Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Caracterização de sistemas agrícolas itinerantes em comunidades tradicionais do município de Cananéia – SP: implicações no tempo sobre diversidade florística, estoques de carbono e fertilidade do solo

Manuela Franco de Carvalho da Silva Pereira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2022

Manuela Franco de Carvalho da Silva Pereira
Engenheira Agrônoma

Caracterização de sistemas agrícolas itinerantes em comunidades tradicionais do município de Cananéia – SP: implicações no tempo sobre diversidade florística, estoques de carbono e fertilidade do solo

versão revisada de acordo com a resolução COPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CIRO ABBUD RIGHI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Pereira, Manuela Franco de Carvalho da Silva

Caracterização de sistemas agrícolas itinerantes em comunidades tradicionais do município de Cananéia – SP: implicações no tempo sobre diversidade florística, estoques de carbono e fertilidade do solo / Manuela Franco de Carvalho da Silva Pereira. - - versão revisada de acordo com a resolução COPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2022.

159 p.

Tese (Doutorado) – USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Derruba e queima 2. Agricultura itinerante 3. Agricultura de coivara 4. Caiçaras 6. Mata Atlântica I. Título

DEDICATÓRIA

Para Maria Luiza da Silva Pereira (*in memoriam*), professora que me inspira e que me ensinou a apreciar as paisagens, a interpretar os mosaicos e a conhecer a humanidade através da natureza.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Ciro Abbud Righi pelo apoio, pela paciência, pelos ensinamentos e pela parceria.

À equipe da Fundação Florestal em Cananéia, por acolher a proposta e apoiar a realização das atividades de campo, em especial Adelmo Davi e Nathalia Balloni.

Aos membros do Conselho Gestor da RDS Itapanhapima e RESEX Taquari pelo apoio para a definição dos locais de estudo e pelas contribuições e reflexões sobre esta pesquisa.

Às famílias Davi, Pontes, Almeida, França, Oliveira e Scharmann por dedicarem tempo e trabalho a essa pesquisa e por abrirem suas portas. Obrigada por compartilharem suas reflexões e mostrarem um pouco do seu modo de vida.

Aos colegas que contribuíram no campo e no laboratório, imprescindíveis para a realização deste estudo: Ciro Ribeiro, Gabriella Ribeiro, Anna Visscher, Ayumi Emura e Carou. Agradeço também a Bruna, Nádia, Nicole, Hanieri, Matheus, Kenia, Rose, Nina, Maria, Matheus (Kaminhada), Magda, Renan, Lucas Mazza, Clarisse Lie Takeichi, Poliana Arantes e demais colegas do LEFS. Obrigada pelo trabalho realizado e pelos ensinamentos.

À equipe do Departamento de Agricultura e de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Cananéia, especialmente ao Engº. Agrº. Edson Sasamoto.

Ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, especialmente à equipe da Base Cananéia pelo suporte às atividades de campo.

Aos funcionários dos Departamentos de Ciências Florestais e de Ciência do Solo (ESALQ/USP) e do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) que possibilitaram acesso a material de campo, instalações de laboratório e treinamento. Á bibliotecária Eliana Garcia pelo suporte à editoração do documento.

Aos professores Carlos Eduardo Cerri e José Lavres Jr. pelo apoio para análises de solos. À professora Luciana Duque por todo o apoio do Laboratório de Ecofisiologia Florestal e Silvicultura (LEFS/ESALQ/USP).

Aos professores do comitê de orientação Flávio Bertin Gandara, Hilton Thadeu Zarate do Couto e Marcos Silveira Bernardes. Especial agradecimento ao professor Carlos Armênio Khatounian pelo acolhimento antes mesmo de meu ingresso no PPGI e pelos ensinamentos.

Aos professores, técnicos e colegas estudantes vinculados ao PPGI em Ecologia Aplicada, em especial à Antônia Mára Cassarin por sua solicitude, eficiência e simpatia.

À Coordenação de Aperfeicoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio para participação em evento e concessão de Bolsa de Doutorado Sanduíche no Exterior pelo Programa PrInt/USP/CAPES.

À equipe do *Center for Agroforestry* da Universidade do Missouri, especialmente à Dra. Sarah T. Lovell, ao Dr. Ranjith Udawatta e a Caroline Todd.

Aos amigos Suzete, Júlia e Clodoaldo Bernardo, que compartilharam tantos ensinamentos e sempre me acolheram com muito carinho.

Aos amigos em Piracicaba que ofereceram porto-seguro: Lucas Balcão, Aline Callegari, Pilar Balcão, Tatiana Vasconcellos, Javiera Trincado, Isabela Waga e Cláudia Martins.

Aos meus pais, Tânia Mára e Silvano e meus irmãos, Mariana e Pedro, pelo eterno apoio e por sempre criarem pontes. Agradecimento especial à minha irmã pelo apoio na revisão e adequação do texto.

Ao meu companheiro Leonardo Xavier, pelo apoio, pelo carinho e por tornar a vida bela.

SUMÁRIO

RESUMO 7
ABSTRACT 9
LISTA DE FIGURAS 11
LISTA DE TABELAS 13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS 16
1. INTRODUÇÃO 17
1.1 Hipóteses 19
1.2 Objetivo geral 20
1.3 Objetivos específicos 20
2. REFERENCIAL TEÓRICO 21
2.1 Mata Atlântica, Uso do Solo e Conservação 21
2.2 Sistemas Agrícolas Itinerantes 24
3. MATERIAL E MÉTODOS 31
3.1 Caracterização do local da pesquisa 31
3.2 Desenho da pesquisa de campo 37
3.3 Coleta e análise físico-química de solos 42
3.4 Inventário florestal do componente arbóreo-arbustivo nas cronossequências de estudo 44
3.5 Caracterização fitossociológica e análise de diversidade do componente arbóreo-arbustivo das áreas em cronossequência 44
3.6 Estimativa de estoques de carbono das áreas em cronossequência .. 45
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 49
4.1 Caracterização dos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras 49
4.2 Fertilidade do solo e estoques de nutrientes nos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras 52
4.3 Composição, estrutura, diversidade de arbóreas e estoques de carbono das áreas estudadas em Floresta de Restinga - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itapanhapima, Cananéia-SP 54
4.4 Composição, estrutura, diversidade de arbóreas e estoques de carbono das áreas estudadas em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas - Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. 76

5. CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES 107
6. CONCLUSÕES..... 111
REFERÊNCIAS 113
APÊNDICES 125

RESUMO

Caracterização de sistemas agrícolas itinerantes em comunidades tradicionais do município de Cananéia – SP: implicações no tempo sobre diversidade florística, estoques de carbono e fertilidade do solo

O bioma Mata Atlântica é reconhecido pela sua alta biodiversidade e alto grau de endemismo, ao mesmo tempo em que é considerado um dos biomas mais ameaçados no planeta. O uso de recursos naturais por populações tradicionais que vivem e mantêm seus modos de vida nos remanescentes deste bioma gera conflitos de interesse pelo uso da terra, levantando preocupações em relação à manutenção das comunidades e à preservação dos ecossistemas naturais. Para superar estes conflitos, é necessário compreender as múltiplas relações das pessoas com o meio, avaliando o impacto de suas ações ao longo do tempo. Os sistemas agrícolas itinerantes (SAIs) consistem no cultivo de áreas rotacionadas em uma matriz florestal, por meio da derrubada e queima da biomassa arbórea com posterior aproveitamento das cinzas e material orgânico acumulado sobre o solo durante o período de sucessão secundária. As áreas são cultivadas por um curto período e depois deixadas em pousio por um intervalo de tempo mais longo. Apesar da ancestralidade dos SAIs, ainda há controvérsias sobre a viabilidade deste sistema extensivo. Assim, este estudo buscou verificar o efeito dos sistemas agrícolas itinerantes com o uso de fogo sobre a diversidade biológica e suas relações com a fertilidade do solo e estoques de carbono, tecendo comparações com áreas de floresta preservada. Foram estudados sistemas de agricultura itinerante caiçara praticados nas comunidades Bairro Santa Maria (em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas) e RDS Itapanhapima (em Floresta de Restinga), do município de Cananéia - SP. As áreas em cultivo sob pousio e os fragmentos de floresta preservada de sete famílias caiçaras foram selecionados com base em critérios de histórico de uso, condições ambientais e técnicas de manejo do fogo. Estas áreas foram avaliadas em cronossequência para verificar eventuais alterações no tempo, sobre os estoques de carbono acima, sobre e abaixo do solo, a estrutura e a composição florística e os estoques de nutrientes do solo. Para verificar as mudanças, estabeleceu-se comparações com parcelas de floresta nativa preservada sem histórico de uso (controle). A biomassa florestal e os estoques de carbono de parte aérea e de raízes da vegetação em pousio se recuperam a níveis equivalentes às áreas de floresta preservada após 30 anos em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB) e em 10 anos em Floresta de Restinga. O manejo agrícola itinerante não afeta significativamente as características químicas dos solos de Restinga e FODTB. Os efeitos imediatos em função da deposição de cinzas, não se mantêm ao longo do ciclo de pousio. Aparentemente, as condições edáficas e hidráulicas de cada Restinga específica apresentam limitações que impõem o tipo de comunidade vegetal que nelas será desenvolvida. Já nas áreas em FODTB a partir de 60 anos de pousio, as florestas secundárias apresentaram características equivalentes às florestas preservadas, porém alguns parâmetros relevantes para avaliar a dinâmica florestal como a proporção de espécies zoocóricas e de pioneiras já foram atingidos a partir de 5 e 30 anos, respectivamente, quando 21 e 56% das espécies arbóreas do local já se encontrava restabelecida. Considera-se que as

florestas secundárias formadas pelos sistemas de agricultura itinerante além de darem suporte às populações tradicionais contribuem à conservação de recursos naturais por manterem a cobertura florestal nativa, garantindo conectividade e reduzindo o efeito de borda sobre as florestas preservadas. Além disso prestam serviços ecossistêmicos como estocagem de carbono, provisão de alimentos para a fauna associada e ciclagem de nutrientes. Conclui-se que os SAIs estudados mantêm a fertilidade do solo, recuperam os estoques de carbono perdidos pelo corte e queima da biomassa acima do solo e, contribuem à conservação diversidade De outro modo, parecem ser necessários ajustes no planejamento desta atividade para que o tempo de pousio seja suficiente. No atual estado de conhecimento, a manutenção das inúmeras modalidades de SAIs não pode ser categorizada como benéfica, danosa ou neutra ao conjunto das implicações envolvidas nas relações humanas ou à ecologia florestal, na área de abrangência do presente estudo.

