencentes à agricultura familiar, conforme estabelecido pelo Decreto Federal 9.064/2017. Em termos de valor de produção, os dados indicam que a produção da agricultura familiar gerou receita de 106,5 bilhões, 23% do total, com participação significativa na maioria dos produtos hortifrutigranjeiros (IBGE, 2018). Com destaque na produção de alguns alimentos em relação ao total produzido no país: feijão em 23,1%; mandioca em 69,6%; café em grão em 37,8%; banana em 48,5%; abacaxi em 67,1%; açaí em 78,7%; alface em 64,4%; pimentão em 70,8%, leite de vaca em 64,2% e ovos em 12,4% (IBGE, 2018).

Em extensão de área, a agricultura familiar ocupava no período do Censo Agropecuário de 2017-2018, 80,9 milhões de hectares, o que representa 23% da área total dos estabelecimentos agropecuários brasileiros (MAPA, 2019). Conforme a mesma pesquisa do período, a agricultura familiar empregava mais de 10 milhões de pessoas em setembro de 2017, o que representa 67% do total de pessoas ocupadas na agropecuária (MAPA, 2019). No estado de Santa Catarina, a agricultura familiar, de acordo com o Censo Agropecuário 2017-2018, correspondeu a 78% das propriedades rurais, ocupando 364 mil pessoas e 2,45 milhões de hectares cultivados, e o valor da sua produção sendo o quinto maior do Brasil, em R\$ 10,38 bilhões (SAR/SC, 2019; IBGE, 2018). Dos 143 mil estabelecimentos agropecuários de agricultura familiar em Santa Catarina, 2.921 são voltados para a produção orgânica (SAR/SC, 2019). A agricultura familiar é uma das marcas registradas de Santa Catarina, tendo uma grande importância para a economia do estado (SAR/SC, 2019).

O município de Santa Rosa de Lima, e outros em torno, fazem parte da região Encostas da Serra Geral, e do corredor ecológico situado entre o Parque Nacional de São Joaquim e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (Macedo, 2012; Walkowskiet al., 2017). O espaço ocupado pelo território das Encostas da Serra tem sua estrutura fundiária baseada na agricultura familiar (Cabral, 2004; Walkowski et al., 2017). Em função de mudanças no

contexto sociopolítico e econômico, a partir de 1980, aconteceram demandas que acabaram resultando em um projeto de desenvolvimento territorial e uma rede cooperada de organizações (Walkowski et al., 2017). Esta iniciativa foi impulsionada pelos movimentos migratórios na década de 90 de agricultores para centros urbanos, devido à crise da fuminicultura e suinocultura na Encosta da Serra (Orofino, 2011; Cabral, 2004).

A Associação dos Agricultores Ecológicos das Encostas da Serra Geral (AGRECO) criada em 1996, tem buscado novas alternativas para a região das Encostas da Serra, especialmente para a continuidade de uma agricultura de base familiar; abrangendo atualmente os municípios de Santa Rosa de Lima, Gravatal, Rio Fortuna, Anitápolis, Imaruí e Grão Pará (Orofino, 2011). A realidade começou a mudar positivamente para os agricultores de Santa Rosa de Lima com a criação da AGRECO, surgindo uma nova perspectiva para aqueles que permaneceram na região e passando a ser reconhecida como inovadora por pessoas de outras partes do estado e do país (Guzzatti, 2010). Dessa forma, criou-se a possibilidade de gerar renda a partir da oferta de serviços e estruturas de apoio a visitantes, e então o agroturismo agroecológico aparece como uma importante oportunidade de trabalho e renda para os agricultores (Guzzatti, 2010; Orofino, 2011; Cabral, 2004).

Neste contexto, o projeto Acolhida na Colônia surgiu no Brasil em 1999, sendo uma associação composta por aproximadamente 200 famílias de agricultores, integrada à Rede *Accueil Paysan* atuante na França desde 1987, e tendo como proposta valorizar o modo de vida no campo através do agroturismo agroecológico (Acolhida na Colônia, 2020). E assim, Santa Rosa de Lima fez parte do projeto a partir de um movimento coordenado pela AGRECO, em função da resistência dos agricultores familiares que desejavam permanecer em suas terras, apoiados por um grupo de pesquisadores e técnicos da UFSC comprometidos com agroecologia (Walkowski et al., 2017; Guzzatti, 2010).

Santa Rosa de Lima é historicamente o centro em que surgiram e se estabeleceram parcerias que culminaram em iniciativas para o desenvolvimento rural sustentável e produção agroecológica de alimentos em Santa Catarina (Orofino, 2011). A AGRECO, envolvendo as pequenas agroindústrias rurais familiares em rede, o agroturismo, e a certificação por auditoria dos produtos orgânicos feita pela ECOCERT- Brasil (Organismo de inspeção e certificação) se constitui em polo irradiador de inovação relacionada à gestão sustentável da paisagem rural da agricultura familiar (Orofino, 2011; Müller, 2001; Cabral, 2004; Gelbcke, 2006).

3.8 FLORESTAS PLANTADAS OU MONOCULTURAS ARBÓREAS?

Segundo o Serviço Florestal Brasileiro (SNIF, 2019):

O Serviço Florestal Brasileiro, no desenvolvimento de seus trabalhos e na elaboração dos relatórios nacionais e internacionais sobre os recursos florestais do país, **tem considerado como floresta as tipologias de vegetação lenhosa que mais se aproximam da definição de florestas da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), sendo que estas correspondem às seguintes categorias de vegetação do Sistema de classificação do IBGE: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Ombrófila Mista; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; Campinarana (florestada e arborizada); Savana (florestada e arborizada) - Cerradão e Campo-Cerrado; Savana Estépica (florestada e arborizada) - Caatinga arbórea; Estepe (arborizada); Vegetação com influência marinha, fluviomarinha, fluvial e ou lacustre (arbóreas) - Restinga, Manguezal e Palmeiral; Vegetação remanescente em contatos em que pelo menos uma formação seja florestal; Vegetação secundária em áreas florestais; e Reflorestamento.**

O conceito da FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) considera florestas como áreas medindo mais de 0,5 ha com árvores maiores que 5 metros de altura e cobertura de copa superior a 10%, ou árvores capazes de alcançar estes parâmetros *in situ* (SNIF, 2019; FRA, 2015). Assim, o SNIF, como supracitado, considera reflorestamento como floresta sem especificar em que tipo de vegetação se limita, podendo ser de espécies nativas e/ou exóticas. Observa-se no Brasil uma tendência de expansão de reflorestamento com eucalipto, paralelamente ao aumento da produção de celulose, sendo que no período de 2002-2014 passou de 8,0 para 16,4 milhões de toneladas/ano (ABRAF, 2013; Pires Luiz et al., 2019).

No contexto histórico do Brasil sobre a silvicultura e expansão do eucalipto, Edmundo Navarro de Andrade, no início do século XX, por meio de suas pesquisas e publicações, constituiu uma epistemologia no chamado pensamento florestal brasileiro. Este passou a incluir as grandes plantações industriais e de monoculturas homogêneas no campo conceitual das florestas (Da Silva, 2018). Sendo considerado por seus críticos um grande reducionismo que veio a enfraquecer o conceito de floresta (Barcelos, 2010; Da Silva, 2018).

Edmundo Navarro de Andrade é considerado o pai da silvicultura nacional e uma das maiores autoridades do pensamento florestal do país, principalmente pelos resultados alcançados no Serviço Florestal da Companhia Paulista, por volta de 1904. Seus experimentos abriram um terreno fértil para a propagação das plantações homogêneas em larga escala e deram à elite modernizante do país, da qual fazia parte, os elementos fundamentais para consolidar a ideia de florestas produtivas ou florestas plantadas (BARCELOS, 2010, p. 74).

Dessa forma, tal conceituação acaba considerando a monocultura de eucalipto ou as chamadas florestas plantadas como floresta, o que pode contribuir para formar a ideia de que este tipo cultivo provê serviços ecossistêmicos assim como de uma floresta de vegetação nativa. Tendo em vista a larga escala em que o eucalipto vem sendo cultivado para atender, quase que exclusivamente, ao setor industrial da produção de *commodities* de celulose (IBA, 2019), é contraditório que a FAO considere tal cultivo como floresta sem levar em conta aspectos ambientais importantes que faz parte deste tipo de ecossistema, como regulação do clima, ciclagem de nutrientes, abrigo e reprodução de espécies de fauna e flora nativas, fluxos gênicos, entre tantos outros processos ecológicos (Díaz et al, 2019; MEA, 2005).

Em países com grandes estoques florestais, como o caso do Brasil, existe um forte incentivo para se especializar em atividades que envolvem desmatamento, como por exemplo, o cultivo de monoculturas arbóreas, uma vez que o recurso é abundante (Lebloiset al., 2016). A perda e a degradação da vegetação natural reduzem a precipitação na filtragem e no escoamento, o que promove a erosão do solo e tem um impacto negativo na recarga das águas subterrâneas (Conacher e Sala, 1998; MEA, 2005; Renóet al., 2016). Além disso, a cobertura vegetal natural está altamente correlacionada com o balanço hídrico e a regulação climática regional (Feddemae et al., 2005; Pielke, 2005; Da Silva, 2019).

A monocultura de eucalipto, apesar de sua importância econômica, precisa ser monitorada, rearranjada e promovida através de plantios de manejo mais sustentáveis, a fim de se controlar a perda de solos por erosão e perda de serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisão (Da Cruz, 2016; De Vecchi e Magalhães Júnior, 2018; Godedet al., 2019; Moledo et al., 2016). Muitas vezes a monocultura de eucalipto é vista como eficiente cobertura vegetal, fato derivado de sua homogeneidade e densidade de cobertura (IBA, 2019), mas nem sempre apresentam adequada proteção do solo (Salgado e Júnior, 2006; Moledo et al., 2016; Luiz et al., 2019), e, sobretudo, não podem substituir ou promover os mesmos recursos e serviços ecossistêmicos das florestas nativas (Goded et al., 2019). As decisões de uso da terra, portanto, têm consequências para a estrutura e função dos ecossistemas e afetam bens e serviços ambientais (Díaz et al., 2019).

REFERÊNCIAS

ACR (2020). Associação Catarinense de Empresas Florestais. <https://www.acr.org.br/>

Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF). Anuário estatístico ABRAF 2013 - ano base 2012. Brasília: ABRAF, 2013. 142 p.

Avaliação Ecológica do Milênio (2005). MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Washington, D.C.: Island Press, 2005. v. 1

Barbosa, R.A.; De Oliveira, M.L.R.; Vilela, K. de Fátima; Roque, M.B. (2019). Expansão da monocultura de eucalipto das indústrias de papel e celulose: uma arena de conflitos ambientais. Revista Polêmica, v. 19, n. 1, 69-90. <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/polemica/article/view/46671/31146>

Barcelos, Eduardo Álvares da Silva. (2010). A espacialidade das plantações arbóreas e a integração agroindustrial – o Programa Produtor Florestal e seus (im) pactos na agricultura capixaba. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Becker, B. K. (2009). Amazônia: geopolítica na virada do III milênio: 1. ed. Garamond. Rio de Janeiro.

Bené, C.; Oosterveer, P. Lamotte, L.; Brouwer, I.D.; Haan, S.; Prager, S.D.; Talsma, E.F.; Khoury, C.K. (2019). When food systems meet sustainability- Current narratives and implications for actions. World Development, v. 113, 116-130. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X18303115>

Brasil (2014). Decreto nº 8.375, de 11 de dezembro de 2014. Governo Federal. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2014/decreto/d8375.htm

Cabral, Diogo de Carvalho e Cesco, Susana. Notas para uma história da exploração madeireira na mata atlântica do sul-sudeste. Ambiente e Sociedade, v. 11, 33-48. <https://www.redalyc.org/pdf/317/31711104.pdf>

Carbone, A. S.; Coutinho, S. M. V.; Fernandes, V.; Junior, A. P. (2020). Serviços Ecológicos no planejamento integrado do território metropolitano: oferta, demanda e pressões sobre a previsão de água na região metropolitana de Curitiba. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v. 55, 381-400. http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/705/556

Cepa (2018). Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola do estado de Santa Catarina. Infoagro 2018 <https://www.infoagro.sc.gov.br/index.php/safra/producao-florestal>

Coelho, A. dos Santos; De Toledo, P.M.; Vieira, I.C.G.; Do Canto, O.; Adami, M.; Gomes, A.R.; Narvaes, I.S. (2018). Impactos das mudanças de uso da terra nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no nordeste do estado do Pará, Brasil. Cien. Nat., v. 13, 107-120. [http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv13n1_2018/impactos\(coelho\).pdf](http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv13n1_2018/impactos(coelho).pdf)

Conacher, AJ & Sala, M. (1998). Degradação da terra em ambientes mediterrâneos do mundo: natureza e extensão, causas e soluções. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.

Cooper, R. G., & Edgett, S. J. (2008). Maximizing productivity in production innovation. *Research Technology Management*, 51(2), 47-58. <http://dx.doi.org/10.1080/08956308.2008.11657495>.