Palavras-chave: Derruba e queima, Agricultura itinerante, Agricultura de coivara, Caiçaras, Mata Atlântica

ABSTRACT

Characterization of Shifting cultivation systems practiced by traditional communities of Cananéia, São Paulo, Brazil: implications over time on floristic diversity, carbon stocks and soil fertility

The Atlantic Rainforest biome is recognized for high diversity and endemism. At the same time, it is considered one of the most threatened biomes on the planet. The use of natural resources by traditional populations that live and maintain their ways of life in the remnants of this biome generates conflicts of interest on the land use, raising concerns about the maintenance of communities and the conservation of natural ecosystems. To overcome this situation, it is necessary to understand the various relationships between people and the environment, evaluating their actions over time. Shifting cultivation systems (SAIs) consist of cultivating areas rotated in a forest matrix, through slash-and-burn of the biomass with subsequent use of ashes and organic material accumulated over the soil during secondary succession. Areas are cultivated for a brief period and then left fallow for a longer period. Despite the ancestry of these systems, there is still controversy about the viability of this extensive agricultural system. Thus, this study aims to verify the effect of shifting cultivation systems with the use of fire on biological diversity and its relationship with soil fertility and carbon stocks, making comparisons with areas of preserved forest. We studied swidden agriculture practiced by *Caiçaras* living in the communities *Bairro Santa Maria* (in Lowland Evergreen Dense Forest domain) and *RDS Itapanhapima* (in sandy vegetation named *Restinga* Forest domain), in the municipality of Cananéia – SP. The cultivated plots, fallow areas and preserved forest fragments belonging to seven *Caiçara* families were selected based on criteria of historical use, environmental conditions and fire management techniques. These areas were evaluated in chronosequence to verify any alterations in time, regarding above, below and over the ground carbon stocks; floristic structure and forest composition; soil nutrient stocks. Data from fallow plots was compared to parcels of preserved native forest, with no history of use (control). Forest biomass and carbon stocks of shoots and roots of fallow vegetation recover to levels equivalent to preserved forest areas after 30 years in Lowland Dense Ombrophilous Forest (FODTB) and 10 years in Restinga Forest. Shifting agricultural management does not significantly affect the chemical characteristics of Restinga and FODTB soils. The immediate effects due to ash deposition are not maintained throughout the fallow cycle. Apparently, the edaphic and hydraulic conditions of each specific Restinga present limitations that impose the type of plant community that will be developed in them and a shorter period (15 years) to return to their fertility. In the areas in FODTB after 60 years of fallow, secondary forests showed characteristics equivalent to preserved forests, but some parameters relevant to the assessment of forest dynamics, such as the proportion of zoochoric and pioneer species, have already been reached after 5 and 30 years. years, respectively, when 21 and 56% of the local biodiversity was already restored. It is considered that secondary forests formed by shifting agriculture systems, in addition to supporting traditional populations, contribute to the conservation of natural resources by maintaining native forest cover, ensuring connectivity and reducing the edge effect on preserved forests. In addition,

they provide ecosystem services such as carbon storage, provision of food for the associated fauna and nutrient cycling. It is concluded that the SAIs studied maintain soil fertility, recover the carbon stocks lost by cutting and burning aboveground biomass, and contribute to the conservation of diversity. Otherwise, adjustments in the planning of this activity seem to be necessary so that the time of fallow is sufficient. In conclusion, the maintenance of the numerous modalities of SAIs cannot be categorized as beneficial, harmful or neutral to the set of implications involved in human relations or forest ecology, in the studied area.

Keywords: Slash and burn, Swidden agriculture, *Coivara*, *Caiçaras*, Atlantic Rainforest

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização das comunidades RDS Itapanhapima e Bairro Santa Maria e dos pontos de coleta de dados relacionados às cronossequências de pousio em sistemas agrícolas itinerantes praticados por comunidades caiçaras do município de Cananeia - SP. 35

Figura 2 – Croqui de um sistema agrícola itinerante, identificando os diferentes tipos de usos da terra, as áreas em uso e pousio, a infraestrutura, cursos d'água e floresta preservada. . 41

Figura 3 – Distribuição de abundância de indivíduos por famílias botânicas encontradas em áreas de agricultura itinerante em estágios de pousio inicial (I), médio (M) e avançado (A) comparadas a fragmentos de florestas preservadas (FP> 100 anos), em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. 59

Figura 4 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados áreas de agricultura itinerantes com diferentes idades de pousio (anos) após cultivo em uma matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP..... 61

Figura 5 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em dois fragmentos de floresta preservada (FP>100 anos) em uma matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. 61

Figura 6 – Classificação das 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI) em pousio inicial (até 20 anos), médio (entre 20 e 40 anos) e avançado (acima de 40 anos) após cultivo em sistema de agricultura itinerante caiçara, comparados a fragmento de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. Os valores de IVI foram decompostos em porcentagem de densidade relativa (DR), Dominância relativa (DoR) e frequência relativa (FR). 65

Figura 7 – Densidade relativa de indivíduos classificados por síndrome de dispersão (AUT = autocórica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica) em áreas de sistema agrícola itinerante com diferentes idades de pousio comparadas a Floresta de Restinga preservada (FP>100 anos), RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. 68

Figura 8 – Dendrogramas de similaridade de Bray-Curtis (a) e Sørensen (b) agrupando por similaridade florística as comunidades arbóreo-arbustivas diferentes idades de pousio (4, 10, 15, 30 e 42 anos) comparadas a dois fragmentos de floresta preservada (FP1 e FP2), em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. Os valores foram pareados pelo método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithimetic Mean). 70

Figura 9 – Distribuição de abundância de indivíduos por família botânica amostrados em áreas de agricultura itinerante sob diferentes estágios de pousio (I = inicial, M = médio, A = avançado) comparadas a fragmentos de florestas (FP) preservadas (t> 100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. 84

Figura 10 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios iniciais de pousio (2, 5, 6, 10 e 13 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP. 87

Figura 11 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios médios de pousio (20 e 30 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP..... 87

Figura 12 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios avançados de pousio (42, 50 e 60 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP. 88

Figura 13 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em cinco fragmentos de floresta preservada em região de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP. 89

Figura 14 – Variação da área basal (m2.ha-1) em comunidades arbóreas sob diferentes idades de pousio e fragmentos preservados (t≥100 anos) de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP. 91

Figura 15 – Classificação das 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI) em pousio inicial (até 20 anos), médio (entre 20 e 40 anos) e avançado (acima de 40 anos) após cultivo em sistema de agricultura itinerante caiçara, comparados a fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. Os valores de IVI foram decompostos em porcentagem de densidade relativa (DR), Dominância relativa (DoR) e frequência relativa (FR). 93

Figura 16 – Densidade relativa de indivíduos classificados por síndrome de dispersão (AUT = autocórica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica) nas áreas de sistema agrícola itinerante com diferentes idades de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada (t>100 anos), Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. 96

Figura 17 – Dendrogramas de similaridade de Bray-Curtis (a) e Sørensen (b) agrupando as áreas em pousio e fragmentos de floresta preservada (FP) por similaridade florística, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP. 100

Figura 18 – Variação de biomassa arbórea total (Mg.ha-1), bem como dos compartimentos partes aéreas e raízes, em áreas sob pousio após agricultura itinerante, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP. 102

Figura 19 – Variação de estoque de Carbono arbóreo total (Mg.ha-1), bem como dos respectivos estoques nos compartimentos partes aéreas e raízes, em áreas sob pousio após agricultura itinerante, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP. 103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Identificação das unidades que compuseram o estudo sobre sistemas agrícolas itinerantes caiçaras nas localidades RDS Itapanhapima e Bairro Santa Maria, município de Cananéia – SP..... 39

Tabela 2 – Características químicas e físicas de solos em áreas em uso agrícola e sob pousio de diferentes idades (anos) em sistema agrícola itinerante caiçara, comparadas a fragmentos de floresta preservada (FP), nas fitofisionomias Floresta de Restinga e Floresta Ombrófila, Cananéia - SP. 53

Tabela 3 – Lista de espécies do estrato arbóreo-arbustivo registradas em áreas de agricultura itinerante sob três estágios de pousio após cultivo e em fragmentos de floresta preservada sem histórico de uso (t> 100 anos), em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP, com respectivas informações sobre nome científico, abundância (n), grupo ecológico (P - pioneira; NP – não-pioneira; CULT – cultivada; NC – não classificada) e síndrome de dispersão (ZOO - zoocórica; ANE - anemocórica; AUT - autocórica; NC - não classificada)..... 55

Tabela 4 – Área basal (m2.ha-1) de florestas em pousio de distintas idades (anos) comparadas à média dos fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta de Restinga. As médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. 63

Tabela 5 – Altura média (H méd) e altura máxima (H máx) do componente arbóreo de floresta secundária de Restinga em diferentes tempos de pousio após cultivos agrícola itinerante comparadas a fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), localizadas na RDS Itapanhapima, Cananéia-SP. As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. 64

Tabela 6 – Lista de espécies com maiores valores de Índice de valor de cobertura (IVC) e Índice de valor de importância (IVI) e/ou espécies encontradas pela Análise de Espécies Indicadores (IndVal), nas florestas secundárias em diferentes estágios de pousio após cultivo comparadas a floresta preservada (FP) em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. 66

Tabela 7 – Indicadores de sucessão vegetal em áreas de agricultura itinerante em diferentes idades de pousio após cultivo, comparadas a fragmento de floresta preservada (FP>100 anos) em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. S – riqueza de espécies nativas; S90 – número de espécies nativas que representam 90% dos indivíduos; 10+ - densidade relativa das dez espécies nativas mais abundantes; P – densidade relativa das espécies pioneiras. 69

Tabela 8 – Valores de Riqueza e índice de heterogeneidade de Shannon para parcelas com diferentes tempos de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada, em Floresta de Restinga da RDS Itapanhapima, Cananeia - SP. As letras representam diferenças significativas a 95% de confiança (p<0,05) pelo teste t de Hutcheson para o índice de Shannon (H'). 71

Tabela 9 – Biomassa estimada (Mg.ha-1) e estoque de carbono (Mg.ha-1) com respectivos desvios-padrão dos compartimentos parte aérea e raízes do componente arbóreo-arbustivo lenhoso em áreas em pousio de sistemas agrícolas itinerantes, comparados a fragmentos de floresta preservada (> 100 anos), Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP..... 73

Tabela 10 – Acúmulo de massa seca (Mg.ha-1) e estoque de carbono (Mg.ha-1) na serapilheira de Floresta de Restinga em diferentes tempos de pousio localizados na RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. 73

Tabela 11 – Teor de carbono, estoque de carbono (Mg.ha-1) da primeira camada do solo (0-10 cm) agregado por categoria de teor de argila em Floresta de Restinga, em diferentes tempos de pousio em sistemas agrícolas itinerantes de Cananéia - SP. Os estoques de carbono foram corrigidos para a mesma massa de solo a fim de comparações entre as áreas..... 75

Tabela 12 – Lista de espécies do estrato arbóreo-arbustivo registradas em áreas de agricultura itinerante sob três estágios de pousio após cultivo e em fragmentos de floresta preservada (t> 100 anos), em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. com respectivas informações sobre nome científico, abundância (n), grupo ecológico (P - pioneira; NP – não-pioneira; CULT – cultivada; NC – não classificada) e síndrome de dispersão (ZOO - zoocórica; ANE - anemocórica; AUT - autocórica; NC - não classificada). 77

Tabela 13 – Média do diâmetro à altura do peito – DAP méd (cm), valor máximo do diâmetro à altura do peito – DAP máx (cm), densidade (ind.ha-1) do componente arbóreo em pousio comparado a fragmentos de floresta preservada(t≥100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia – SP. 90

Tabela 14 – Valores médios de área basal (m².ha-1) e respectivos desvios-padrão de comunidades vegetais com diferentes idades de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada (t≥100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia – SP. As médias foram comparadas pelo teste post-hoc de Dunn a 5% de significância..... 91

Tabela 15 – Lista de espécies com maiores valores de Índice de valor de cobertura (IVC) e Índice de valor de importância (IVI) e/ou com valores significativos (p,0,05) na Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), entre áreas em diferentes estágios de pousio e floresta preservada em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. Números sobrescritos indicam uma espécie indicadora do estágio de pousio ou área de floresta preservada: 1) Inicial (entre 2 e 15 anos), 2) Médio (entre 20 e 35 anos; 3) Avançado (entre 40 e 100 anos); 4) Floresta preservada (acima de 100 anos) 95

Tabela 16 – Indicadores de sucessão vegetal em áreas de agricultura itinerante em diferentes tempos de pousio após cultivo, comparada a fragmento de floresta preservada (FP) em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia - SP. S – riqueza de espécies; S90 – número de espécies que representam 90% dos indivíduos; 10+ - densidade relativa das dez espécies mais abundantes; P – densidade relativa das espécies pioneiras. 98

Tabela 17 – Estimativa de tempo mínimo de pousio para recuperação da riqueza (S), proporção de espécies pioneiras (P%), proporção de espécies dominantes (S90/S) e proporção de espécies zoocóricas (Z%) em áreas de agricultura itinerante caiçara, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. 99

Tabela 18 – Valores de Riqueza e Índice de Shannon para parcelas com diferentes tempos de pousio em Floresta Ombrófila no bairro Santa Maria, Cananeia - SP. As letras representam diferenças significativas (p<0,05) pelo teste t de Hutcheson para o índice de Shannon. 101

Tabela 19 – Biomassa total e estoque total de C (Mg.ha-1) do componente arbóreo-arbustivo, com seus respectivos valores de desvio padrão (DP), em pousio em sistemas agrícolas itinerantes comparadas a floresta preservada, em formação de Floresta de Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. 103

Tabela 20 – Acúmulo de massa seca (Mg.ha-1) e carbono (Mg.ha-1) na serrapilheira de Floresta Ombrófila e em diferentes tempos de pousio comparadas a floresta preservada (t≥ 100 anos). Médias seguidas por mesma letra não diferem significativamente pelo teste post-hoc de Dunn a 95% de significância. 104

Tabela 21 – Teor de carbono, estoque de carbono (Mg.ha-1) da primeira camada do solo (0-10 cm) agregado por categoria de teor de argila em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em diferentes tempos de pousio em sistemas agrícolas itinerantes de Cananéia - SP. Os estoques de carbono foram corrigidos para a mesma massa de solo a fim de comparações entre as áreas..... 105

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DAP	Diâmetro à altura do peito
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
FODTB	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas
MOJAC	Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga
RBMA	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
REDD	Redução de emissões provenientes de desmatamento e degradação florestal
RESEX	Reservas Extrativistas
SAIs	Sistemas Agrícolas Itinerantes
UCs	Unidades de Conservação

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos do mundo, sendo ao mesmo tempo um dos mais ameaçados pela degradação. No Brasil, as perdas de sua cobertura vegetal original ultrapassam o nível de 80%, trazendo limites à manutenção de serviços ecossistêmicos que mantêm mais de 60% da população do país.

O estado de São Paulo contém cerca de 5,6 milhões de hectares (22% de seu território) ocupado por vegetação nativa em diferentes estágios de regeneração. Mesmo com a crescente expansão de áreas urbanas, as taxas de mudança de cobertura vegetal nativa se mantêm baixas, mas a fragmentação e o tamanho reduzido da maior parte dos remanescentes ainda tornam preocupante o estado de conservação das formações da Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009).

Dentre as fitofisionomias mais conservadas em São Paulo está a Floresta Ombrófila Densa, que encobre o maior contínuo de remanescentes dessas florestas no Brasil, conhecido como porção Sudeste da Reserva de Biosfera da Mata Atlântica, abrangendo os estados de Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (RBMA, 2019).

O município de Cananéia, situado no Litoral Sul de São Paulo, está incluído nesta região e se destaca por ter cerca de 90% de seu território coberto por uma ampla variedade de formações vegetais nativas, que acompanham um gradiente da planície costeira às encostas da Serra do Mar. O município também abriga um conjunto de unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável.

A história ambiental desta região está definida por uma grande diversidade de populações tradicionais que ao manejarem seus recursos definem os padrões de diversidade das formações florestais (OLIVEIRA, 2007). Dentre estas populações tradicionais estão os caiçaras, que habitam as regiões litorâneas desde as primeiras décadas da colonização portuguesa (ADAMS, 2000).

Uma forma de manejo associada às comunidades caiçaras são os sistemas agrícolas itinerantes (SAIs) também conhecido como sistema de derruba e queima, agricultura de coivara ou roça caiçara. Esses sistemas são praticados através da abertura de clareiras na floresta, uso controlado do fogo para combustão da fitomassa cortada e cultivo sobre as cinzas e materiais não queimados. Nestas parcelas são implantados cultivos anuais ou semiperenes, que após um curto intervalo, são deixados em longo pousio para a ocorrência da regeneração florestal.

Estes sistemas agrícolas são praticados por comunidades caiçaras há varias gerações e, apesar de sua ancestralidade, há controvérsias sobre sua sustentabilidade. Em Cananéia, ainda que os SAIs sejam reconhecidos como sistemas agrícolas tradicionais da região, sua prática é realizada de forma restrita. Assim, surgem conflitos socioambientais gerados por uma aparente dicotomia entre a conservação dos recursos naturais e o manejo dos mesmos pelas famílias caiçaras, visando sua manutenção e a garantia de seus meios de vida.

Com este cenário, há a necessidade de compreender os efeitos dos sistemas agrícolas itinerantes sobre a biodiversidade local, a fertilidade dos solos e sobre os estoques de carbono nos sistemas. O conhecimento sobre os aspectos ecológicos relacionados ao manejo dos SAIs é importante para identificar o tempo de pousio ideal para realizar o corte e a queima da vegetação regenerada e para contribuir com diretrizes para a gestão das paisagens florestais secundárias.

Este estudo teve como objetivo verificar o efeito dos sistemas agrícolas itinerantes com o uso de fogo sobre a diversidade biológica e suas relações com a fertilidade do solo e estoques de carbono estabelecendo comparações com florestas preservadas.

Para isso, foram identificados SAIs em diferentes idades de pousio (inicial: até 15 anos; médio: 20 a 40 anos; avançado: 40 a 60 anos e floresta preservada: mais de 100 anos sem registro de uso). Os locais de estudo foram duas comunidades do município de Cananeia – SP: a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itapanhapima e o Bairro Santa Maria. A vegetação destes locais consiste em Floresta de Restinga e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, respectivamente.

A partir da identificação dos fragmentos para compor a cronossequência dessa pesquisa, houve a coleta e levantamento de informações a respeito da composição físico-química da camada superficial do solo, da biomassa e dos estoques de carbono, além da composição florística e estudo fitossociológico das áreas. Com isso, foi possível comparar as características dos fragmentos em diferentes idades de pousio com a floresta preservada, que serviu como controle.