Costa, A.; Galvão, A.; Da Silva, L.G. (2019). Mata Atlântica brasileira: análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotpot para a conservação da biodiversidade. *Revista Geomae*, v. 10, 112-123. http://www.fecilcam.br/revista/index.php/geomae/article/viewFile/415/pdf_342

Da Costa, H.F.; Amorim, A.T.; Sacramento, B.H.; De Sousa, J.A.P.; Lourenço, R.W. (2019). Avaliação da capacidade de uso da terra por meio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2019/09.10.16.35/doc/97453.pdf>

Da Cruz, Mailane Junkesraizer. (2016). À sombra dos eucaliptos: impactos socioambientais e dinâmicas sociais no município de Imbaú, Paraná. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Rural, Porto Alegre/RS. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/172602/001056247.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Da Silva, Emília Pereira Fernandes. (2019). Metamorfose da Chapada: monocultura do eucalipto e monopólio da água em tomadas de terras no Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Território. <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/33739/6/Metamorfose%20da%20Chapada%20%20monocultura%20de%20eucalipto%20e%20c3%a1%20gua%20em%20tomadas%20de%20terras%20no%20Alto%20Jequitinhonha%20Minas%20Gerais.pdf>

Da Silva, T.L. (2018). A apropriação capitalista da silvicultura no Brasil e sua lógica de produção do espaço. *Revista Terra Livre*, v. 1., n. 50. <http://agb.org.br/publicacoes/index.php/terralivre/article/view/1447/1387>.

De Moura, Adriana Maria Magalhães (2016). Contribuição da certificação de florestas para o cumprimento da legislação florestal no Brasil. *Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei*, Cap. 13, 19 p. <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9233/1/Contribui%C3%A7%C3%A3o%20da%20certifica%C3%A7%C3%A3o.pdf>

De Oliveira Claro, P.B.; Claro, P.D.; Amâncio, R. (2008). Entendendo o conceito de sustentabilidade nas organizações. *Revista RAUSP*, v. 43, 289-300. <https://www.redalyc.org/pdf/2234/223417504001.pdf>

De Vecchi, A.; Magalhães Júnior, C.A.O. (2018). Aspectos positivos e negativos da cultura do eucalipto e os efeitos ambientais no seu cultivo. *Revista Valore, Volta Redonda*, 3, p. 495-507. <https://revistavalore.emnuvens.com.br/valore/article/view/101/117>.

Díaz, S.; Settele, J.; Brondizio, E.; Ngo, H. T.; Guèze, M.; Agard, J.; Arneeth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.; Butchart, S.; Chan, K.; Garibaldi, L.; Ichii, K.; Liu, J.; Subramanian, S. M.; Midgley, G.; Miloslavich, P.; Molnár, Z.; Obura, D.; Pfaff, A.; Polasky, S.; Purvis, A.; Razzaque, J.; Reyers, B. (2019). Resumo para os formuladores de políticas do Relatório de Avaliação Global sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos da Plataforma

Intergovernamental de Políticas Científicas sobre serviços de biodiversidade e ecossistemas. <https://ipbes.net/assessment-reports/americas>

Ehrenfeld, J. R. (2008). Sustainability needs to be attained, not managed. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, 4(2), 1-11

Embrapa (2018). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (MAPA). Florestas e Silvicultura, Gestão Estratégica. <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/39865862/mapa-lanca-plano-nacional-de-desenvolvimento-de-florestas-plantadas>

Embrapa (2019). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (MAPA). Sobre o Eucalipto. Transferência de Tecnologia Florestal. <https://www.embrapa.br/florestas/transferencia-de-tecnologia/eucalipto/tema>

Epagri (2014). Cultivo de eucalipto em pequenas propriedades. <https://www.youtube.com/watch?v=ttpfKInaJQ8>

FAO (2009). U. How to Feed the World in 2050. Rome: High-Level Expert Forum, 2009.

Farrell, P. J. O.; Anderson, P. M. L. (2010). Sustainable multifunctional landscapes : a review to implementation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 2, n. 1–2, p. 59–65.

Feddema, J.J., Oleson, K.W., Bonan, G.B., Mearns, L.O., Buja, L.E., Meehl, G.A. (2005). The importance of changing land cover in future climate simulation. *Science*, 310 (5754), 1674-1678.

Foelkel, Celso Edmundo Bochetti. (2005). Eucalipto no Brasil, história de pioneirismo. *Revista Visão Agrícola*, n. 4. <https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/va04-florestas-plantadas03.pdf>

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R. Stuart, F. (2005). Global consequences of land use. *Science*, v. 309, 570-574. <https://science.sciencemag.org/content/309/5734/570.abstract>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, pp. 337-342

Forest Resources Assessment Working Paper- FRA. Terms and Definitions, 2015. <http://www.fao.org/3/ap862e/ap862e00.pdf>.

Forman, R.T.T. (1997). *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

Foster, D. R. Insights from historical geography to ecology and conservation: lessons from the New England landscape. *Journal of Biogeography*, Oxford, v. 29, n. 10-11, p. 1269-1275.

Goded, S.; Ekroos, J.; Domínguez, J.; Azcárate, J.G.; Guitián, J.A.; Smith, H.G. (2019). Efeitos das plantações de eucalipto na riqueza e composição de espécies de aves e ervas no

noroeste da Espanha. *Ecologia Global e Conservação*, v. 19. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419300691>

Gonçalves, Albenir Querubim (2018). Análise: Decreto define política agrícola para florestas plantadas. <https://observatorioflorestal.org.br/analise-decreto-define-politica-agricola-para-florestas-plantadas/>

Gonçalves, R.; De Castro, A.; Catapan, A.; Catapan, D.C. (2016). Uma discussão da sustentabilidade e inovação como variáveis para o crescimento e desenvolvimento econômico sustentável. *Braz. J. of Develop.*, v. 2, n. 1, 16-27. <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/8/5>

Harper, K.A.; et al. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, 768-782.

Higa, R.C.V.; Mora, A.L.; Higa, A.R. (2000). Plantio de eucalipto na pequena propriedade rural. *Embrapa Florestas*, documentos 56, 31 p. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/290994/1/doc54.pdf>

IBÁ (2017). Indústria Brasileira de Árvores. Certificação. <https://iba.org/certificacao>

IBÁ- Indústria Brasileira de Árvores (2019). Relatório 2019. <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>

INPE (2019). SOS Mata Atlântica e INPE lançam novos dados do Atlas do bioma. http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5115

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE) 2006. Censo Agropecuário. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9827-censo-agropecuario.html?=&t=o-que-e>

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE) 2017. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017>

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE) 2020. As Florestas Plantadas, Painel Interativo. <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/conservacao-das-florestas/86-florestas-e-recursos-florestais/452-painel-interativo-1a?tipo=tableau&modal=1>

Jacobi, P.R.; Giatti, L.L.; Da Silva Júnior, R.D.; Côrtes, P.L.; Turra, A.; Lauda-Rodriguez, Z.L.; Milz, B. (2019). Editorial nº 3/2019 Amazônia ameaçada. *Ambiente e Sociedade*, v. 22, São Paulo. https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414753X2019000100203&script=sci_arttext&tlng=pt.

Joly, C.A.; et al. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservations initiatives. *Tansley review*, 459-459.

Kronemberger, D. M. P.; Junior, J.; Nascimento, J. S. D.; Collares, J. E. R.; Silva, L. D. (2008). Desenvolvimento sustentável no Brasil: uma análise a partir da aplicação do barômetro da

sustentabilidade. Sociedade & Natureza, v.

20. https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132008000100002

Landis, Douglas A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, v. 18, 1-

12. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179116300950>

Laurance, W.F. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, v. 13, 595-602.

Laurance, W.F.; et al. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: a 32 year investigation. *Biological Conservation*, v. 144, 56-67.

Laws, Bill. (2013). 50 plantas que mudaram o rumo da história. Sextante (livro), 224 p.

Lazarotto, L.M.V.; Teston, G.L.; Oliveira, A.D. (2017). Avaliação do efeito de borda em floresta ombrófila mista: parâmetros fitossociológicos da sinúsia arbórea. PPGCiAmb, Universidade de Passo

Fundo/RS. <https://www.upf.br/uploads/Conteudo/forumbiodiversidade/ANAIS%20IV%20FRCB%202018%20-%20OK.pdf#page=42>

Leblois, A.; Damette, O.; Wolfersberger (2017). What has driven deforestation in developing countries since the 2000s? Evidence from new remote-sensing data. *World Development*, v. 92, 82-

102. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X16305411?via%3Dihub>

Lefroy, E.C. (2001). Applying ecological principles to the re-design of agricultural landscapes. Proceedings of 10th Australian agronomy conference 2001, Hobart, Australia.

Lepsch, I.F. (1991). Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. SBCS, Campinas, 175pp.

Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J.P.; Hector, A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294, pp. 804-808.

Luiz, C. H. P.; Faria, S. D.; Escada, M. I. (2019). Modelagem da expansão do reflorestamento com eucalipto e efeitos na estrutura da paisagem. Mercator (Fortaleza), v.

18. https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-22012019000100215

MA. Ecosystems and Human Well-being. (2003). Washington: Island Press.

MAPA (2014). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Governo Federal,

Decreto 8.375/2014. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/camaras-setoriais-tematicas/documentos/camaras-setoriais/florestas-plantadas/anos-anteriores/politica-agricola-para-florestas-plantadas-26.pdf>

Marioka, S.N.; Iritani, D.R.; Ometto, A.R.; De Carvalho, M.M. (2018). Revisão sistemática da literatura sobre medição de desempenho de sustentabilidade corporativa: uma discussão sobre contribuições a lacunas. *Gestão e Produção*, v. 25, n.

2. https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0104-530X2018005007001&script=sci_arttext

Matos, Alan Kardec Veloso (2011). *Revolução verde, biotecnologia e tecnologias alternativas*. Cadernos da Fucamp, v. 10, n.

12. <http://www.fucamp.edu.br/editora/index.php/cadernos/article/view/134>

Mauss, C.V.; De Magalhães, J.M.; De Souza, M.A. (2007). A gestão estratégica de custos como instrumento para redução do *trade-off* entre custo e diferenciação baseada na flexibilidade. *Associação Brasileira de Custos*, v. 2, 97-

124. <https://abcustos.emnuvens.com.br/abcustos/article/view/23/461>

Mawhinney, M. *Desenvolvimento Sustentável: uma introdução ao debate ecológico*. São Paulo: Edições Loyola, 2005. 231 p.

Mazer, Guilherme Pedrollo (2018). *Avanço do agronegócio florestal no território Caminhos do Tibagi*. Dissertação (mestrado), UFFS, 117

p. <https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/2674/1/MAZER.pdf>

Mikhailova, Irina. (2004). Sustentabilidade: evolução dos conceitos teóricos e os problemas da mensuração prática. *Revista Economia e Desenvolvimento*, UFSM, n.

16. <https://periodicos.ufsm.br/eed/article/view/3442>

MMA (2020). Ministério do Meio Ambiente, Governo Federal. *Mata*

Atlântica. https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento

Moledo, J.C.; Saad, A.R.; Dalmas, F.B.; Arruda, R.O.M.; Casado, F. (2016). Impactos ambientais relativos à silvicultura de eucalipto: uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. São Paulo, UNESP, *Geociências*, v. 35, n. 34, p. 512-530. <http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9968>.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca G.A.B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

Oliveira, R.R. (1998). Processos naturais e antrópicos na evolução da paisagem florestal em regiões tropicais. *Revista PPG*, RJ, v. 2.

Oliver, T.H.; Heard, M.S.; Isaac, N.J.B.; Roy, D.B.; Procter, D.; Eigenbrod, F. (2015).

Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (2015), pp. 673-684

ONU/Brasil (2020). Organização das Nações Unidas/Brasil. Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>

Ozório, J.M.B.; Rosset, J.S.; Schiavo, J.A.; Panachuki, E.; Souza, C.B.S.; Menezes, R.S.; Ximenes, T.S.; Castilho, S.C.P.; Marra, L.M. (2019). Estoque de carbono e agregação do solo sob fragmentos florestais nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. *RBCIAMB*, n. 53, 97-116.

Pielke, R.A. (2005). Land use and climate change. *Science*, 310 (5795), 1625-1626.

Pires Luiz, CH.; Faria, S.D.; Escada, M.I. (2019). Modelagem da expansão do reflorestamento com eucalipto e efeitos na estrutura da paisagem. Mercator, Fortaleza, v.8.

<https://www.scielo.br/pdf/mercator/v18/1984-2201-mercator-18-e18019.pdf>.

Pirolí, E.L. (2002). Geoprocessamento na Determinação da Capacidade e Avaliação do Uso da Terra do Município de Botucatu - SP, Botucatu. 108f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Ramus, Catherine A.; Montiel, Ivan (2005). When are corporate environmental policies a form of greenwashing? *Business*

& Society. <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0007650305278120>

Renó, V.; Novo, E.; Escada, M. (2016). Fragmentação florestal na planície de inundação do Baixo Amazonas: implicações para a biodiversidade e a prestação de serviços ecossistêmicos às populações ribeirinhas. *Remote Sens.* <https://www.mdpi.com/2072-4292/8/11/886/htm>.

Ribeiro, M.C.; et al. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, 1141-1153.

Ricketts, T. (2001). The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, v. 158, 98-99.

RIO+20 (2012). Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável. Sobre a Rio+20. http://www.rio20.gov.br/sobre_a_rio_mais_20.html

Robertson, G.P. (2015). A Sustainable Agriculture? *Daedalus*, 144, pp. 76-89

Saes, Beatriz Macchione e Romeiro, Ademar Ribeiro (2018). O debate metodológico na economia ecológica: indefinição ou pluralismo? *Nova Economia*, v. 28, n.