Com relação à organização deste trabalho, no item 2 encontra-se o referencial teórico que fundamenta este estudo. Há neste tópico uma abordagem sobre a Mata Atlântica, sua importância e a atualidade do uso do solo neste bioma e especificamente na Porção Sudeste e no Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga (MOJAC). Em seguida, uma revisão caracterizando os sistemas agrícolas itinerantes (SAIs) e discorrendo sobre estes sistemas no Brasil.

A seção 3 apresenta o material e métodos utilizados na pesquisa, com uma caracterização detalhada sobre a região e sobre as comunidades onde o estudo foi realizado, a RDS Itapanhapima e o Bairro Santa Maria. Descreve também os procedimentos adotados para a identificação e definição das unidades que compuseram a cronossequência, além dos procedimentos para a coleta de dados a campo e análise destes.

Os resultados e discussão – seção 4 – foram divididos em três etapas. A primeira apresenta uma síntese dos dados relativos à fertilidade do solo e estoque de nutrientes nos SAIs. A análise aprofundada foi apresentada no artigo "*Moderate swidden agriculture inside dense evergreen ombrophilous forests can sustain soil chemical properties over 10–15 year cycles within the Brazilian Atlantic Forest*" (VISSCHER et al., 2021), que está no APÊNDICE B deste trabalho.

A segunda etapa discute a composição, estrutura, diversidade e estoques de carbono nas cronossequências estudadas nas áreas de Floresta de Restinga, comparando os fragmentos em diferentes idades de pousio com áreas de floresta preservada. Já a terceira etapa debate a composição, estrutura, diversidade e estoques de carbono nas cronossequências em áreas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.

A partir dessa abordagem, espera-se contribuir para o melhor entendimento sobre o funcionamento dos sistemas agrícolas itinerantes e os seus efeitos sobre ecossistemas locais. Assim, busca-se elucidar um pouco mais a inter-relação das pessoas com o meio de maneira a contribuir com diretrizes para a gestão das unidades de conservação.

1.1 Hipóteses

Esse trabalho está baseado nas seguintes hipóteses: i) Os SAIs estudados são capazes de manter a fertilidade do solo ao longo do tempo sendo para isso suficiente o período de pousio empregado; ii) As práticas agrícolas empregadas nos SAIs caiçaras permitem a posterior recuperação da estrutura e da diversidade arbórea das áreas florestais em pousio e; iii) As áreas em SAIs atuam como drenos de carbono, dada a regeneração da vegetação durante o período de pousio.

1.2 Objetivo geral

Neste estudo objetivou-se verificar o efeito dos sistemas agrícolas itinerantes com o uso de fogo sobre a diversidade biológica e suas relações com a fertilidade do solo e estoques de carbono tecendo comparações à floresta primária.

1.3 Objetivos específicos

i. Estabelecer uma cronossequência onde seja possível avaliar os impactos das atividades agrícolas tradicionais no tempo;

ii. Avaliar as variações da biomassa acima do solo e depositada sobre esse por consequência do manejo agrícola itinerante;

iii. Estimar os estoques de carbono acima do solo, da serapilheira e da camada superficial do solo (0-10 cm);

iv. Verificar as mudanças na composição florística e na estrutura das comunidades arbóreo-arbustivas estabelecendo uma sequência temporal do desenvolvimento das vegetações secundárias;

v. Avaliar a biomassa e os estoques de carbono e a biodiversidade da vegetação em processo de sucessão secundária ao longo da cronossequência estabelecida verificando o tempo necessário para o restabelecimento das condições encontradas nas áreas de floresta preservada.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mata Atlântica, Uso do Solo e Conservação

A Mata Atlântica é reconhecida como uma das áreas mais biodiversas do mundo e ao mesmo tempo das mais ameaçadas de degradação. No Brasil, as perdas de sua cobertura original superam os 80% (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; RIBEIRO et al., 2009).

As formações pioneiras de Mata Atlântica foram amplamente devastadas principalmente pela atividade agricultura, silvicultura e expansão urbana (FEARNSIDE, 2013; MAPBIOMAS, 2020). A maior parte dos remanescentes está em áreas protegidas, mas como esta região dá suporte a 61% da população brasileira, ainda há grande pressão por mudanças do uso do solo que levam à perda da cobertura vegetal ou à sua degradação (CALMON et al., 2011).

No estado de São Paulo, estudos recentes apontam uma tendência à recuperação da cobertura florestal deste bioma no estado de São Paulo, atualmente estimada em 32,6% (SÃO PAULO, 2020). Porém, a fragmentação e o precário estado de conservação dos remanescentes seguem sendo consideráveis, o que ainda desperta preocupações sobre a efetiva conservação das formações vegetais nativas deste bioma (RIBEIRO et al., 2009). Desde a primeira década do século XXI, a expansão das áreas urbano-industriais é a principal ameaça à manutenção das áreas naturais em São Paulo, superando a mudança do uso do solo anteriormente impulsionada pela agricultura (CALABONI et al., 2018).

De acordo com Lira et al. (2012), a dinâmica de mudança de uso do solo estabelecida nas áreas de Mata Atlântica de SP, entre os anos 1960 e 2000, levou à regeneração da cobertura em diferentes momentos, formando um mosaico de florestas secundárias de diferentes idades que são importantes para a conectividade e redução dos efeitos de borda sobre os fragmentos de floresta.

O maior contínuo de remanescentes de Mata Atlântica do Brasil está inserido no estado de São Paulo. A chamada porção Sudeste da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) foi estabelecida em 1991 nos estados de Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná, abrangendo áreas ao longo das Serras da Mantiqueira e do Mar, estendendo-se até a planície litorânea (RBMA, 2018). Por sua importância ecológica, essa região é considerada patrimônio natural da humanidade pela UNESCO, desde 1993. Com o passar dos anos, a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica foi expandida para outros estados brasileiros e

atualmente ocupa cerca de 89 milhões de hectares, o que corresponde a 66% do território entendido como Domínio Mata Atlântica (RBMA, 2019).

O território da Porção Sudeste da Mata Atlântica compreendido entre o Sul do Estado de São Paulo e uma pequena porção do Estado do Paraná e identificado como Vale do Ribeira. Esta região é reconhecida pela sua importância ecológica e pela sua importância sociocultural. Sua população é composta por uma diversidade étnico-cultural, com indígenas, quilombolas, caiçaras e outras comunidades tradicionais originárias das primeiras levas de colonização portuguesa no Brasil (DIEGUES, 2007).

Esta região é também reconhecida pelos baixos índices de desenvolvimento socioeconômico, quando comparada a outras regiões do estado de São Paulo. Segundo o IBGE (2010), cerca de 26% de sua população vive em comunidades rurais sob condições de vulnerabilidade.

Braga (1999) explica as razões das disparidades regionais no estado de São Paulo, que colocam o Vale do Ribeira como a região mais estagnada economicamente, especialmente a partir de meados do século passado. Segundo o autor, esta região que se destacou economicamente até o início do século XX pelo complexo rizicultor-escravista e pela acessória produção de outros alimentos, sofreu o declínio de sua atividade principalmente pelo seu isolamento e por não estar incluída nas áreas de expansão do complexo cafeicultor, impulsor do desenvolvimento de algumas regiões do estado naquele período. Sobre este último fenômeno, o autor relata que a expansão da cafeicultura para o Oeste de SP provocou a ampliação vias de acesso e especialmente estabeleceu uma malha ferroviária que conectou outras regiões e possibilitou a inversão de capitais da cafeicultura na própria atividade ferroviária. Em paralelo, o declínio do complexo rizicultor-escravista do Vale do Ribeira foi agravado pela concorrência com a produção de alimentos nas regiões de expansão da cafeicultura e pelo isolamento da região, que além de não fazer parte da nova malha ferroviária, sofreu com a inviabilização de seu principal porto, em Iguape.

Atualmente, a região conta com uma participação reduzida das atividades agropecuárias, pesqueiras e de extrativismo no Produto Interno Bruto regional, contribuindo em torno de 16% (IBGE, 2006). Por outro lado, existe um forte apelo cultural associado a estas atividades, já que tanto a pesca, como sistemas agrícolas, dentre eles a agricultura itinerante, são manejados por comunidades tradicionais. Dentre as atividades agrícolas destacam-se as áreas de cultivo perene com produção de pupunha, banana e palmito juçara; sistemas agroflorestais que permitem a associação destas culturas a outros produtos para consumo próprio e/ou comercialização em menos volumes e, as roças itinerantes, onde se cultiva arroz, milho e mandioca (PERONI; HANAZAKI, 2002; ARANTES et al., 2017).

Em virtude de sua baixa densidade demográfica, altos índices de cobertura florestal, grande variabilidade ambiental que inclui ambientes litorâneos, de encosta e serra e, até mesmo, baixo desenvolvimento econômico, diversos territórios do Vale do Ribeira passaram a ser demarcados como áreas de proteção permanente. Uma destas áreas foi o Parque Estadual de Jacupiranga, demarcado em 1969.

A criação do Parque Estadual do Jacupiranga, assim como outras unidades de proteção integral do Vale do Ribeira, trouxe um histórico de conflitos socioambientais em função da demarcação de sua área sobre os territórios de 30 bairros rurais formados por mais de 8 mil habitantes (BIM; FURLAN, 2013). Esta população passou por 40 anos de disputas para manter seus territórios e modos de vida, dentre eles, reivindicando o manejo das florestas para realização da agricultura itinerante.

Atualmente, o Mosaico de Unidades de Conservação[1] do Jacupiranga (MOJAC) resulta das redefinições do território do antigo Parque Estadual do Jacupiranga, tendo incluído áreas de uso sustentável a fim de conservar a diversidade de ecossistemas presentes na região e manter as comunidades locais (SÃO PAULO, 2008). Sua área abrange cerca de 155 mil hectares destinados a Parque e 90 mil hectares de Reservas Extrativistas e de Desenvolvimento Sustentável (BIM et al., 2020).

Passados os 40 anos de conflito sobre uso do solo, a criação das áreas de uso sustentável trouxe o reconhecimento do papel das comunidades locais na conservação dos recursos naturais, porém, novos desafios emergem. Ainda assim, existe muitos questionamentos sobre a compatibilidade entre as tradicionais práticas de manejo de recursos e os objetivos estabelecidos para estas áreas de conservação. A agricultura itinerante, ou roça caiçara, é uma destas formas de uso do solo reconhecida como expressão da cultura caiçara, mas questionada por suas práticas de manejo da floresta.

---

[1] Segundo BRASIL (2000), um mosaico de unidades de conservação é constituído por “um conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas”. Essa categoria estabelece a gestão conjunta das unidades, de forma a compatibilizar seus diferentes objetivos, garantindo a conservação da biodiversidade, a valorização da sociodiversidade e o desenvolvimento regional sustentável.

2.2 Sistemas Agrícolas Itinerantes

Os sistemas agrícolas itinerantes, também conhecidos agricultura de corte e queima, coivara ou roça, são aqueles caracterizados pela alternância de usos do solo em uma paisagem de predominância florestal, onde áreas ocupadas por cultivos anuais ou semi-perenes são manejadas por um determinado período e deixadas em pousio para recuperação de sua capacidade produtiva a partir da regeneração da cobertura florestal (PEDROSO JÚNIOR; MURRIETA; ADAMS, 2008). Após a abertura de clareiras, são aplicadas técnicas de manejo de fogo de maneira a evitar incêndios e a queima excessiva da matéria orgânica do solo, o que poderia afetar sua fertilidade. Uma outra característica deste sistema é que as áreas ficam sob cultivo por períodos mais curtos que o intervalo em que esta fica sob pousio (CONKLIN, 1961; RIBEIRO FILHO et al., 2018; EDIVALDO; ROSELL, 2020).

Entendendo que existe uma ampla gama de sistemas de manejo que são enquadradas como agricultura itinerante, Fujisaka; Hurtado; Uribe (1996) propuseram uma classificação destes sistemas com base nas variáveis cobertura vegetal inicial, perfil de agricultor, cobertura vegetal final e tempo de pousio. Os autores identificaram nove classes de sistemas agrícolas itinerantes com base em uma revisão de estudos que os descrevem. Em torno de 52% dos sistemas classificados são estabelecidos em áreas de florestas secundárias. Em muitos casos (53%) há a regeneração da vegetação nativa após o cultivo. A maioria (73%) dos sistemas é manejada por populações tradicionais e o tempo de pousio adotado geralmente é maior que 8 anos (41%), mas há muitas áreas em o pousio dura entre 3 e 8 anos (36%). Estas características mais comuns são também as mais usadas para definir os sistemas agrícolas itinerantes (EDEN, 1987; PEDROSO JÚNIOR; MURRIETA; ADAMS, 2008).

Estima-se que os sistemas agrícolas itinerantes ocupem 280 milhões de hectares nas porções úmidas e sub-úmidas da região Pantropical. Esta estimativa vem de um estudo que avaliou as unidades de uso do solo com indícios de agricultura itinerante usando ferramentas de geoprocessamento. Dentre os locais com maior predominância, destacam-se as Américas (com 41% do total das unidades espaciais mapeadas) e o continente Africano (37%) (HEINIMANN et al., 2017).

Apesar dos estudos recentes apontarem que o território ocupado por esses sistemas é mais extenso do que se estimava, existe uma tendência à redução de sua área com a substituição por sistemas de cultivo permanentes, muitas vezes com foco na produção de *commodities* agrícolas como café, banana, látex e dendê. Algumas razões apontadas para explicar esta tendência são: políticas de redução de emissões provenientes de

desmatamento e degradação florestal (REDD) que proíbem a prática da agricultura itinerante ou estimulam outros sistemas para a sua substituição; o acesso a mercados e o surgimento de novas cadeias de produtos agrícolas; o aumento da renda e, a degradação das florestas e do solo, com redução da capacidade produtiva das áreas (VAN VLIET et al., 2012; PEDROSO-JUNIOR; ADAMS; MURRIETA, 2015; TEMUDO; FIGUEIRA; ABRANTES, 2015).

Mesmo com essa tendência mundial de redução da área com sistemas de agricultura itinerante, em muitas localidades esses sistemas ainda se mostram os mais adequados para a manutenção dos recursos florestais e a produção agrícola locais (CONKLIN, 1961; PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010; VAN VLIET et al., 2013). Além disto, estes sistemas são mantidos por aspectos culturais e históricos já que a agricultura itinerante é vista por algumas populações tradicionais como um dos traços socioculturais que reafirmam a sua identidade (IANOVALI et al., 2018).

A agricultura itinerante vem sendo apontada como uma das razões para o desmatamento, a redução da biodiversidade, a contribuição para emissões de gases de efeito estufa e degradação de outros fatores ambientais (FOX, 2000; PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010). Steward (2018) argumenta que a inclusão dos sistemas agrícolas itinerantes como alvo das políticas de REDD vem da falta de compreensão sobre o funcionamento destes sistemas e sobre a variedade de formas que esse tipo de manejo é aplicado. A autora propõe o entendimento do contexto social e ambiental em que as florestas são manejadas com uso do fogo para conhecer os potenciais e reais impactos da agricultura itinerante sobre os solos e a regeneração florestal.

A falta de conhecimentos sobre os efeitos dos sistemas agrícolas itinerantes sobre os recursos naturais é apontada por Mukul e Herbohn (2016). Historicamente, a produção sobre os sistemas agrícolas itinerantes vem focando em temas que buscam compreender estes sistemas pelo enfoque antropológico e da Ecologia Humana. Segundo os autores, são poucos e recentes os estudos que avaliam características das florestas secundárias nas áreas sob pousio e estabelecem comparações com florestas primárias ou preservadas. Os estudos mais recentes, relacionados à Química e Fertilidade dos Solos e à Ecologia Vegetal, passaram a descrever o efeito deste sistema sobre as florestas secundárias.

Além da necessidade de compreender melhor os efeitos da agricultura itinerante sobre as florestas secundárias, a compreensão do funcionamento destes sistemas pode contribuir à gestão das paisagens florestais, a partir da definição dos condicionantes à sustentabilidade dos SAIs. Alguns destes fatores determinantes que precisam ser melhor conhecidos são as práticas adequadas de uso do fogo, o período ideal de pousio e a

quantidade e a duração dos ciclos de cultivo (ALBERS; GOLDBACH, 2000; MERTZ, 2002; LAWRENCE et al., 2010). Além disto é importante procurar estabelecer padrões no complexo vegetação-solo que permitam inferir sobre a contribuição da biomassa na manutenção dos sistemas agrícolas itinerantes (MCGRATH, 1987).

Além disto, é necessário definir os objetivos das paisagens que contêm as populações tradicionais que praticam agricultura itinerante. Sovu et al. (2009) sugerem que as áreas em pousio ocupadas por florestas secundárias tenham seus propósitos definidos dentro de uma perspectiva de convivência e manejo dos recursos pelas comunidades. Como exemplo, os autores sugerem que as áreas em pousio poderiam ser enriquecidas, com objetivo de aumentar a conectividade com as áreas de floresta primária, ou até mesmo, poderiam ser manejadas como florestas para extrativismo de essências florestais.

O papel dos povos associados às paisagens florestais na sua conservação é abordado por Martin et al. (2010) que propõem o conhecimento ecológico tradicional, derivado da longa interação humana com o meio, como uma ferramenta importante para o manejo sustentável da floresta com a perspectiva das populações locais. Uprety et al. (2012) sugerem que o conhecimento acumulado sobre a dinâmica das florestas secundárias derivado das observações e da prática da agricultura itinerante também pode ser aplicado no planejamento de estratégias de manejo e conservação dos recursos naturais. Como exemplo, mencionam como o conhecimento sobre os determinantes da sucessão secundária durante o período de pousio pode contribuir para projetos de restauração ecológica.

Assim, os estudos sobre sistemas agrícolas itinerantes além de permitirem uma melhor compreensão de sua dinâmica, possibilitam identificar os limites à sustentabilidade das populações tradicionais que deles dependem (RIGHI; GÁLVEZ, 2018).

2.2.1 Agricultura Itinerante no Brasil

As áreas de agricultura itinerante no Brasil estão distribuídas entre a região Amazônica, partes do Nordeste Brasileiro e especialmente na porção litorânea da Mata Atlântica, com exceção dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (HEINIMANN et al., 2017). Segundo os autores, os sistemas agrícolas itinerantes no Brasil, especialmente na Amazônia, são mais presentes em paisagens com poucas unidades de uso do solo pela agropecuária, sendo normalmente inseridos em uma matriz de vegetação nativa.

No Brasil, a prática da agricultura itinerante não é proibida, mas está limitada, já que a legislação ambiental determina as condições de uso do solo e impõe a necessidade de autorização por órgãos estaduais. No caso do Bioma Mata Atlântica, por exemplo, a legislação define que a supressão da vegetação secundária em estágio médio para atividade agropecuária e silvicultural é vedada a pequenos produtores e populações tradicionais desde que os usos sejam imprescindíveis à subsistência das famílias agricultoras (BRASIL, 2006).

A mesma tendência à redução das áreas de agricultura itinerante observada em outros países ocorre no Brasil (HEINIMANN et al., 2017). Pedroso Júnior et al. (2008) observaram que fatores externos como a legislação ambiental e a melhoria das vias de acesso aos territórios das comunidades tradicionais alteraram as características dos sistemas agrícolas itinerantes quilombolas. O primeiro fator provocou uma redução da agricultura de corte e queima, já que a exigência de licenciamento para o corte e queima levou ou à substituição do sistema de cultivo para uma agricultura permanente ou ao aumento do número de ciclos de cultivo antes do pousio para aproveitar as áreas já derrubadas e queimadas. O segundo fator, a construção de rodovia que facilitou o acesso à região, ampliou o acesso dos agricultores quilombolas a mercados, aumentando a área de produção para comercialização associada à intensificação das práticas agrícolas e à necessidade de aproximação das áreas de cultivo para o entorno das residências, para dar conta da maior intensidade de manejo, especialmente das plantas adventícias. Ainda assim, os autores registram que a agricultura itinerante continua sendo praticada nestes territórios, mesmo que em menor escala, em virtude de seu papel na garantia da alimentação das famílias agricultoras.