1. <https://revistas.face.ufmg.br/index.php/novaeconomia/article/view/2690>

Salgado, A. A. R. e Júnior, A. P. M. (2006). Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. *Revista*

Geografias. <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13194>

SAR (2019). Secretaria de Estado da Agricultura, da Pesca e do Desenvolvimento Rural, *Faturamento do setor florestal*. <https://www.agricultura.sc.gov.br/index.php/noticias/937-setor-florestal-tem-faturamento-que-passa-de-r-1-38-bilhao-em-2018>

Sartori, Roberto Scorsatto; Bacha, Carlos Jose Caetano (2007). A evolução da certificação florestal no Brasil. Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural- SOBER, USP. <https://repositorio.usp.br/single.php?id=001617414>

Siche, R.; Agistinha, F.; Ortega, E.; Romeiro, A. (2007). Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambient. Soc.* v. 10, n.

2. https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2007000200009&script=sci_arttext

Silva, Felipe Andrade (2018). Proposição de metodologia em suporte à avaliação do impacto do uso e ocupação do solo na desconformidade da qualidade da água em pequenas e microbacias hidrográficas rurais. Dissertação (mestrado),

UFES. <http://200.137.65.30/handle/10/10682>

Silva, J.M.C.; Uhl, C.C.; Murray, G. (1996). Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology*, v. 10, 491-503.

Sistema Nacional de Informações Florestais- SNIF. Definição de Floresta,

2019. <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/conhecendo-sobre-florestas/167-definicao-de-floresta>.

SNIF (2016). Sistema Nacional de Informações Florestais. Certificação Florestal.

<http://snif.florestal.gov.br/pt-br/certificacao-florestal>

SOS Mata Atlântica (2020). <https://www.sosma.org.br/sobre/quem-somos/>

Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, I.; Bennett, E.M. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, p. 347.

Stoate, C.; Baldi, A.; Beja, P.; Boatman, N.D.; Herzog, I.; Doorn, A. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91, pp. 22-46

Torelli, R.; Balluchi, F.; Lazzini, A. (2019). Greenwashing and environmental communication: Effects on stakeholders' perceptions. *Business Strategy and Environment*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/bse.2373>

Tscharntke, T.; Clough, Y.; Wanger, T.C.; Jackson, L.; Motzke, I.; Perfecto, I. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151, pp. 53-59

Veldkamp, A.; Lambin, E.F. (2001). Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 85, 1-

6. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901001992>

Williams, J.; Gascoigne, H. (2003). Redesign of plant production systems for Australian landscapes. Proceedings of the 11th Australian agronomy conference, solutions for a better environment, Australian Society of Agronomy, Geelong, Victoria.

4 ARTIGO

A *EUCALIPTIZAÇÃO* DA CAPITAL CATARINENSE DA AGROECOLOGIA: UMA ANÁLISE DA EXPANSÃO DOS MONOCULTIVOS DE EUCALIPTOS EM SANTA ROSA DE LIMA NO SUL DO BRASIL

LANDSCAPE *EUCALIPTIZATION* OF SANTA CATARINA'S CAPITAL OF AGROECOLOGY: AN ANALYSIS OF THE EXPANSION OF EUCALYPTUS MONOCULTURES IN SANTA ROSA DE LIMA, SOUTHERN BRAZIL

RESUMO

A monocultura arbórea com espécies do gênero *Eucalyptus*, assim como as demais monoculturas agrícolas, vem transformando a paisagem rural no Brasil através da fragmentação dos ecossistemas, da perda de biodiversidade, e das funções e serviços ecossistêmicos. A resiliência dos biomas e a provisão dos serviços ecossistêmicos relacionados são essenciais para a qualidade de vida e para a própria atividade agrícola. O monitoramento do uso e cobertura da terra tem sido fundamental para reconhecer as dinâmicas das atividades antrópicas e para estabelecer medidas de mitigação de impactos, e de gestão dos recursos naturais. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o avanço dos monocultivos de eucalipto no município de Santa Rosa de Lima/SC, a capital catarinense da agroecologia. Para tanto, foi realizada a análise das mudanças do uso e ocupação do solo com a utilização de mapas da Plataforma Mapbiomas em 2000, 2008 e 2017. A parametrização dos algoritmos e a organização das etapas de processamento foi realizada com as 556 cartas de 1 x 1,50 (lat./long.) do IBGE. Os mapas extraídos da plataforma Mapbiomas foram convertidos para o formato Shapfile no programa QGis 3.4.14 no qual as áreas de uso e cobertura do solo foram extraídas e calculadas em hectares. As classes de uso e cobertura do solo avaliadas foram: culturas anuais e perenes; pastagem; formação florestal (floresta nativa), floresta plantada (monocultura arbórea), mosaico de agricultura e infraestrutura urbana. Através das avaliações temporais foi possível observar o avanço dos monocultivos de eucalipto nas propriedades da agricultura familiar, paralelo à redução de floresta nativa, pastagens e de outras classes de uso. Relacionando com demais estudos sobre os impactos

destes monocultivos e com dados de produção sobre o uso da terra no município, a análise apontou para um cenário preocupante devido o comprometimento das funções e serviços ecossistêmicos. Pôde-se concluir que o avanço dos monocultivos de eucalipto no município, além de provocar significativas mudanças na paisagem rural, pode impactar substancialmente os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação, provisão e cultural, comprometendo a qualidade de vida, a agricultura, o turismo rural, e o *status* municipal de Capital Catarinense da Agroecologia.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra; monoculturas arbóreas; florestas plantadas, serviços ecossistêmicos; Ecosta da Serra Catarinense, agricultura familiar.

4.1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade tem sido enaltecida como fator preponderante para a manutenção da vida no planeta (Joly et al., 2011, Goded et al., 2019). Além do valor intrínseco de cada espécie, seu conjunto, bem como as interações entre espécies e destas com o meio físico-químico, resultam em serviços ecossistêmicos, não só essenciais para agricultura, mas imprescindíveis para a qualidade de vida (Díaz et al., 2019). Esses serviços incluem regulação do clima, regulação da água, formação dos solos, controle da erosão, ciclagem de nutrientes, controle de pragas e polinização, entre outros (MEA, 2005). A capacidade dos ecossistemas de fornecer esses serviços essenciais é determinada por mudanças de aspectos socioeconômicos, especialmente o uso e cobertura da terra, biodiversidade, composição atmosférica e clima (Metzger et al., 2006; Renó et al, 2016). No entanto, o atual modelo de intensificação agrícola tem resultado em drásticas perdas da biodiversidade e das funções ecológicas, afetando os serviços ecossistêmicos diante das mudanças na paisagem (Landis, 2017).

Os agroecossistemas fornecem serviços de provisão como alimentos, fibras e bioenergia, que por sua vez dependem de serviços ecossistêmicos de suporte e regulação (Díaz et al, 2019; Renó et al, 2016, MEA, 2005). Entre estes se dá ênfase à polinização, formação do solo, serviços hidrológicos e regulação climática (Power, 2010). O uso de um serviço é sempre um equilíbrio entre oferta e demanda, sendo que a demanda excessiva ocasionada por mais controle humano, afeta e transforma a maioria dos ecossistemas naturais a fim de maximizar um único serviço, o de provisão (Burkhard e Maes, 2017).

A maximização dos serviços de provisão dos agroecossistemas tem reduzido substancialmente ou até eliminando alguns serviços ecossistêmicos de suporte e regulação, essenciais para a atividade agrícola (Power, 2010; Díaz et al., 2019). Os padrões de cobertura e uso do solo têm sido intensamente investigados à luz dos serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais, permitindo uma compreensão dos impactos e *trade-offs* para tomadas de decisão e implementação de políticas públicas (Pickard et al., 2017).

No Brasil, a pressão econômica tem se mostrado um dos principais motivadores da mudança no uso e cobertura da terra, afetando direta e indistintamente a “saúde” dos ambientes tropicais e subtropicais (Almeida et al., 2018). A análise das causas subjacentes destacou o desenvolvimento econômico, a pressão populacional e as instituições como importantes determinantes da perda da cobertura florestal nos trópicos e subtropicais (Leblois et al., 2017; Renó et al., 2016). Estimou-se que entre os anos de 2007-2016 23% das emissões globais de GEE causadas pelo homem provieram da agropecuária e da silvicultura (IPCC, 2019). Essa crise agrava-se com a intensificação do desmatamento nos últimos anos (Da Cruz, 2016, Renó et al., 2016; SOS Mata Atlântica, 2020) devido à desregulamentação, desmonte da estrutura de fiscalização e anuência informal dos governos ao uso intensivo dos ecossistemas sensíveis e protegidos (Jacobi et al., 2019). Hoje, a determinação de muitos setores em ampliar o cultivo das monoculturas arbóreas de eucalipto e da pecuária extensiva tem aumentado ainda mais as preocupações acerca de perspectivas de conservação das florestas e dos serviços ecossistêmicos associados (Fantini et al., 2017; Renó et al., 2016).

No caso da monocultura do eucalipto pode-se relacioná-la como parte das mudanças na paisagem rural no país (Da Silva, 2019). A espécie foi introduzida na América do Sul em meados do século XX, sendo que na época, os eucaliptos se expandiram rapidamente com grandes plantações ao longo das ferrovias brasileiras (Laws, 2013). Hoje no Brasil são quase 8 milhões de hectares com monocultivos arbóreos e mais da metade são de eucaliptos (IBA, 2019). Atualmente, o Brasil se destaca no comércio mundial como o maior exportador de celulose onde em 2018 aproximadamente 36% da área de monocultivos arbóreos estavam sob domínio das grandes corporações do segmento de celulose e papel, e 29% de proprietários independentes que investem na comercialização de madeira de eucalipto e pinus (IBA, 2019).

O Brasil tem 7,89 milhões de hectares de florestas plantadas, 75,2% destes são de eucalipto, com uma grande concentração nas regiões Sul e Sudeste (Bracelipa, 2009; IBA, 2019). O eucalipto é comumente tido como uma espécie promissora, pioneira para a produção

de madeira (Horák et al., 2019; Zhou et al., 2020). O apoio do estado, o alto potencial de produção de madeira em ciclos curtos, o baixo custo das mudas e o grande conhecimento agrônomo da espécie têm reduzido os custos de implantação e popularizado a atividade entre agricultores (Silva, 2017).

Apesar da atividade ter atraído os pequenos agricultores das Encostas da Serra Catarinense (Epagri, 2014), os monocultivos arbóreos trazem uma série de questionamentos que demandam por análises mais detalhadas. Entre as inquietações relacionadas à expansão das plantações de eucaliptos, o impacto ambiental e o comprometimento dos serviços ecossistêmicos essenciais à qualidade de vida e à atividade agrícola da região têm dominado o espectro (Schmitt Filho et al., 2013; Schmitt Filho e Farley, 2020). O município de Santa Rosa de Lima/SC, considerada a capital catarinense da agroecologia, vem, aparentemente, presenciando um crescente aumento das áreas ocupadas por monocultivos de eucalipto, mesmo no contexto da agricultura familiar agroecológica (Amazonas et al., 2016; Orofino, 2011, Walkowski et al., 2017). Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar detalhadamente o avanço da “eucaliptização” na paisagem de Santa Rosa de Lima/SC e analisar a problemática acerca do crescimento dessa atividade.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é o município de Santa Rosa de Lima (Figura 1), localizado no sudeste do estado de Santa Catarina, na região Sul do Brasil (28° 02' 27" Sul, 49° 07' 44" Oeste). Inserido na zona climática Subtropical Úmida (Cfa) apresenta precipitação anual de 1.400 a 1.600 mm (IBGE, 2015). Possui área de 23.000 hectares com relevo predominantemente muito acidentado, e altitude média de 240 metros acima do nível do mar (Amazonas et al., 2016). Situa-se no bioma Mata Atlântica e apresenta a Floresta Ombrófila Densa como fitofisionomia predominante, e com alguns fragmentos de Floresta Ombrófila Mista nas maiores altitudes (IBGE, 2018).



Figura 1 Mapa de localização do município de Santa Rosa de Lima no estado de Santa Catarina/Brasil.

4.3 MÉTODOS DE ANÁLISE

Para análise da transformação da paisagem de Santa Rosa de Lima, foi avaliada a mudança do uso e cobertura do solo entre 2000 e 2017. Foram utilizados mapas de uso e cobertura do solo elaborados pela Plataforma Mapbiomas (<https://mapbiomas.org>) referentes aos anos de 2000, 2008 e 2017. Os mapas desta plataforma são produzidos a partir da classificação pixel a pixel de imagens de satélites Landsat com resolução de 30 metros. O processo é realizado com algoritmos de aprendizagem de máquina por meio da plataforma Google Earth Engine. A parametrização dos algoritmos e a organização das etapas de processamento foram feitas baseadas nas 556 cartas de 1 x 1,50 (lat./long.) do IBGE.

Os mapas em formato raster, extraídos da plataforma Mapbiomas, foram convertidos para o formato *Shapefile* no programa QGis3.4.14. Neste programa, as áreas de uso e cobertura do solo foram extraídas e calculadas em hectares. As classes de uso e cobertura do solo utilizadas foram aquelas do Mapbiomas: culturas anuais e perenes (lavouras temporárias e permanentes), pastagem (voltadas para bovinocultura leiteira), formação florestal (floresta nativa), florestas plantadas (monocultura arbórea de eucalipto), mosaico de agricultura (pastagem, horticultura, fruticultura, e outros), infraestrutura urbana (área urbana de Santa Rosa de Lima), e outros que compreendem a áreas não-vegetadas e corpos d'água.