Em estudo sobre as mudanças de uso do solo ocorridas nos últimos 60 anos em uma região com histórico de agricultura itinerante no Litoral de Santa Catarina, Fantini et al. (2019) elencaram alguns fatores que levaram à substituição destes sistemas. Segundo os autores, um dos fatores foram o aumento populacional aliado à intensificação da atividade agrícola para dar conta das demandas de comercialização (especialmente da cultura de mandioca para produção de farinha), isto trouxe um colapso ao sistema, com a redução da sua capacidade de recomposição florestal e a necessidade de plantio de árvores de rápido crescimento para enriquecimento da vegetação secundária. Outra razão para o declínio foi a migração da população para centros urbanos durante o período de forte crise econômica das décadas de 1970 a 1980. Neste período, houve o redirecionamento da atividade de produção de lenha anteriormente destinada aos engenhos de farinha para a produção de carvão. Mais recentemente, a regulamentação das atividades de manejo de recursos nativos

e a fiscalização para limitação da prática das roças vieram associadas a novas mudanças no uso do solo com a implantação da silvicultura (especialmente de eucalipto) e da pecuária.

No caso dos sistemas agrícolas itinerantes caiçara (ou roças caiçaras) estes possuem um importante papel na história socioambiental destas comunidades litorâneas. Até meados do século XX, a agricultura itinerante era atividade econômica central sendo substituída pela pesca somente após transformações no sistema sociotécnico da pesca, como introdução do barco a motor e expansão da pesca seletiva (MOURÃO, 2003). Até meados do século XX as populações caiçaras estavam dispersas ao longo da costa, em baixa densidade demográfica e realizando uma agricultura itinerante de pousios mais longos e com intensa utilização de força de trabalho humana (ADAMS, 2000). A autora descreve a agricultura itinerante praticada por estas comunidades tradicionais. Segundo ela, uma especificidade das roças caiçaras é que são praticadas em planícies costeiras onde os solos geralmente são arenosos, rasos e de baixa fertilidade. A mandioca é a principal cultura, mas encontram-se cultivos como milho, feijão, batata doce, arroz e cana.

A autora (op. cit.) identificou como causas da redução de áreas de agricultura itinerante no Litoral de São Paulo e Rio de Janeiro: a abertura de estradas, que conectaram o litoral; expansão imobiliária, que levou a uma reorganização territorial em torno do turismo a partir da década de 1970 e, a criação de unidades de conservação que restringiram as atividades das comunidades.

Oliveira (2008) sugere que as roças caiçaras desempenham um importante papel na redefinição das características da paisagem do litoral da Mata Atlântica. Ele descreve que as florestas secundárias derivadas de áreas com histórico de uso com agricultura itinerante apresentam baixa diversidade florística em relação às áreas climácicas, mas mantêm os processos de produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes que dão suporte à alta produtividade e rápida regeneração da vegetação.

Assim, estes sistemas parecem desempenhar um importante papel para a recomposição do Bioma Mata Atlântica a partir regeneração da cobertura de vegetação nativa, conforme tendências apontadas por (LIRA et al., 2012). As florestas secundárias resultantes destes sistemas possuem alta capacidade de regeneração (acúmulo de biomassa), produzem um *continuum* de mosaicos florestais de diferentes idades que formam uma paisagem conectada que melhor conserva os fragmentos de floresta primária antes ameaçados pela descontinuidade.

Por outro lado, alguns estudos apontam a agricultura itinerante como inadequada para a atual dinâmica de uso do solo encontrada na região Pantropical, especialmente devido às rápidas mudanças de uso do solo com a conversão de áreas florestais para

atividades agropecuárias mais integradas ao mercado. Estas mudanças trazem a limitação das áreas disponíveis para agricultores itinerantes o que afeta a resiliência do sistema agrícola tradicional estabelecido. A redução no tempo de pousio, por exemplo, levou à redução da produtividade primária a uma taxa de 9,3% por ciclo em áreas de agricultura itinerante estabelecidas no Norte do Brasil, na Bolívia e Indonésia (LAWRENCE et al., 2010).

As roças caiçaras, como um dos sistemas agrícolas itinerantes praticados na Mata Atlântica, são vistas como uma importante expressão da cultura destas populações litorâneas, mas ao mesmo tempo são entendidas como causas da degradação das florestas nativas. Portanto, faz-se necessário compreender os efeitos dos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras sobre parâmetros relacionados à sustentabilidade como fertilidade do solo, estoques de carbono e diversidade florística.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do local da pesquisa

O município de Cananéia está localizado na região litorânea do Vale do Ribeira, no extremo Sul da costa do estado de São Paulo, entre as coordenadas 48°14’24’’ e 47°42’36’’W e 24°42’48’’ e 25°19’12’’S. Está inserido na região administrativa de Registro e dista 265 km da capital paulista (IBGE, 2010).

O clima do Litoral Sul do Estado de São Paulo é do tipo Cfa, subtropical úmido com verões quentes, pela classificação climática de Köppen (ALVARES et al., 2013). Segundo CIIAGRO (2019), as variáveis climatológicas médias anuais registradas em Cananéia para o período de 2004 a 2019 foram: precipitação anual de 1766 mm e temperatura anual média de 21,7°C com variação entre 17,5°C e 25,9°C.

A geomorfologia da região de Cananéia resulta de eventos de variação do nível do mar que formaram a região do complexo estuarino-lagunar de Iguape – Cananéia – Paranaguá. Os principais elementos naturais desta paisagem são lagunas delimitadas por ilhas, cordões litorâneos ocupados por restingas e manguezais, bem como planícies fluviomarinhas. Todos esses elementos estão circundados por maciços costeiros que são recortados por cursos de água doce (AB’SÁBER, 2000; OLIVEIRA, 2004).

A maior parte do território do município contém ambientes sedimentares, principalmente depósitos marinhos pleistocênicos onde se formaram solos como Espodossolos Humilúvicos, Gleissolos Sálicos e Háplicos, Neossolos Flúvicos e Quartzênicos (GOMES, 2007; MOREIRA, 2007; COELHO 2008; ROSSI, 2017).

Coelho et. al. (2010) descrevem os Espodossolos sob Restinga em Cananéia, Ilha Comprida e Bertioga com as seguintes características: alta acidez, textura arenosa, alto teor de Al, baixa CTC e baixos teores de elementos nutrientes. Souza; Lopes; Moreira (2009) encontraram forte relação entre Floresta Alta de Restinga e Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos.

As matas de restinga ocupam mais de 618 mil hectares da costa brasileira, sendo que 230 mil hectares estão no estado de São Paulo. A vegetação costeira, inclusive as Florestas de Restinga, em melhor estado de conservação encontra-se entre o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida e o Complexo Estuarino de Paranaguá. Esta vegetação está também associada a uma extensa faixa de manguezais, contribuindo para a sua conservação (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE, 2018).

Dada a grande variabilidade de suas formações vegetais, a Restinga é melhor descrita como um mosaico de comunidades vegetais ou um complexo vegetacional. As variações de fitofisionomia nesta formação estão relacionadas à proximidade do mar e fatores ambientais como vento, maresia e condições edáficas (JASTER, 2002). Dentre estes, as características de seus solos parecem ser as mais determinantes, o que faz com que as Restingas sejam consideradas formações vegetais edáficas (COELHO et al., 2010; ALMEIDA, 2012; BONILHA et al., 2012). Magnago et al. (2013) também apontam que a estrutura e diversidade das comunidades de Restinga são determinadas pelo regime de inundações.

O estudo de Souza; Lopes; Moreira (2009) na planície costeira de Bertioga indica a Floresta Alta de Restinga como a formação mais antiga, provavelmente estabelecida logo após a formação dos depósitos sedimentares Pleistocênicos não sofrendo influência das transgressões marinhas do Holoceno. Algumas características desta formação vegetal são a composição arbórea, com estratificação vertical bem definida, altura média em torno de 12 metros com emergentes chegando a 25 m, alta correlação entre altura e DAP, estabelecimento sobre terrenos não-inundáveis de substrato marinho e alta capacidade de acúmulo de serapilheira (JASTER, 2002; PINTO SOBRINHO, 2012).

Outra formação costeira encontrada na planície costeira de Cananéia é a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB) que, apesar da proximidade com Florestas de Restinga, diferenciam-se estrutural e floristicamente por se situarem em outra condição edáfica (ASSIS et al., 2011). As FODTB, assim como outras fisionomias da Floresta Ombrófila Densa, estão associadas a áreas derivadas das formações de Morraria Costeira e Serrania do Ribeira que apresentam Argissolos Vermelho-amarelos, Cambissolos Háplicos e pequenas porções de Latossolos Amarelos (OLIVEIRA, 2004; INSTITUTO FLORESTAL, 2010; ROSSI, 2017).

Segundo Assis et al. (2011) as Florestas Ombrófilas Densa de Terras Baixas estão localizadas mais próximas às encostas, são menos suscetíveis à ação eólica e inundações, estão estabelecidas sobre solos formados por sedimentação coluvial e apresentam maiores valores de diversidade do que as Florestas de Restinga, mas não diferem em capacidade de produção de biomassa e serapilheira.

De acordo com dados do Projeto MapBiomas (2019), as formações naturais representam cerca de 90% da cobertura do território do município de Cananéia. As demais classes de uso do solo são: corpos d’água (8,35%), agropecuária e silvicultura (0,95%) e áreas de infraestrutura urbana, dunas e outras áreas não vegetadas (0,77%).