4.4 RESULTADOS

Foram constatadas mudanças significativas no uso e cobertura do solo no município de Santa Rosa de Lima (SC), evidenciando principalmente um notável crescimento da conversão de áreas destinadas às monoculturas arbóreas. Entre os anos de 2000 e 2008 observou-se um aumento de 84,85% na área plantada com monocultura de eucalipto. Já entre 2008 e 2017 a transformação da paisagem foi ainda mais intensificada com um aumento de 135,84% da área de eucalipto. Considerando todo o período avaliado da área plantada de monoculturas arbóreas, esta aumentou 335,96% entre 2000 e 2017 (Tabela 1). Em termos absolutos, entre os anos de 2000 a 2017 houve um aumento de 3.280 hectares da área de florestas plantadas (Tabela 1), um aumento absoluto de 14,26% do território do município (Tabela 2).

Tabela 1 Uso e cobertura do solo em Santa Rosa de Lima (SRL) entre os anos de 2000, 2008 e 2017 (hectares) com respectivas variações por período em percentual da série anterior.

Usos e cobertura do solo em SRL	2000 Área (ha)	2008 Área (ha)	Variação 2000-08 (%)	2017 Área (ha)	Variação 2008-17 (%)	Variação 2000-17 (%)
Agricultura	159,46	163,75	+2,69	205,04	+25,21	+28,58
Mosaicos Agrícolas	2193,46	2188,56	-0,22	1259,43	-42,45	-42,58
Floresta Nativa	15141,93	14007,05	-7,49	12197,23	-12,92	-19,44
Floresta Plantada	976,46	1805,03	+84,85	4257	+135,84	+335,96
Pastagem	2639,95	2837	+7,46	2223,46	-21,62	-15,77
Urbano	5,96	5,86	-1,67	6,25	+6,65	+4,86
Outros	1648,67	1752,75	+6,31	2703,95	+54,26	+64
Totais	23000	23000		23000		

O total de área destinada à agricultura no município variou 2,69% entre os anos 2000-08 e com maior variação entre 2008-17, de 25,21% (Tabela 1), sendo um aumento de 20% na série total (Tabela 2). Nota-se que, parte do aumento das áreas de agricultura e de floresta plantada, representadas em cor amarela e roxa, respectivamente, nos mapas (Figuras 2,3 e 4) foi em relação à redução das áreas de pastagem (cor laranja), entre os anos de 2008-17. A área total de pastagem no município teve aumento entre os anos 2000-08, numa

variação de 7,46%, e uma redução entre os anos de 2008-17 de -21,62% (Tabela 1). Em 2007 as pastagens ocupavam 9,7% do território do município (Tabela 2).

Tabela 2 Uso e cobertura do solo em Santa Rosa de Lima entre os anos de 2000, 2008 e 2017 em percentual da área total do município, 23.000 hectares.

Usos	2000 (%)	2008 (%)	2017 (%)
Agricultura	0,69	0,71	0,89
Mosaicos Agrícolas	9,54	9,51	5,47
Floresta Nativa	65,83	60,90	53,03
Floresta Plantada	4,24	7,85	18,05
Pastagem	11,48	12,33	9,7
Urbano	0,025	0,025	0,027
Outros	7,17	7,62	11,75
Totais	100	100	100

A área de mosaicos agrícolas teve uma pequena redução entre os anos de 2000-08, com variação de -0,22%, e uma expressiva redução entre os anos de 2008-17, com variação de -42,45%, comparando com as demais reduções de usos (Tabela 1). Totalizando 9,54% do território no ano de 2000 e passando a ser 5,47% em 2017 (Tabela 2). Nos mapas observa-se que as áreas de mosaicos agrícolas foram gradativamente substituídas principalmente por áreas de floresta plantada.

Em relação à área de floresta nativa, houve uma redução variando -7,49% entre os anos de 2000-08, e uma maior redução entre os anos de 2008-17 variando -12,92%, numa ordem absoluta de -19,44% (Tabela 1). No ano de 2000, a área de floresta nativa ocupava 65,83% do território, em 2008 60,9%, e em 2017 passou a ocupar 53,03% do território do município (Tabela 2). Houve redução das áreas de floresta nativa substituídas pelo aumento das áreas de monoculturas arbóreas. O mesmo padrão é observado nas áreas de pastagem (Figuras 2, 3 e 4).

A área urbana no município é pequena em relação ao total do território (23.000 hectares), no ano de 2000 tinha 5,96 hectares e em 2017 passou a ter 6,25 hectares (Tabela 1). Totalizando 0,027% do território em 2017 (Tabela 2). As áreas destinadas a outros usos

ocupavam 7,17% do território no ano de 2000 e passou a ocupar 11,75% no ano de 2017 (Tabela 2).

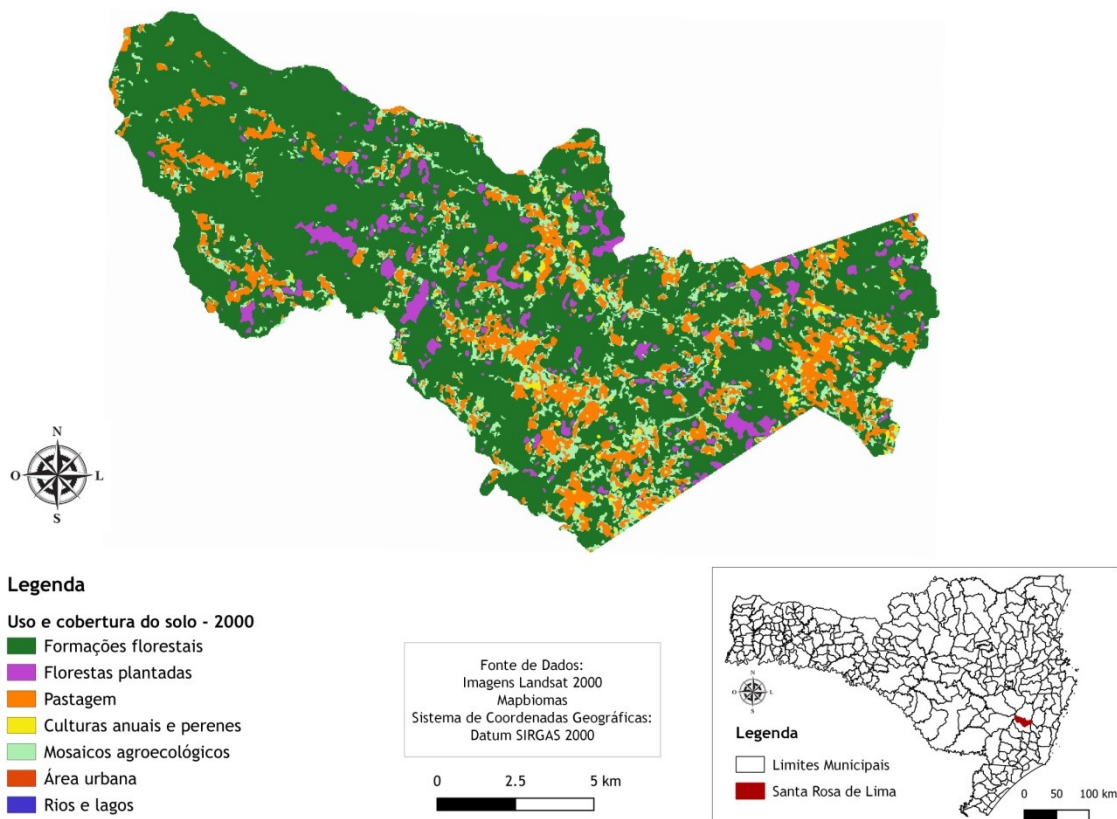


Figura 2 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2000.

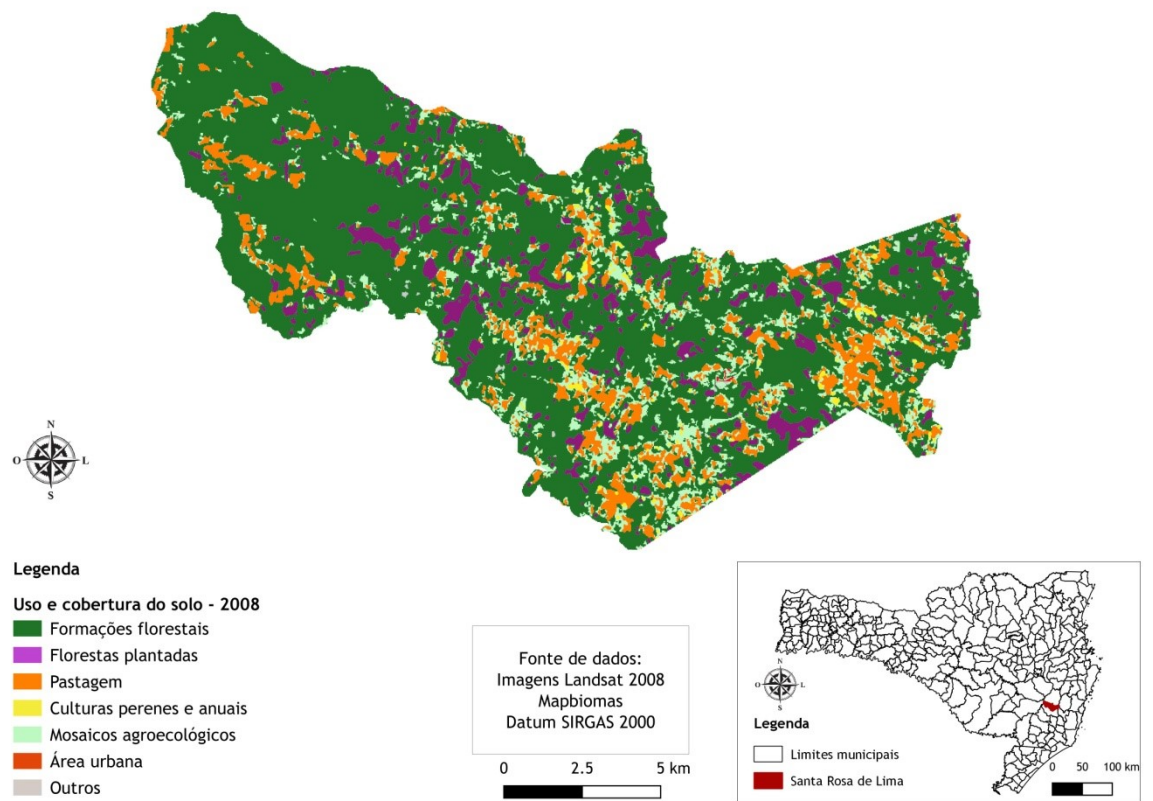


Figura 3 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2008.

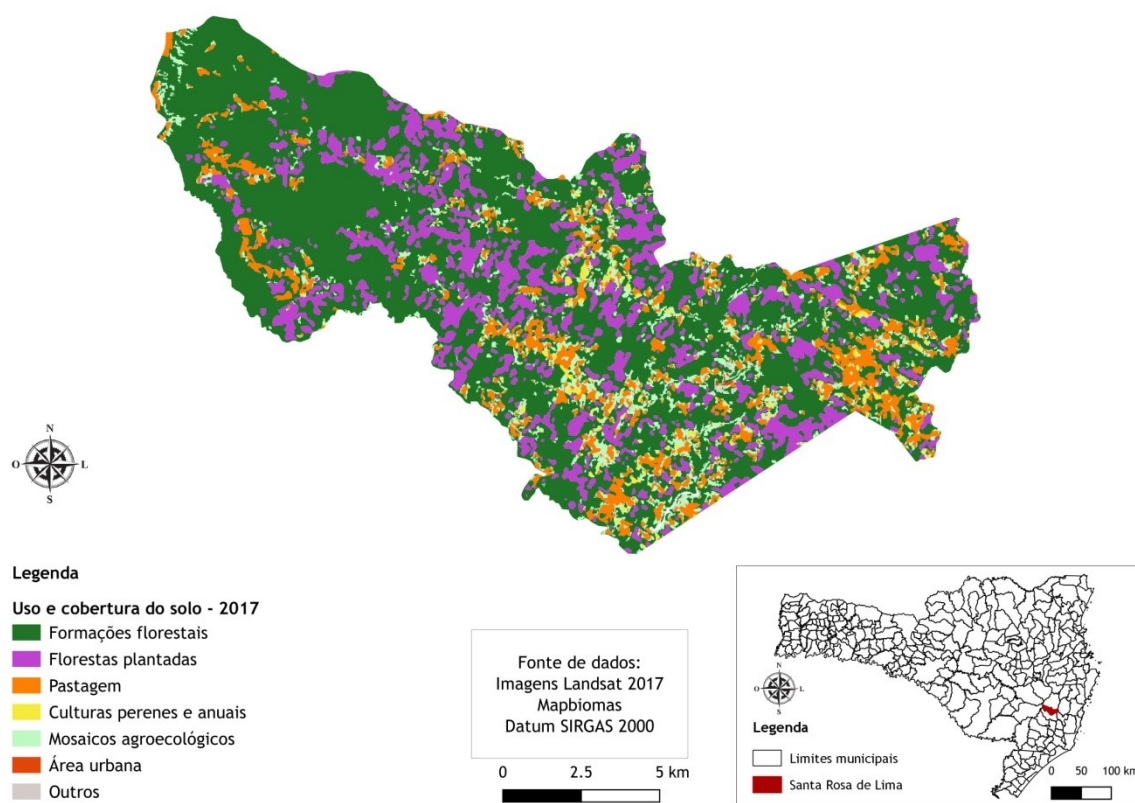


Figura 4 Mapa uso e cobertura do solo do município de Santa Rosa de Lima no ano de 2017.