A paisagem de Cananéia também apresenta marcos antrópicos de relevância histórica e antropológica. Nesta localidade encontra-se desde o mais antigo sambaqui[2] do litoral brasileiro aos registros do primeiro povoado colonial do país. Por ser um dos pontos de partida das primeiras Entradas (expedições rumo ao interior do Brasil que se iniciaram no século XVI), bem como porto de paragem de embarcações e escoamento de produtos da região do Vale do Ribeira, o município de Cananéia tem uma formação cultural bastante diversa. Em suas comunidades tradicionais encontramos residentes indígenas, além de caiçaras e quilombolas ali presentes desde o século XVI, bem como colonos de origem europeia que se instalaram no início do século XX (DIEGUES, 2007).

Em função de suas características ambientais e socioculturais, o município de Cananéia é parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica desde o ano de 1993, sendo uma das localidades mais importantes para conservação ambiental por abrigar em mais de 90% de seu território áreas conservadas de ecossistemas marinhos, formações vegetais litorâneas até formações florestais de encostas (DATAGEO, 2019).

A porção continental de Cananéia está quase integralmente inserida no Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga (MOJAC), que abriga a maior parte de suas áreas protegidas. Em função do histórico de conflitos socioambientais ocorridos no município, em 2008 se estabeleceu o Parque Estadual do Lagamar de Cananéia (com cerca de 40mil ha) e um conjunto de unidades de conservação de uso sustentável (BIM, 2012). As áreas de uso sustentável do MOJAC em Cananéia são a Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável do Itapanhapima (RDS Itapanhapima) e as Reservas Estaduais de Extrativismo do Taquari e do Tumba (RESEX Taquari e RESEX Tumba). Além destas, soma-se a Reserva Federal de Extrativismo do Mandira (RESEX Mandira), totalizando 5.210,96 hectares de áreas destinadas ao extrativismo, pesca e atividade agrícola sustentáveis onde reside parte das comunidades tradicionais do município (DATAGEO, 2019).

Este estudo foi desenvolvido em duas comunidades tradicionais caiçaras com histórico recente de agricultura itinerante e que são territórios importantes para a conservação de recursos naturais. A primeira delas é a RDS Itapanhapima, uma unidade de

---

[2]Sambaquis são montes artificiais formados por populações pré-históricas que se estabeleceram em ambientes costeiros. As escavações destes sítios arqueológicos normalmente identificam que estes montes são compostos por conchas de moluscos bivalves e outros resíduos deixados por humanos e são encobertos por sedimentos costeiros depositados durante os diversos processos que moldaram a paisagem ao longo do tempo. No caso de Cananéia, estima-se que a ocupação sambaquieira data de cerca de 8.000 anos (Calippo, 2004).

conservação de Uso Sustentável e, a segunda é o Bairro Santa Maria, localidade que está na zona de amortecimento do Parque Estadual do Lagamar de Cananéia. A Figura 1 apresenta a localização das comunidades do estudo e os locais de coleta de dados conforme as cronossequências de pousio estabelecidas.

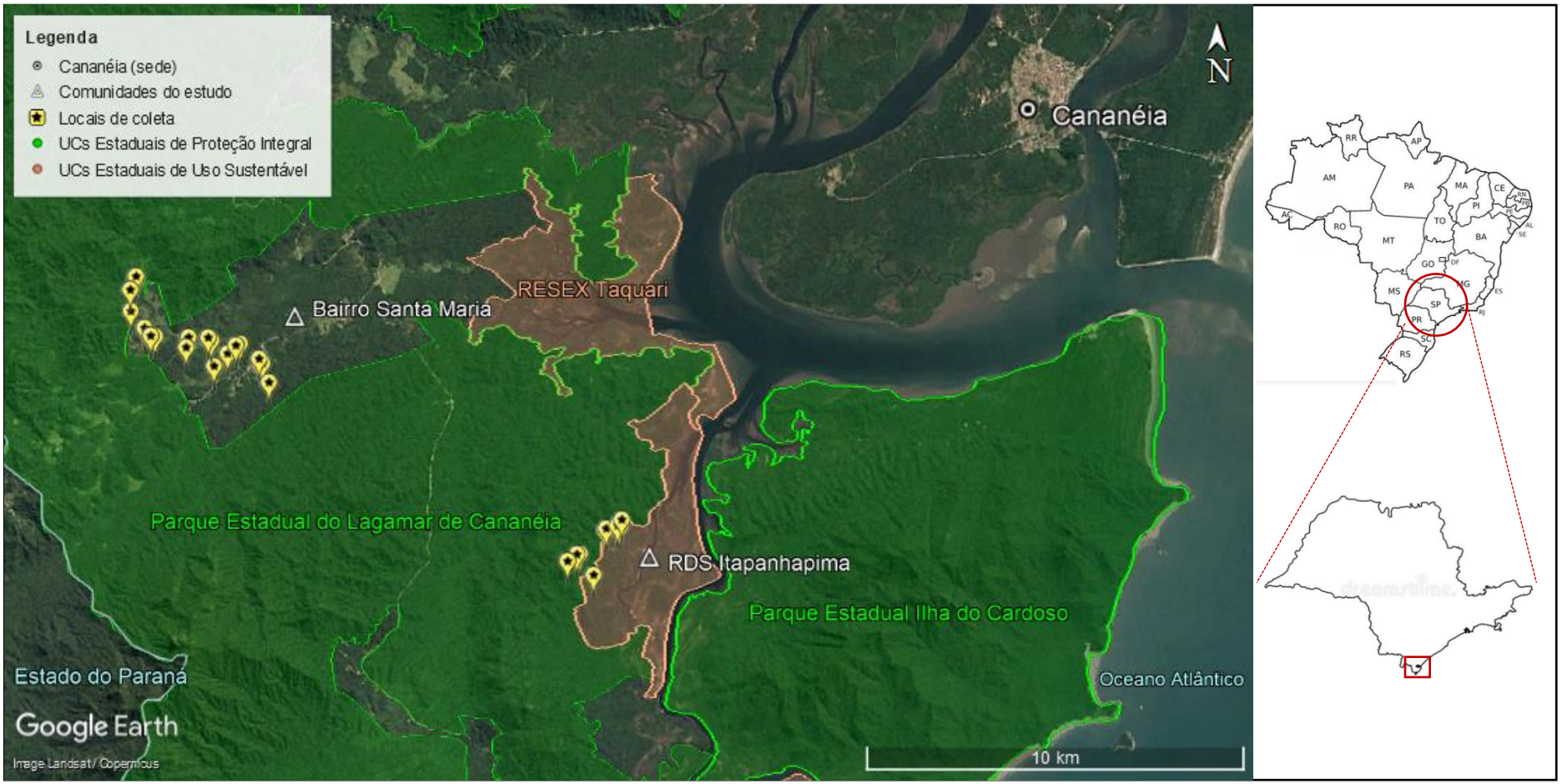


Figura 1 – Localização das comunidades RDS Itapanhapima e Bairro Santa Maria e dos pontos de coleta de dados relacionados às cronossequências de pousio em sistemas agrícolas itinerantes praticados por comunidades caiçaras do município de Cananeia - SP.

Fonte: Google Earth (2021), adaptado pela autora

3.1.1 Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itapanhapima

A RDS Itapanhapima foi definida junto a um conjunto de outras unidades de conservação que compõem o Mosaico de Unidades de Conservação de Jacupiranga, em 2008. Ela foi criada com o objetivo de conservar os recursos naturais, assegurar qualidade de vida às populações tradicionais locais e valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente mantido por essas populações (BARRETTO et al., 2010).

O território da reserva (coordenadas 25º06’42” S, 48º01’44” W) está delimitado pelo Canal do Ararapira, o Parque Estadual do Lagamar de Cananéia e a Reserva Extrativista Taquari.

Quando foi demarcada, a RDS Itapanhapima incluiu as áreas anteriormente ocupadas por três comunidades caiçaras: Bombicho, Retiro e Itapanhoapina, sendo os residentes destas localidades os beneficiários da RDS (SÃO PAULO, 2008). A reserva possui 1.242,70 hectares sendo a maior parte ocupada por manguezais (36,72%) e formações da Floresta Ombrófila Densa (30,18%). Os mangues estão em áreas de Gleissolos sálicos. Já as residências e áreas de cultivo estão sob terrenos de Neossolos flúvicos (predominantemente ocupados por Florestas de Restinga) e de Argissolos vermelho-amarelos. Também são encontrados Gleissolos háplicos e Cambissolos háplicos (BARRETTO et al., 2010; ROSSI, 2017).

De acordo com Barretto et al. (2010), as principais atividades econômicas desenvolvidas pelas comunidades são a pesca artesanal, o extrativismo de ostras e caranguejos e a agricultura itinerante para subsistência. Existe o registro de extração anterior de produtos não-madeireiros como plantas ornamentais (musgos, samambaias e bromélias) e palmito (*Euterpe edulis* Mart.).

3.1.2 Bairro Santa Maria

O bairro Santa Maria está localizado na porção sudoeste do município, próximo à divisa com o Estado do Paraná, a cerca de 40 km da sede de Cananéia. Sua área ocupa cerca de 5 mil hectares, fazendo divisa com o Parque Estadual do Lagamar de Cananéia e a Reserva Extrativista Taquari.

Segundo Martins (2017) a formação deste Bairro se deu em dois processos migratórios distintos. O primeiro com a presença de imigrantes europeus e africanos escravizados que se estabeleceram no local até meados do século XIX. O segundo momento deu-se com a implantação de um projeto privado de colonização que atraiu imigrantes alemães e austríacos, no início do século XX.

Quanto à cobertura florestal, o bairro está inserido em locais de formação arbórea-arbustiva de várzea, vegetação secundária bem como áreas em estágio avançado da Floresta Ombrófila Densa. Observa-se também áreas sob cultivos e pastagens (INSTITUTO FLORESTAL, 2010).