4.5 DISCUSSÃO

Conforme os resultados observa-se a expressiva substituição da cobertura e do uso do solo por monocultivos arbóreos no município de Santa Rosa de Lima, especificamente, áreas antes ocupadas por floresta nativa, mosaicos agrícolas e pastagem. Através dos mapas dos anos de 2000, 2008 e 2017 (Figura 2, 3 e 4) reafirma-se esta intensa substituição ao longo do período avaliado, principalmente por áreas plantadas com monoculturas de eucalipto, os quais são notavelmente predominantes no município (IBGE, 2018).

Amazonas et al. (2016) constataram que no município de Santa Rosa Lima no ano de 2002 a área de silvicultura ocupava 2,71%, aumentando para 24,84% no ano de 2010. No mesmo período observaram uma redução da cobertura florestal em 29,2%. No ano de 2010 no mesmo município, a partir de mapeamento por fotointerpretação foi constatado que a área de floresta nativa ocupava 51% do território e a de silvicultura 25%, sendo esta a classe de maior ocupação dentre as de intervenção antrópica (Macedo et al., 2018).

De acordo com os dados do IBGE do município de Santa Rosa de Lima, a área destinada às monoculturas arbóreas no ano de 2017 foi de 4.341 ha (3.691 ha de eucalipto e 650 ha de pinus). No entanto, são apresentados os números da produção por extração vegetal

dos principais produtos da silvicultura no município, de todos os anos desde 2004 a 2017. No ano de 2004 foram produzidas 310 toneladas de carvão vegetal, 13.191 m³ de lenha e 293 m³ de madeira em tora. No ano de 2008 foram produzidas 779 toneladas de carvão vegetal, 16.720 m³ de lenha e 12.812 m³ de madeira em tora. Já no ano de 2017 foram produzidas 1.050 toneladas de carvão vegetal; 6.500 m³ de lenha e 67.000 m³ de madeira em tora (IBGE, 2018).

Diante disto, nota-se um aumento significativo dos produtos da silvicultura no período 2004-2017, oriundos principalmente dos monocultivos de eucalipto devido a sua maior área. Ressalta-se que entre os anos de 2004 e 2017 houve um grande aumento da produção de madeira em tora, passando de 293 m³ para 67.000 m³, respectivamente. Mesmo que a produção de lenha tenha diminuído pela metade de 2008 para 2017, ainda é um aumento bastante significativo de madeira em tora. Estes dados demonstram que o aumento significativo destas produções se deve ao aumento das áreas de monocultivos arbóreos em Santa Rosa de Lima. Assim como pode ser explicado pela diminuição das áreas de pastagens e de lavoura temporária no município também de acordo com os dados do IBGE. Pois, em 2004 a área de pastagem era 3.941 ha e em 2017 de 2.755. Já a área de lavoura temporária era 1.299 ha em 2004 passando para 841 ha em 2017 (IBGE, 2018).

Para além do município de Santa Rosa de Lima, também observa-se no estado de Minas Gerais a grande expansão das áreas de eucalipto e a supressão da vegetação nativa e redução das áreas de pastagem entre os anos de 1985 e 2010. Esta variação tem provocado mudanças na estrutura da paisagem associadas às indústrias siderúrgicas e de papel e celulose (Luiz et al., 2019). No município de Selvíria/MS, foi constatado um aumento do cultivo de eucalipto entre os anos de 2000-2014 na ordem de 600%, paralelo a uma diminuição significativa das áreas de floresta nativa, de lavoura e de pastagem, para atender as empresas de celulose da região (São Miguel et al., 2016). Na microrregião de Três Lagoas/MS observa-se também a franca substituição das áreas antes ocupadas pela agricultura e pecuária por monocultivo de eucalipto. Esta substituição tem ocorrido devido à consideração de que os solos exauridos pela agricultura já não poderiam ser utilizados para tais fins, sendo propício para a introdução das florestas plantadas (Kudlavicz, 2011).

O município de Santa Rosa de Lima é caracterizado por um paradoxo. Ao mesmo tempo em que ostenta o título de “Capital Catarinense da Agroecologia”, possui uma paisagem marcada pelas monoculturas arbóreas, principalmente de eucalipto (Macedo, 2012).

A destinação dos cultivos de eucalipto no município é para produção de carvão vegetal, lenha e madeira em tora, fazendo parte de quase a totalidade das propriedades de agricultura familiar (AMUREL, 2017; IBGE, 2018). Aparentemente os monocultivos arbóreos têm sido classificados como “reserva financeira” entre os agricultores familiares (AMUREL, 2017).

As monoculturas de eucalipto começaram a se estabelecer para suprimento de lenha para a fumicultura (Muller, 2001), prevalecendo o cultivo de espécies exóticas em relação às espécies nativas, especialmente de eucalipto (Guzzatti, 2003). Mesmo com o fim da fumicultura no município por volta dos anos de 1996/1997, os cultivos de eucalipto continuaram e se expandiram de forma significativa, principalmente devido ao incentivo do estado de empresas privadas (Orofino, 2011).

Em relação à ocupação pela agricultura no município de Santa Rosa de Lima, esta se manteve com pouca variação. Já os mosaicos agrícolas e pastagens apresentaram maiores reduções (Tabela 1), mesmo o município sendo caracterizado pela produção agroecológica de alimentos no contexto da agricultura familiar. No final dos anos 90, os agricultores em Santa Rosa de Lima começaram a trabalhar com produção agroecológica como alternativa à agricultura convencional, especialmente hortaliças e bovinocultura de leite (Schmitt et al., 2020). Entretanto, entre os anos de 2002 a 2010, houve redução da área de pastagem, apesar do franco aumento da produção de laticínios. Isto foi explicado como uma consequência do manejo rotativo das pastagens sob Pastoreio Racional Voisin (Schmitt et al., 2008; Geremias, 2012; Schröter et al., 2015; Amazonas et al., 2016).

Importante observar que esta tendência de diminuição da área de pastagem no município continuou até o ano de 2017 (Tabela 1) apesar do aumento de 80% da produção de leite a base de pasto neste período (IBGE, 2016; Schröter et al., 2015; Amazonas et al., 2016). Tal aumento de produtividade tem feito do município um pólo catarinense irradiador de tecnologia da produção de leite sob sistema Voisin para todo o estado. Esta posição de destaque de Santa Rosa de Lima e municípios vizinhos é uma consequência do Programa Interinstitucional de Extensão da Universidade Federal de Santa Catarina denominado Grupo de Pastoreio Voisin. Em função dos resultados alcançados este Programa de Extensão Universitária Interinstitucional, estes têm sido amplamente estudados por pesquisadores do Brasil e exterior (Schmitt Filho et al., 2008; Alvez et al., 2013; Geremias, 2012; Schröter et al., 2015, Schmitt Filho & Farley, 2020).

A proposta de agricultura ecológica no final da década de 90 em Santa Rosa de Lima impôs mudanças significativas no sistema de produção existente, aproveitando a organização

já estabelecida nas propriedades pelos policultivos, também reconhecidos como mosaicos agrícolas (Muller, 2001). Atualmente, as propriedades ainda praticam a policultura e possuem remanescentes florestais em diferentes estágios de regeneração, em partes devido ao relevo muito acidentado e a impossibilidade de cultivo nestas áreas (Orofino, 2011). A maior parte desses mosaicos inclui cultivos para subsistência. O que era destinado para comercialização sofreu crises devido às grandes oscilações de mercado a partir de 1990. Neste momento a produção de leite *in natura* tornou-se mais atrativa para os agricultores familiares (Geremias, 2012; Schröter et al., 2015; Schmitt Filho e Farley 2020), e ainda como alternativa o reflorestamento com eucalipto (Cabral, 2004).

A área de floresta plantada aumentou em Santa Rosa de Lima paralelo à redução da área de floresta nativa entre os anos de 2000 e 2017 com variação de -19,44% (Tabela 1). Em relação ao desmatamento, o estado ocupa o 5º lugar entre os estados que mais desmataram o Bioma Mata Atlântica no período de 2018-2019 (SOS Mata Atlântica, 2020). Santa Catarina está totalmente contido no bioma Mata Atlântica com apenas 22% (2.186.316 ha) de remanescentes florestais, a maioria em estágios iniciais e médios de regeneração (SOS Mata Atlântica, 2020).

Os resultados apontados, assim como nos demais estudos relacionados ao tema de ocupação e uso por monocultivos arbóreos, evidenciam a influência dos programas de fomento por parte de políticas públicas e também pelo setor industrial para suprir a demanda de matéria-prima. Como consequência, observou-se em Santa Rosa de Lima a crescente predominância da ocupação e do uso do solo por plantações de eucaliptos, suprimindo áreas de vegetação nativa, e também substituindo outras classes como de mosaicos agrícolas e de pastagem.

4.5.1 DESSERVIÇOS AMBIENTAIS E MONOCULTURAS ARBÓREAS

Com base nos resultados que evidenciaram a franca expansão dos monocultivos de eucalipto paralelo à diminuição dos remanescentes florestais na Capital Catarinense da Agroecologia, discutem-se os impactos destas mudanças no uso e cobertura dos solos através dos desserviços ecossistêmicos relacionados.

As polêmicas geradas em torno dos desserviços ambientais causados pelo eucalipto fora do seu ambiente de origem são inúmeras. As constatações vão desde o esgotamento dos nutrientes, secamento da umidade do perfil do solo, perdas de biodiversidade, até alelopatia

(Mosca, 2008; De Moura et al., 2017). Os indicadores de contribuições reguladoras, como o carbono orgânico do solo e a diversidade de polinizadores diminuíram em áreas de monoculturas arbóreas (floresta plantada), indicando que mesmo considerando os serviços de provisão (bens de consumo e ganhos materiais), a atividade não é sustentável (Díaz et al., 2019).

De acordo com Lima (1993) e De Moura et al. (2017), a monocultura de eucalipto pode acarretar problemas através de uma tríade de fatores: a grande produção de biomassa necessita de elevada quantidade de água, exaurindo a umidade do solo e desestabilizando o ciclo hidrológico; a elevada demanda por nutrientes, prejudicando a ciclagem de nutrientes do solo; e o comprometimento do desenvolvimento de outras espécies através de alelopatia, inibindo o crescimento e comprometendo a diversidade de plantas e de macro e microrganismos no solo. Assim, como constatado por Moledo et al. (2016), a supressão de vegetação concorrente, inicialmente pela ação do homem e posteriormente pela ação natural, inibe o crescimento de outras plantas nas áreas com eucalipto.

Hoje, especialmente na Encosta da Serra Catarinense, os monocultivos de eucalipto vêm ocupando áreas cada vez mais íngremes, não propensas à agricultura e de outra forma destinadas à regeneração da Mata Atlântica. Isto tem agravado os problemas de erosão, assoreamento, diminuição do escoamento superficial, redução do nível das águas, perda de habitat, entre outros desserviços (Gurgel et al., 2020). Quando a implantação do cultivo de eucalipto é realizada nestas áreas que outrora eram destinadas à vegetação nativa, isto se dá mediante desmatamento e manipulações do solo causando um forte impacto sobre a flora e fauna locais (Poore e Fries, 1985; Vechi e Magalhães Júnior, 2018; Luiz et al., 2019). A diversidade das comunidades arbóreas desempenha um papel fundamental nos ecossistemas florestais, sendo responsável pela estrutura da floresta, pela regulação das condições microclimáticas (Laurance et al., 1998; Da Cunha e Augustin, 2014; Renó et al., 2016), pelo armazenamento de carbono e pela produção de recursos tróficos essenciais para uma grande variedade de organismos incluindo o homem (Pereira et al., 2011; Renó et al., 2016; Díaz et al., 2019).

A intensidade desses desserviços ambientais varia de acordo com a área plantada, relevo, tipo de manejo, remanescentes do entorno, entre outros. Todavia é evidência científica que a monocultura de eucalipto não tem condições de ofertar os serviços ecossistêmicos que as florestas nativas têm viabilizado por milênios, originando inclusive múltiplos desserviços (Díaz et al., 2019). Os serviços ecossistêmicos de suporte, aqueles necessários para a

produção dos demais serviços, como por exemplo, ciclagem de nutrientes, formação do solo e produção primária (MA, 2003) são comprometidos pela implantação dos monocultivos arbóreos (Da Cruz, 2016).

Relacionando com o caso do município de Santa Rosa de Lima, a perda de floresta pelo avanço dos monocultivos de eucalipto pode comprometer os serviços de suporte, sendo importante uma avaliação através de indicadores específicos para verificar o grau de impacto sobre estes serviços ecossistêmicos. Entendendo que os serviços de suporte são necessários para a geração de todos os demais serviços ecossistêmicos (MA, 2003) inclusive essenciais para a vida humana e a atividade agrícola, o comprometimento destes afeta a qualidade de vida e a subsistência da agricultura familiar local (Díaz et., 2019).

Da Silva (2019) em estudo sobre a problemática exploração de empresas de papel e celulose na região de Chapada de Veredas/MG, verificou que o predomínio dos monocultivos de eucalipto impactou intensamente a paisagem, submetendo a área em processos de perda significativa de florestas, aumento da erosão, dilapidação do patrimônio genético e da biodiversidade, e ainda a problemas nos ciclos hidrológicos.

Os monocultivos de eucalipto são, na sua essência, contrários à biodiversidade da flora e da fauna (Lima et al., 2016; Díaz et al., 2019). Lima et al (2016) afirmam que são raras as espécies que conseguem sobreviver nas entrelinhas dos monocultivos de eucalipto, tornando o ambiente inóspito e de baixa biodiversidade, comprometendo a disponibilização de refúgio, condições de reprodução, alimento e fluxo gênico das espécies. O uso de agrotóxicos tem alterado drasticamente o ecossistema local, eliminando fungos, bactérias e outros microrganismos benéficos para o solo e para outras espécies. Ainda, é preciso considerar que os monocultivos de eucalipto são submetidos ao corte raso, originando uma insuficiência nos recursos em quantidade e qualidade para serem utilizadas como habitat para várias populações (Luiz et al., 2019).

Goded et al (2019) em estudo sobre os efeitos das plantações de eucalipto na riqueza e abundância de aves, como indicadores de biodiversidade, constataram que devido ao avanço da monocultura de eucalipto paralelo à perda de floresta nativa, houve redução de ambos os indicadores. Observaram que o número médio de espécies de aves nas manchas de florestas nativas foi de 26,1 e nas de eucalipto de 12,8. Concluíram que a riqueza e abundância são significativamente maiores em manchas de florestas nativas do que de eucaliptos devido à diversidade estrutural e taxonômica dos remanescentes florestais.

O encolhimento dos remanescentes florestais tem diversos efeitos sobre a comunidade de insetos e em geral de insetos polinizadores. Este impacto pode afetar fortemente a abundância e riqueza das abelhas meliponini (Brown e Albrecht, 2001; Brown, 1997; Renó et al., 2016). As abelhas meliponini são responsáveis pela polinização de cerca de 90% das plantas com flores nos biomas brasileiros, contribuindo fortemente para o aumento da produção agrícola e para o processo de regeneração da vegetação natural (Kerr, 2001; Barreto e Teixeira, 2006; Renó et al., 2016). A falta de diversidade de abelhas em monoculturas arbóreas não é surpreendente, já que nestes cultivos a vegetação de sub-bosque é notavelmente carente de plantas com flores (Wang et al., 2019).

A substituição das florestas nativas por monoculturas arbóreas tem causado um acentuado declínio no controle biológico natural de insetos herbívoros. Isto tem aumentando as taxas de herbivoria e a probabilidade de surgimento de pragas florestais e agrícolas (Kruess e Tscharntke, 1994; Renó et al., 2016). Zhou et al. (2020) em trabalho sobre a estrutura da teia alimentar em plantações de eucaliptos exóticos na China, sugeriram que as teias alimentares associadas às plantações de eucalipto tinham estrutura trófica completa, mas que dependiam de um conjunto de fontes alimentares advindas das entradas de nutrientes de áreas de floresta natural adjacentes, indicando assim que a manutenção da diversidade no nível da paisagem é necessária para aumentar a biodiversidade e o funcionamento das cadeias tróficas nas plantações de eucalipto. Muitos estudos evidenciam o colapso da biodiversidade em monoculturas arbóreas quando comparados aos remanescentes florestais (Nghiem, 2013; Paynet et al., 2015; Zhou et al., 2020). No entanto, a biodiversidade das monoculturas arbóreas pode ser altamente variável dependendo das manchas de florestas nativas no entorno (Horák et al., 2019).

Diante disto, ressalta-se as mudanças na paisagem causadas pela substituição das áreas florestais por monocultivos arbóreos, impactando sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, como a polinização (MA, 2003), e a permanência e atividade de insetos, aves e mamíferos (Díaz et al., 2019). A substituição da cobertura florestal por monocultivos de eucalipto em Santa Rosa de Lima pode implicar em perda de biodiversidade, entre aves e insetos polinizadores, imprescindíveis para a produção agrícola, especialmente a produção agroecológica no município (Goded et al., 2019). Assim, é premente o uso de múltiplos bioindicadores para avaliar periódica e sistematicamente os efeitos das plantações eucalipto sobre os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade considerando a qualidade de vida, o

ecoturismo e a produção agroecológica (Stephens e Wagner, 2007; Zhou et al., 2020, Schmitt Filho e Farley, 2020).

Além do que, são muitos os trabalhos caracterizando os desserviços ambientais das monoculturas arbóreas relacionados as perdas de solo e água por erosão hídrica o que tem acarretado o empobrecimento do solo e assoreamento de mananciais (Oliveira et al., 2012; Vechi e Magalhães Júnior, 2018, Da Cruz, 2016). Da Silva et al. (2011) constataram que em função da declividade cada vez maior dos terrenos destinados aos cultivos do eucalipto tem-se observado aumentos substanciais na velocidade e o volume do escoamento superficial, e conseqüentemente o volume de solo e água perdidos por erosão hídrica. Moledo et al (2016) verificaram que partir de 20 a 30% declividades a das áreas destinadas ao cultivo de monoculturas arbóreas tem-se um nível considerável de fragilidade potencial, o que torna a área susceptível a fortes atividades erosivas. O cultivo de eucalipto tem contribuído diretamente para a aceleração de erosão laminar nas encostas e assim para a degradação da qualidade da água, sendo mais intensa no período de corte, no qual o solo fica mais exposto durante longos períodos de processos erosivos (Salgado e Júnior, 2006; Gurgel et al., 2020).

Atentando-se aos estudos supracitados, as implicações dos monocultivos arbóreos especificamente diante à questão da declividade, evidencia-se o relevo acidentado do município de Santa Rosa de Lima situado na Encosta da Serra Catarinense, onde as poucas áreas menos declivosas são reservadas as lavouras e produção agroecológica. Já as áreas declivosas têm sido reservadas aos monocultivos de eucalipto, o que pode favorecer processos erosivos e assoreamento de mananciais, comprometendo as funções e serviços ecossistêmicos, como estrutura do solo, ciclagens de nutrientes e ciclagem da água (MA, 2003), além de comprometerem a produção agrícola e o turismo rural (MA, 2003; MEA, 2005).

Considerando o constante aumento das plantações de eucalipto que já correspondem cerca de 80% das florestas plantadas no país (Bracelipa, 2009; IBA, 2019), passa a ser cada vez mais importante avaliar o impacto ambiental nos ecossistemas (De Moura et al., 2017). Esse cenário causa preocupação não só pela perda de biodiversidade, mas também porque acelera o processo erosivo, reduz a fertilidade dos solos, com potenciais impactos socioeconômicos negativos sobre as comunidades locais (Viani et al., 2010; Da Cruz, 2016). As mudanças no uso do solo provocadas pela expansão das plantações de eucalipto têm gerado impactos materiais e culturais, transformando a paisagem e afetando as dinâmicas socioambientais locais (Da Cruz, 2016; Díaz et al., 2019).

A estrutura da paisagem está relacionada à sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos (IBPES, 2018; MEA, 2005). Sendo que, uma série de abordagens inovadoras está disponível na literatura para construir cenários futuros usando modelos baseados em agentes, que incluem a percepção da população na definição de políticas públicas (Romeiro, 2012; Renó et al., 2016) para reduzir os impactos das mudanças no uso da terra nos serviços ambientais (Renó et al., 2016; Díaz et al., 2019; Gurgel et al., 2020). Essas simulações também seriam capazes de projetar o estado da arte dos serviços ecossistêmicos e serviços ambientais em diferentes cenários de políticas de conservação, a fim de auxiliar um amplo entendimento dos riscos de perda e fragmentação florestal para populações locais, e também a nível global (IBPES, 2018; Renó et al., 2016).

4.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatou-se que entre os anos de 2000, 2008 e 2017 houve um aumento significativo das monoculturas de eucalipto majoritariamente nas áreas de floresta nativa, e também em áreas de pastagens e agricultura no município de Santa Rosa de Lima. Esta mudança na paisagem rural pela substituição das florestas nativas por monocultivo de eucalipto pode impactar o ecossistema local com perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, inclusive os serviços ecossistêmicos essenciais para a produção agrícola, como a polinização e funções do solo, bem como a qualidade de vida na região. A franca expansão destes monocultivos pode comprometer o turismo rural, a produção agroecológica e convencional, e a resiliência dos agroecossistemas e ecossistemas relacionados. A descaracterização da paisagem rural pelos monocultivos de eucaliptos, a colheita através de cortes rasos periódicos e todos os serviços ambientais relacionados podem comprometer o status de Capital Catarinense da Agroecologia.

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/UVMEUA.

REFERÊNCIAS

Abramovay, Ricardo. (1999). Agricultura familiar e desenvolvimento territorial. Revista da Associação Brasileira de Reforma Agrária, v. 28, n. 1.
<https://wp.ufpel.edu.br/ppgdtsa/files/2014/10/Texto-Abramovay-R.-Agriculturafamiliar-e-desenvolvimento-territorial.pdf>.

Abramovay, Ricardo; Da Veiga, José Eli. (1998). Novas instituições para o desenvolvimento rural: o caso do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF). IPEA, Brasília.
http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/2617/1/td_0641.pdf.

Almeida, Ícaro De Sena. (2019). Potencial de fornecimento de serviços ecossistêmicos de um solo no município de São Paulo/SP. Dissertação (mestrado)- Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. Depto de Geografia. São Paulo.
https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8135/tde-14022020-165654/publico/2019_IcaroDeSenaAlmeida_VCorr.pdf.

Almeida, R. G. De; Oliveira, P. P. A.; Macedo, M. C. M.; Pezzopane, J. R. M.(2011). Recuperação de pastagens degradadas e impactos da pecuária na emissão de gases de efeito estufa. In: INTERNATIONALSYMPOSIUMON FORAGE BREEDING, 3.

Altmann, Alexandre. (2020). Medidas agroambientais e climáticas da Política Agrícola Comum enquanto instrumento de valorização, restauração e proteção dos serviços ecossistêmicos na União Européia. Debater a Europa. Periódico do CIEDA e do CEIS20. N. 23.
https://impactum-journals.uc.pt/debatereuropa/article/view/_23_3/6660.

Amazonas, I., Zanetti, V., Schmitt Filho, A.L., Sinisgali, P., Farley, J., Fantini A., Cazella A.A. Dynamics of land use change in southern Brazil: A case study of Santa Catarina's Capital of Agroecology In: 4th Convención Internacional AGRODESARROLLO 2016 & 11th International Workshop 'Trees and Shrubs in Livestock Production', Varadero Cuba, 23-30 outubro, 2016. v.1.

Amurel- Associação de Municípios da Região de Laguna. (2017).
https://static.fecam.net.br/uploads/1522/arquivos/1218045_SEBRAE_AMUREL.pdf

Arevalo, L.A.; Alegre, J.C.; Montoya Vilcahuaman, L.J. (2002). Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo/PR.

Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF). Anuário estatístico ABRAF 2013 - ano base 2012. Brasília: ABRAF, 2013. 142 p.

Avaliação Ecológica do Milênio (2005). MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Washington, D.C.: Island Press, 2005. v. 1

Barcelos, Eduardo Álvares da Silva. (2010). A espacialidade das plantações arbóreas e a integração agroindustrial – o Programa Produtor Florestal e seus (im) pactos na agricultura capixaba. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Barreto, L.S.; Teixeira, A.F.R. (2006). Manejo Avançado e Conservação de Meliponíneos. No *Congresso Brasileiro de Apicultura* ; Confederação Brasileira de Apicultura (CBA): Aracajú, Brasil.

Bartra, Jhinmy Karc Hemeryth. (2016). O uso do eucalipto em sistemas silvipastoris: acúmulo de fitomassa arbórea e de pastagem. Dissertação (mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba/SP.

https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-05072016-101633/publico/Jhinmy_Karc_Hemeryth_Bartra.pdf.

Battisti, L.F.Z.; Schmitt Filho, A.L.; Alarcon, G.G.; Joshua, F.; Simioni, G.F. (2016). Agricultura Familiar, Serviços Ecológicos e Serviços Ambientais: o manejo influencia na percepção? Agroeco.

<https://www.cpa.org.br/cds/agroecol2016/PDF's/Trabalhos/Agricultura%20familiar%20e%20servi%20ecologicos%20e%20servi%20ambientais%20na%20percepcao.pdf>.

Bonan, G.B. (2008). Forests and climate change: forces, feedbacks and the climatic benefits of forests. *Science*, 320 (5882), 1444-1449.

Bracelpa. Associação Brasileira de Celulose e Papel. (2009). Estatísticas do setor. <http://www.bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/rel2009.pdf>

Brites, Alice Dantas. (2020). A implementação do novo Código Florestal no estado de São Paulo: uma análise de discurso. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 8, n. 4. 023-045. <file:///C:/Users/nga11/Downloads/516-3485-1-PB.pdf>.

Brown, C. ; Albrecht, C. (2001). O efeito do desmatamento tropical em abelhas sem ferrão do gênero *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) em Rondônia Central, Brasil. *J. Biogeogr.*, 28 , 623-634.

Brown, K.S. (1997). Diversidade, perturbação e uso sustentável de florestas Neotropicais: Insetos como indicadores para monitoramento de conservação. *J. Insect Conserv.* 1 , 25–42.

Burkhard, B. & Maes, J. (2017). Mapping Ecosystem Services. https://www.researchgate.net/publication/315066978_Mapping_Ecosystem_Services

Cabral, Luiz Otávio. (2004). Espaço e ruralidade num contexto de desenvolvimento voltado à agricultura familiar. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFSC. <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/86848/203040.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Campoe, O.C. (2012). Ecologia da produção e da competição intra-específica do *Eucalyptus grandis* ao longo de um gradiente de produtividade no estado de São Paulo. Dissertação (mestrado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba/SP.

Carbone, A. S.; Coutinho, S. M. V.; Fernandes, V.; Junior, A. P. (2020). Serviços Ecosistêmicos no planejamento integrado do território metropolitano: oferta, demanda e pressões sobre a previsão de água na região metropolitana de Curitiba. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 55, 381-400.

http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/705/556

Carvalho, G. (2017). Produtividade, partição de biomassa e nutrientes em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. 186f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Mato Grosso, Sinop, 2017.

Carvalho, J.L.N. ; Raucci, G.S. ; Cerri, C. E. P. ; Bernoux, Martial ; Feigl, B. J.; Wruck, F.J ; Cerri, Carlos Clemente . (2010). Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil&TillageResearch*, v. 110, p. 175-186.

Cassiano, Carla Cristina. (2017). Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus*. Tese (doutorado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-16082017-085416/en.php>

Conacher, A.J. & Sala, M. (1998). Degradação da terra em ambientes mediterrâneos do mundo: natureza e extensão, causas e soluções. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.

Costanza, R.; D’arger, R.; Farber, R.; Grasso, R.; Hannon, M.; Limburg, K. B.; Naeem, S.; O’Neill, S.; Paruelo, R.V.; Raskirng, J.G.; Sutton, P.E.; Van Denbeldt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, Londres, v. 387, 253-260.

<https://www.nature.com/articles/387253a0>

Da Cruz, Mailane Junkesraizer. (2016). À sombra dos eucaliptos: impactos socioambientais e dinâmicas sociais no município de Imbaú, Paraná. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Rural, Porto Alegre/RS.

<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/172602/001056247.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Da Cunha, B. P.; Augustin, S. (2014). Sustentabilidade ambiental: estudos jurídicos e sociais. Caxias do Sul, RS.

https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/Sustentabilidade_ambiental_ebook.pdf

Da Silva, Emília Pereira Fernandes. (2019). Metamorfose da Chapada: monocultura do eucalipto e monopólio da água em tomadas de terras no Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Território.

<https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/33739/6/Metamorfose%20da%20Chapada%20%20monocultura%20de%20eucalipto%20e%20%20c3%a1gua%20em%20tomadas%20de%20terras%20no%20Alto%20Jequitinhonha%20Minas%20Gerais.pdf>

Da Silva, J.V.C.; Cares, J.E.; Esteves, A.M. (2020). Uso do solo e variações climáticas na caatinga e seus efeitos sobre a comunidade de nematóides. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica, v. 17, n. 1, p. 51-61.

<https://core.ac.uk/download/pdf/327167295.pdf>

Da Silva, T.L. (2018). A apropriação capitalista da silvicultura no Brasil e sua lógica de produção do espaço. Revista Terra Livre, v. 1., n. 50.

<http://agb.org.br/publicacoes/index.php/terralivre/article/view/1447/1387>.

Davidson, J. (1985). Setting a side the idea that eucalyptus are always bad". UNDP/FAO project Bangladesh, (Working Paper, 10); BGD/79/017.

De Castro, Paula Drummond. (2019). Contribuições da natureza para as pessoas. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES).

<https://www.bpb.es.net.br/contribuicoes-da-natureza-para-as-pessoas/>.

De Moura, A.; ALMEIDA, B.; ZAIDAN, R.T. (2017). Análise multitemporal e possíveis impactos da expansão da silvicultura de eucalipto no município de Carrancas- MG, um estudo para os anos de 2005, 2008, 2013 e 2015. Caderno de Geografia, v. 27, n. 48.

<http://200.229.32.43/index.php/geografia/article/view/P.2318-2962.2017v27n48p142>.

De Oliveira, Y.M.M.; De Oliveira, E.B. (2018). As florestas plantadas e sua importância no contexto econômico e socioambiental do Brasil. 4º Encontro Brasileiro de Silvicultura. Ribeirão Preto/SP.

<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/178909/1/2018-AAC-Yeda-EBS-As-Florestas.pdf>.

De Oliveira, Y.M.M.; De Oliveira, E.B.; Medrado, M.J.S. (2017). Resultados indicadores da sustentabilidade do segmento de florestas plantadas.

<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1076202/1/PlantacoesflorestaisCapitulo9.pdf>.

De Vecchi, A.; Magalhães Júnior, C.A.O. (2018). Aspectos positivos e negativos da cultura do eucalipto e os efeitos ambientais no seu cultivo. Revista Valore, Volta Redonda, 3, p. 495-507.

<https://revistavalore.emnuvens.com.br/valore/article/view/101/117>.

De Vries, F.T.; Liiri, M.E.; Bjørnlund, L.; Bowker, M.A.; Christensen, S.; Setälä, H.M.; Bardgett, R.D. (2012). Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. Nature Climate Change, 2: 276–280.

<https://nau.pure.elsevier.com/en/publications/land-use-alters-the-resistance-and-resilience-of-soil-food-webs-t>

Delgado, Guilherme Costa; Bergamasco, Sonia Maria Pessoa Pereira. (2017). Agricultura familiar brasileira: desafios e perspectivas de futuro. Brasília, Ministério do Desenvolvimento Agrário, 470 p.

Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.; Ngo, H. T.; Guèze, M.; Agard, J.; Arneeth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.; Butchart, S.; Chan, K.; Garibaldi, L.; Ichii, K.; Liu, J.; Subramanian, S. M.; Midgley, G.; Miloslavich, P.; Molnár, Z.; Obura, D.; Pfaff, A.; Polasky, S.; Purvis, A.; Razzaque, J.; Reyers, B. (2019). Resumo para os formuladores de políticas do Relatório de Avaliação Global sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre serviços de biodiversidade e ecossistemas. <https://ipbes.net/assessment-reports/americas>

Eisenhauer, N.; Cesar Z. S.; Koller, R.; Worm, K.; Reich, P.B. (2012). Global change below ground: impacts of elevated CO₂, nitrogen, and summer drought on soil food webs and biodiversity. *Global Change Biology*, 18: 435-447. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2011.02555.x>

Embrapa. Transferência de tecnologia florestal, 2019. <https://www.embrapa.br/florestas/transferencia-de-tecnologia/eucalipto>.

Epagri (2014). Cultivo de eucalipto em pequenas propriedades. <https://www.youtube.com/watch?v=tTpfKInaJQ8>

Fantini, A. C.; Bauer, E.; De Valois, C. M.; Siddique, I. (2017). The demise of swidden-fallow agriculture in an Atlantic Rainforest region: Implications for farmers livelihood and conservation. *Land Use Policy* 69, 417-426. https://www.researchgate.net/publication/320287121_The_demise_of_swidden-fallow_agriculture_in_an_Atlantic_Rainforest_region_Implications_for_farmers'_livelihood_and_conservation

FAO (2009). U. How to Feed the World in 2050. Rome: High-Level Expert Forum, 2009.

Farinaci, J.S.; Da Costa Ferreira, L.; Batistella, M. (2013). Transição florestal e modernização ecológica: a eucaliptocultura para além do bem do mal. *Ambiente e Sociedade*, v. 16, n. 2. São Paulo. https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414753X2013000200003&script=sci_arttext&tlng=pt.

Feddema, J.J., Oleson, K.W., Bonan, G.B., Mearns, L.O., Buja, L.E., Meehl, G.A. (2005). The importance of changing land cover in future climate simulation. *Science*, 310 (5754), 1674-1678.

Ferreira, Denise Brum. (1992). Problemas florestais no Alentejo: a crise do montado e a eucaliptização. *Finisterra, Revista Portuguesa de Geografia*, v. 27. <https://revistas.rcaap.pt/finisterra/article/view/1879>

Fialho, R.C.; Teixeira, R.S.; Teixeira, AP. M.; Da Silva, I.R. (2018). Emissões de carbono de curto prazo: efeito de vários métodos de colheita, transporte e cultivo de árvores em uma plantação de eucalipto. *Land Degradation e Development*, v. 29, Ed. 11. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ldr.3161>.

Foley, J. A.; Asner, G. P.; Costa, M. H.; Coe, M. T.; DeFries, R.; Gibbs, H. K.; Howard, E. A.; Olson, S.; Patz, J.; Ramankutty, N.; & Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 25–32.

<https://experts.umn.edu/en/publications/amazonia-revealed-forest-degradation-and-loss-of-ecosystem-goods->

Forest Resources Assessment Working Paper- FRA. Terms and Definitions, 2015.

<http://www.fao.org/3/ap862e/ap862e00.pdf>.

Gelbcke, Daniele Lima. (2006). Agroturismo e produção do espaço nas Encostas da Serra Geral: entre a ideia e a prática. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós- Graduação em Geografia. UFSC.

<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/89187>.

Giulietti, A. M.; Harley, R. M.; De Queiroz, L. P.; Wanderley, M. D. G. L.; & Van Den Berg, C. (2005). Biodiversity and Conservation of Plants in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3), 632–639.

<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2005.00704.x>

Goded, S.; Ekroos, J.; Domínguez, J.; Azcárate, J.G.; Guitián, J.A.; Smith, H.G. (2019). Efeitos das plantações de eucalipto na riqueza e composição de espécies de aves e ervas no noroeste da Espanha. *Ecologia Global e Conservação*, v. 19.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419300691>

Gurgel, V.A.; Santos, R.C.A.L.; Salomon, K.R. (2020). Avaliações de impactos nas implantações do cultivo do eucalipto na mesorregião leste do estado de Alagoas. *Revista de Geografia (Recife)*, v. 37, n. 1.

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/viewFile/238427/34700>.

Guzzatti, Thaise Costa. (2010). O agroturismo como elemento dinamizador na construção de territórios rurais: O caso da Associação de Agroturismo Acolhida na Colônia em Santa Rosa de Lima (SC). Tese (doutorado). Programa de Pós-graduação em Geografia, UFSC.

<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/94046/288381.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Higa, R. C. V.; Zanatta, J. A.; Rachwal, M. F. G. (2017). Plantações florestais comerciais e a mitigação na mudança do clima.

<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=1076153&biblioteca=vazio&busca=1076153&qFacets=1076153&sort=&paginaAtual=1>.

Horák, J.; Brestovanská, T.; Mladenović, S.; Kout, J.; Bogusch, P.; Halda, JP. (2019). Deserto verde?: padrões de biodiversidade em plantações florestais. *Ecol. Manag.*, 433.

IBÁ- Indústria Brasileira de Árvores (2019). Relatório 2019.

<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>

IBPES (2018). The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas.

https://ipbes.net/sites/default/files/2018_americas_full_report_book_v5_pages_0.pdf

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE) 2006. Censo Agropecuário. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9827-censo-agropecuário.html?=&t=o-que-e>

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE) 2017. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017>

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE), Santa Rosa de Lima, Santa Catarina, Brasil, 2018. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/santa-rosa-de-lima/panorama>.

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa Pecuária Municipal. <http://www.sidra.ibge.gov.br/>

IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Technical Summary. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/11/03_Technical-Summary-TS.pdf

Jacobi, P.R.; Giatti, L.L.; Da Silva Júnior, R.D.; Côrtes, P.L.; Turra, A.; Lauda-Rodriguez, Z.L.; Milz, B. Editorial nº 3/2019 Amazônia ameaçada. *Ambiente e Sociedade*, v. 22, São Paulo. https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414753X2019000100203&script=sci_arttext&tlng=pt.

Joly, C. A.; Haddad, C.F.B.; Verdade, L. M.; De Oliveira, M.C.; Bolzani, V. S.; Berlinck, R.G.S. (2011). Diagnóstico da pesquisa em biodiversidade no Brasil. *Revista USP*, n.89, 114-133. <http://rusp.scielo.br/pdf/rusp/n89/09.pdf>

Kerr, W.E.; Carvalho, G.A.; Silva, A.C.; Assis, M.G.P. (2001). Aspectos pouco destaque da biodiversidade amazônica. *Mensagem Doce*, 80, 45–60.

Kruess, A.; Tschardt, T. (1994). Fragmentação de habitat, perda de espécies e controle biológico. *Science*, 264, 1581–1584.

Kubiszewski, I.; Costanza, R.; Anderson, S.; Sutton, P. (2017). The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosystem Services*, v. 26, Part A, p. 289-301. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212041617300827?via%3Dihub>.

Kudlavicz, M. (2011). Dinâmica agrária e a territorialização do complexo celulose/papel na microrregião de Três Lagoas/MS. 2011. 177f. Mestrado. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em geografia. Três Lagoas, UFMS.

Landis, Douglas A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, v. 18, 1-12. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179116300950>

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de Merona, J.M.; Laurance, S.G. (1998). Fragmentação da floresta tropical e a dinâmica das comunidades arbóreas da Amazônia. *Ecology*, 79, 2032–2040.

Laws, Bill. (2013). 50 plantas que mudaram o rumo da história. *Sextante*, 224 p.

Leblois, A.; Damette, O.; Wolfersberger (2017). What has driven deforestation in developing countries since the 2000s? Evidence from new remote-sensing data. *World Development*, v. 92, 82-102.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X16305411?via%3Dihub>

Levin, K.;Parsons, S. (2019). IPCC: 7 pontos fundamentais do relatório especial sobre uso da terra. World Resources Institute.

<https://wribrasil.org.br/pt/blog/2019/08/7-coisas-para-saber-sobre-o-relatorio-de-mudancas-climaticas-e-uso-da-terra-do-ipcc>.

Lima, A.R.; Girardi, E.P.; Mancio, D.; Da Costa Nunes, D. (2016). Impactos da monocultura de eucalipto sobre a estrutura agrária nas regiões norte e central do Espírito Santo. *Revista Nera*, Ano 19, n. 34, Dossiê, p.12-36.

<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9968/9256>.

Lima, W. P. Impacto ambiental do eucalipto. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1993. 301p.

Luiz, C. H. P.; Faria, S. D.; Escada, M. I. Modelagem da expansão do reflorestamento com eucalipto e efeitos na estrutura da paisagem. *Mercator (Fortaleza)*, v. 18.

https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-22012019000100215

MA. Ecosystems and Human Well-being. (2003). Washington: Island Press.

Macedo, Diego Branco. (2012). Santa Rosa de Lima – SC: uma discussão sobre opções em termos de desenvolvimento em nível territorial.

<https://necat.ufsc.br/files/2011/10/Diego-Branco-Macedo.pdf>

Macedo, M. C. M. (2009). Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.38, p.133-146, 2009

Macedo, R.C., Schmitt Filho, A.L., Farley, J., Fantini, A.C., Cazella, A.A., Sinisgalli, P. *Land use andland cover mapping in detailedscale: a case study in Santa Rosa de Lima-SC*. *Boletim de Ciências Geodésicas*, 24(2): 217-234, 2018.

<https://revistas.ufpr.br/bcg/article/view/60278/35588>

Map biomas, versão 5.0 (2020).

<https://mapbiomas.org>

MAPA- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Agricultura Familiar.

<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/agricultura-familiar/agricultura-familiar-1>.

MDA/SDT. (2005). Ministério do Desenvolvimento Agrário e Secretaria de Desenvolvimento Territorial. Referências para uma estratégia de desenvolvimento rural sustentável no Brasil. Brasília.

http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/SDT+MDA_000fbi2wrvh02wx5eo0sawqe3v51e2e4.pdf.

Metzger, M.J.; Rounsevell, M.D.A.; Michlik-Acosta, L.; Schroter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 114, 69-85.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880905005359>

Michalski, F.; Peres, C.A. (2007). Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conserv. Biol.* 21, 1626–1640.

Moledo, J.C.; Saad, A.R.; Dalmas, F.B.; Arruda, R.O.M.; Casado, F. (2016). Impactos ambientais relativos à silvicultura de eucalipto: uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. São Paulo, UNESP, *Geociências*, v. 35, n. 34, p. 512-530.

<http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9968>.

Moreira, J. M. M. A. P.; Simioni, F. J.; De Oliveira, E. B. (2016). Importância e desempenho das florestas plantadas no contexto do agronegócio brasileiro. *Revista Floresta*, v. 47, n. 1.

<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/47687>

Mosca, Andreia Arruda de Oliveira. Avaliação dos impactos ambientais de plantações de eucalipto no Cerrado com base na análise comparativa do ciclo hidrológico e da sustentabilidade da paisagem em duas bacias de segunda ordem. (2008). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8135/tde-19122008-095822/publico/TESE_ANDREIA_ARRUDA_OLIVEIRA_MOSCA.pdf

Muller, Joviana Maria. (2001). Do tradicional ao agroecológico: as veredas das transições (o caso dos agricultores familiares de Santa Rosa de Lima). Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, UFSC.

<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/81400>.

Neto, F.O.M.; Scabbia, R.J.A.; De Almeida, C.L. (2019). Caracterização fitossociológica em plantio de *Eucalyptus* com regeneração de vegetação nativa no Parque das Neblinas, município de Mogi das Cruzes/SP. *Revista Científica UMC*.

<http://seer.umc.br/index.php/revistaumc/article/viewFile/779/557>.

Nghiem, N. (2013). Atitudes de conservação da biodiversidade e ferramentas políticas para promover a biodiversidade em florestas tropicais plantadas. *Biodivers. Conserv.*, 22.

Oliveira, T.K.; Macedo, R.L.G.; Venturin, N.; Higashikawa, E.M. (2009). Desempenho silvicultural e produtivo de eucalipto sob diferentes arranjos espaciais em sistema agrossilvipastoril. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 60, p. 01-09.

Orofino, Gabriela Guimarães. (2011). Encostas da Serra Geral de Santa Catarina: estudo preliminar e proposição para que seja requerida a chancela da Paisagem Cultural Brasileira. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia). UFSC.
<http://tcc.bu.ufsc.br/CCATCCs/agronomia/2011/ragr207.pdf>.

Ortigoza, F.S.; Senna, R. (2016). Caracterização do segmento de florestas plantadas de eucalipto em Mato Grosso do Sul. Revista de Política Agrícola, Ano XXV, n. 2.
<https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/1126/1001>.

Payn, T.; Carnus J.M.; Freer-Smith, P.; Kimberley, M.; Kollert, W.; Liu, S. (2015). Mudanças nas florestas plantadas e futuras implicações globais Ecol. Manag., 352.

Pereira, A.C.; Da Silva, G.Z.; Carbonari, M.E.E. (2011). Sustentabilidade, Responsabilidade Social e Meio Ambiente. São Paulo: Saraiva, 216 p.

Pezzopane, J.R.M.; De Oliveira, P.P.A.; Bernardi, A.C.C.; Vinholis, M.M.B. (2018). Benefícios ambientais e agronômicos da adoção de sistemas integrados de produção pecuária. SOBER- Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. 56º Congresso SOBER.
<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1095416/1/BeneficiosAmbientaisAgronomicos.pdf>.

Pickard, B. R.; Berkel, D. V.; Petrasova, A.; Meentemeyer, R. K. (2017). Forecasts of urbanization scenarios reveal trade-offs between landscape change and ecosystem services. Landscape Ecology, 32, 617-634. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-016-0465-8>

Pielke, R.A. (2005). Land use and climate change. Science, 310 (5795), 1625-1626.
Pires Luiz, CH.; Faria, S.D.; Escada, M.I. (2019). Modelagem da expansão do reflorestamento com eucalipto e efeitos na estrutura da paisagem. Mercator, Fortaleza, v.8.
<https://www.scielo.br/pdf/mercator/v18/1984-2201-mercator-18-e18019.pdf>.

Poore, M. E. D & Fries, C. (1985). The ecological effects of eucalyptus. FAO.
Power, Alison G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies (2010). Philosophical transactions of the Royal society B, Biological Sciences, v. 365.
<https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2010.0143>

Prado, Rachel Bardy. (2014). Serviços ecossistêmicos e ambientais na agropecuária. Capítulo em livro técnico-científico. Gestão ambiental na agropecuária. Brasília, DF: Embrapa, v.2, cap. 11, p. 413-456.
<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=987238&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22PRADO,%20R.%20B.%22&qFacets=autoria:%22PRADO,%20R.%20B.%22&sort=&pagina=1>.

Reis, Miguel. (2018). A floresta em Portugal- gestão, monoculturas (eucaliptização) e incêndios. Revista galega de ecologia e meio ambiente, n. 79, 8-10.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6555820>

Renó, V.; Novo, E.; Escada, M. (2016). Fragmentação florestal na planície de inundação do Baixo Amazonas: implicações para a biodiversidade e a prestação de serviços ecossistêmicos às populações ribeirinhas. *Remote Sens.*

<https://www.mdpi.com/2072-4292/8/11/886/htm>.

Rodrigues, Gleice Gomes. (2017). Fixação e alocação de carbono em plantações clonais de eucalipto sob diferentes densidades de plantio. Dissertação (mestrado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba/SP.

https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-05102017-104939/publico/Gleice_Gomes_Rodrigues_versao_revisada.pdf.

Romeiro, Ademar Ribeiro. (2012). Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. *Estudos Avançados*, v. 26, n. 74. São Paulo.

https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142012000100006.

Ryan, M.G.; Binkley, D.; Fownes, J.H.; Giardina, C.P.; Senock, R.S. (2004). An experimental test of the causes of Forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs*, v. 74, p. 393-414.

Sala, O.E.; Chapin, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, L.; T. Sykes, M.; Walker, B.H.; Walker, M.; Wall, D. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, Washington, DC, n. 287, p. 1770-1774.

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10710299/>

Salgado, A. A. R. e Júnior, A. P. M. (2006). Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. *Revista Geografias*.

<https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13194>

São Miguel, A. E.; Medeiros, R. B.; De Oliveira, W. (2016). Análise do uso e cobertura da terra em decorrência da expansão do cultivo de eucalipto no município de Selvíria/MS.

Geoambiente On-line, n. 27.

<https://www.revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/41795>

SAR/SC- Secretaria de Estado da agricultura, da pesca e do desenvolvimento rural de Santa Catarina. Governo do Estado de Santa Catarina, 2019.

<https://www.agricultura.sc.gov.br/index.php/noticias/1055-agricultura-familiar-responde-por-metade-do-faturamento-da-agropecuaria-catarinense#:~:text=Destaque%20na%20produ%C3%A7%C3%A3o%20animal%20e,45%20milh%C3%B5es%20de%20hectares%20cultivados>.

Schmitt Filho, A.L. & Farley, J. 2020. Transdisciplinary case approaches to the ecological restoration of rain forest ecosystems. In: Felix Fuders and Pablo Donoso (Eds.), *Ecological, economic and socioecological strategies for forest conservation: A transdisciplinary approach with special focus on Chile and Brazil*. Springer International Publishing AG. Zug Switzerland. ISBN 978-3-030-35378-0. eISBN 978-3-030-35379-7.

https://www.springer.com/us/book/9783030353780?utm_medium=display#aboutBook

SILVA, C.C. (2017). Impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica. 131p. <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-01032018-171947/en.php>

Sistema Nacional De Informações Florestais (SNIF). Bens e serviços que as florestas fornecem. 2019. <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/florestas-e-recursos-florestais/169-bens-e-servicos-que-a-floresta-fornece>.

Sistema Nacional de Informações Florestais- SNIF. Definição de Floresta, 2019. <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/conhecendo-sobre-florestas/167-definicao-de-floresta>.

SOS Mata Atlântica. (2020). <https://www.sosma.org.br/noticias/desmatamento-na-mata-atlantica-cresce-quase-30/>

Stephens, S.S.; Wagner, M.R. (2007). Plantações florestais e biodiversidade: uma nova perspectiva. J. floresta. , 105.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY PROJECT (TEEB). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. (2010). London/Washington, D.C.: Pushpam Kumar, Earth scan. <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/#.Ujr1xH9mOG8>

Thomaziello, Sueli Aparecida. (2016). Sustentabilidade ambiental e serviços ecossistêmicos: uma estratégia para avaliar zonas de amortecimento de paisagens protegidas- o caso da Reserva Florestal do Morro Grande/SP. Tese (doutorado)- Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas/SP. http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/320705/1/Thomaziello_SueliAparecida_D.pdf.

Turner, B.L.; Moss, R.H.; Skole, D.L. (1993). Relating land use and global land cover change: a proposal for a major project of the IGBP-HDP.

Viana, Cláudia M. & Rocha, Jorge. (2020). Evaluating dominant land use/land cover changes and predicting future scenario in a rural region using a memoryless stochastic method. Sustainability, 12 (10). <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/10/4332>

Viana, M.B. (2004). O eucalipto e os efeitos ambientais do seu plantio em escala (Estudo). Brasília: Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados. <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1162>.

Wagg, C.; Dudenhöffer, J.H.; Widmer, F.; Van Der Heijden, M.G. (2018). Linking diversity, synchrony and stability in soil microbial communities. Functional Ecology, 32: 1280-1292. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2435.13056>

Walkowski, M.C.; Damo, M.R.S.; Loch, C. (2017). Projeto Acolhida na Colônia no estado de Santa Catarina-SC: Um território de identidade e turismo sob a ótica da linguagem de padrões. *Revista Turismo*, v. 19, n. 2.

<https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/rtva/article/view/10846/0>.

Wang, X.; Hua, F.; Wanf, L.; Wilcone, D.S.; Yu, D.W. (2019). O benefício da biodiversidade das florestas nativas e de plantações mistas em relação às plantações de monoculturas. *Diversity and Distributions*, v. 25, Ed. 11.

Diversity and Distributions, v. 25, Ed. 11.

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.12972>.

Wink, C.; Lange, A.; Araújo, K.Z.; De Almeida, A.P.S.; Behling, M.; Wruck, F.J. (2018). Biomassa e nutrientes de eucalipto cultivado em sistema agrossilvipastoril. *Nativa, Sinop, Pesquisas Agrárias e Ambientais*.

<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/192702/1/2018-cpamt-maurel-behling-biomassa-nutrientes-eucalipto-cultivado-sistema-agrossilvipastoril.pdf>.

Wood, S.L.R.; Jones, S.K.; Johnson, J.A.; Brauman, K.A.; Chaplin-Kramer, R.; Fremier, A.; Girvetz, E.; Gordon, L.J.; Kappel, C.V.; Mandle, L.; Mulligan, M.; O' Farrell, P.; Smith, W.K.; Willemen, L.; Zhang, W.; DeClerck, F. (2018). Distilling the role of ecosystem services in the sustainable development goals. *Ecosystem Services*, v. 29, 70-82.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212041617300207?via%3DIhub>

Zarin, D.; Harris, N.; Baccini, A.; Aksenov, D.; Hansen, C.; Azevedo, T.; Margono, B.; Alencar, A.; Gabris, C.; Allegretti, A.; Potapov, P.; Farina, M.; Walker, W.; Shevade, V.; Loboda, T.; Turubanova, S.; Tyukavina, A. (2016). Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? *Global Change Biology*, 1336–1347.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5021154/>

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M. (2007). Ecosystem service sand dis-services to agriculture. *Ecological Economics*. 64, 253-260.

https://static1.squarespace.com/static/5d42edf328c34100019b4bd0/t/5d5d9ba040c28000015e6482/1566415776879/Zhang_2007_Ecological+Economics.pdf.

Zhou, X.; Mammides, C.; Zhou, X.; Hobson, K.A.; Zhu, H.; Wen, Y.; Jiang, A. (2020). Estrutura da teia alimentar em plantações de eucaliptos exóticos no sul da China: análises de isótopos estáveis revelam a importância do sub-bosque e do planejamento em nível de paisagem. *Ecologia Global e Conservação*, v. 24.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989420308003>.