A maior parte das residências, assim como dos locais de cultivo itinerante, está em áreas de Argissolos vermelho-amarelos e Gleissolos háplicos. As áreas mais próximas à RESEX Taquari apresentam Gleissolos sálicos e Espodossolos humilúvicos. Há, ainda, algumas porções com Neossolos flúvicos e Cambissolos háplicos (ROSSI, 2017).

A agropecuária é a principal atividade das comunidades, sendo complementada pela pesca e, para poucas famílias, pela extração de ostra e caranguejo. A cultura do arroz se destacou a meados do século XIX, quando este produto era exportado do Vale do Ribeira para outras regiões do país. Mesmo com o declínio da rizicultura na região, o bairro se manteve como o principal fornecedor de arroz para o município até os anos 1960. A rizicultura era complementada pelo cultivo de cana, mandioca, milho, feijão e banana, em sistema de agricultura itinerante. Mais recentemente, o cultivo de pupunha vem sendo implantado como atividade para geração de renda (MARTINS, 2016).

3.2 Desenho da pesquisa de campo

Para avaliar os efeitos no tempo do manejo agrícola itinerante caiçara sobre fertilidade do solo, estoque de carbono e a diversidade arbórea-arbustiva, foram estudados os sistemas agrícolas de 7 famílias caiçaras (2 na RDS Itapanhapima e 5 no Bairro Santa Maria). Em cada um destes sistemas, foi estabelecida uma cronossequência contendo duas a três áreas com diferentes idades de pousio após uso agrícola. Quando possível, foi incluída uma área em uso, isto é, sendo cultivada após corte e queima da vegetação nativa secundária. Para estabelecer comparações, em cada cronossequência também foi incluída uma área de floresta preservada, isto é, um fragmento florestal próximo sobre o qual não havia registro de uso nos últimos 100 anos.

As sete cronossequências foram definidas selecionando e categorizando áreas em regeneração secundária pelo histórico de uso e tempo de pousio. Este histórico foi estabelecido a partir de conversas informais com os agricultores e visitas aos locais para sua constatação. A partir deste levantamento, foram escolhidas as áreas manejadas de forma semelhante e que estavam em condições de solo e cobertura vegetal similares. Nas seções 3.2.1 e 3.2.2 encontra-se detalhado o processo de identificação das áreas de estudo – áreas em uso, áreas em pousio e áreas de floresta preservada que compuseram as cronossequências.

Em cada área de estudo, o trabalho de campo consistiu em mensurar e identificar os indivíduos que compunham o estrato arbóreo-arbustivo, coletar amostras deformadas e indeformadas de solo e coletar amostras de serapilheira. Todos estes dados foram coletados em três parcelas (10 x 30m) que foram aleatoriamente demarcadas em cada área sob pousio e em cada fragmento de floresta preservada. Nas áreas em uso foram coletadas somente as amostras deformadas e indeformadas de solo.

A Tabela 1 apresenta a identificação das 28 áreas estudadas, distribuídas pelo tipo de formação florestal em que se inserem e pelas localidades (comunidades tradicionais) onde residem as famílias (F1 a F7) participantes do estudo. É importante lembrar que nas áreas “Em uso” somente foram coletadas amostras de solo.

Tabela 1 – Identificação das unidades que compuseram o estudo sobre sistemas agrícolas itinerantes caiçaras nas localidades RDS Itapanhapima e Bairro Santa Maria, município de Cananéia – SP.

Formação Florestal	**Localização**	**Família**	**ID área**	**Tempo de pousio ou sucessão (anos)**
Floresta de Restinga	RDS Itapanhapima	F1	Em uso	0
			4	4
			10	10
			FP1	>100
		F2	Em uso	0
			15	15
			30	30
			42	42
			FP2	>100
Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	Bairro Santa Maria	F3	10	10
			30A	30
			FP3	>100
		F4	6	6
			30B	30
			60A	60
			FP4	>100
		F5	Em uso	0
			5	5
			60B	60
			FP5	>100
		F6	Em uso	0
			13	13
			50	50
			FP6	>100
		F7	2	2
			20	20
			42	42
			FP7	>100

3.2.1 Identificação das unidades de estudo

Para escolha dos sistemas agrícolas que compuseram a pesquisa, foram consultados agentes públicos locais vinculados ao Departamento de Agricultura e Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Cananéia e à Fundação para Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo (FUNDAÇÃO FLORESTAL). As comunidades foram indicadas especialmente por demandarem licenciamento para o corte e a queima da vegetação para uso agrícola de suas áreas. Além disso, buscou-se identificar locais com maior número de famílias com histórico de agricultura itinerante. Para confirmar a participação das comunidades no estudo, a proposta foi apresentada em reunião da Assembleia Deliberativa Integrada RDS Itapanhapima e Reserva Extrativista (RESEX) Taquari (que tem as famílias do Bairro Santa Maria como beneficiárias). Nesta ocasião, os

representantes das comunidades puderam indicar as famílias possivelmente interessadas em participar do estudo e que se encaixavam no perfil buscado.

Os critérios para escolha dos sistemas agrícolas estudados foram: sistema manejado por família agricultora com histórico de ao menos 30 anos no local; família com disponibilidade para participar da etapa de caracterização dos sistemas agrícolas; áreas com histórico de agricultura itinerante com ao menos dois locais em diferentes idades de pousio e um fragmento de floresta preservada[3]; as áreas em pousio e o fragmento de floresta preservada escolhidos para estudo deveriam estar em condições semelhantes (solo, altitude, fitofisionomia e histórico de manejo).

A partir deste processo foram selecionados os sistemas agrícolas de 7 famílias, duas delas residentes da RDS Itapanhapima, sendo a primeira (F1) da comunidade Retiro e a segunda (F2) da comunidade Itapanhoapina. Além destas, foram escolhidas outras cinco famílias (F3 a F7) moradoras do Bairro Santa Maria.

3.2.2 Caracterização dos sistemas agrícolas e definição das áreas para compor as cronossequências

Antes de estabelecer as cronossequências estudadas, foi necessário conhecer as características ambientais e socioprodutivas dos sistemas agrícolas. Para tanto foi realizado o mapeamento das áreas de uso segundo o método descrito por Beniest e Franzel (1993). Inicialmente, foram levantadas informações sobre o histórico de uso das áreas utilizadas e uma breve caracterização da paisagem onde se inseriam. Para melhor conhecer as modificações de uso do solo e estabelecer as cronossequências, as áreas de manejo agrícola itinerante foram localizadas usando-se croquis (Figura 2). Durante essa etapa, as áreas em pousio foram localizadas e avaliadas pelas suas condições de solo e de cobertura da vegetação. Foram diferenciadas as áreas de uso em formações florestais aluviais (áreas de planícies inundáveis, com solos mais arenosos) e as áreas de uso em formações

[3] Os critérios para definição de uma floresta como “preservada” foram áreas em que não há registro de uso nos últimos 100 anos. Esses critérios foram utilizados por Spies e Franklin (1996) para definir florestas em estágio clímax.

florestais de Terras Baixas (áreas drenadas, contendo solos com maiores teores de argila). Outros croquis podem ser visualizados no **Apêndice A.**

Figura 2 – Croqui de um sistema agrícola itinerante, identificando os diferentes tipos de usos da terra, as áreas em uso e pousio, a infraestrutura, cursos d'água e floresta preservada.

Fonte: Elaborado por Família 4.

Em seguida, foram descritas as práticas de manejo relacionadas às etapas de derrubada e queima, de cultivo e de colheita, além de informações sobre o calendário de cultivo e colheita.

Por fim, as áreas dos sistemas agrícolas de cada família foram percorridas com a presença da pesquisadora e da família para verificar a campo os elementos da paisagem descritos durante a elaboração dos croquis e identificar novas informações que eventualmente não tenham sido listadas. Além disso, as áreas previamente selecionadas foram visitadas para confirmação das condições para a condução dos trabalhos de campo.

Para estabelecer as cronossequências de estudo, foram buscadas ao menos: i) áreas sob cultivo após derrubada e queima de vegetação nativa (áreas em uso); ii) áreas em

regeneração secundária sob diferentes intervalos de pousio (até 15 anos; 15 a 30 anos; 40 a 80 anos); iii) fragmento de floresta preservada, sem registro de uso nos últimos 100 anos.

Na RDS Itapanhapima foram definidas duas áreas em uso, 5 áreas com diferentes idades de pousio e dois fragmentos de floresta preservada. Das cinco áreas em pousio, somente foi possível ter acesso a uma área em pousio médio e uma área em pousio avançado. As recentes mudanças na ocupação do espaço em Cananéia provocadas pela demarcação de novas áreas protegidas fizeram com que diversas áreas em pousio ficassem restritas[4].

Por sua vez, no Bairro Santa Maria foram incluídas 2 áreas em uso, 12 áreas em pousio e 5 fragmentos de floresta preservada. O maior número de famílias residentes nesta comunidade, assim como o maior número de áreas acessíveis permitiu a repetição de mais áreas de com idades de pousio equivalentes.

3.3 Coleta e análise físico-química de solos

Em cada área estudada (em uso, pousio de diferentes idades e fragmento de floresta preservada) foi realizada a amostragem de solos para determinação de seus atributos físicos e químicos. Para tanto, foram coletadas uma amostra deformada composta e uma amostra indeformada em cada parcela de 300m², totalizando, assim, três amostras compostas e três amostras indeformadas em cada área de estudo.

As coletas de solo para análises físico-química seguiram os procedimentos estabelecidos no *Soil Survey Manual* (USDA, 2017). As amostras deformadas foram obtidas com uso de trado do tipo “Holandês” (SondaTerra®), perfurando-se a camada superficial de solo (0 – 10 cm). Dentro de cada uma das parcelas de 300m² demarcadas nas áreas de estudo foram coletadas 15 sub-amostras de pontos aleatoriamente distribuídos. Em seguida,

[4] O estabelecimento do Parque Estadual do Lagamar de Cananéia, que abrange desde as formações vegetais dos maciços rochosos até os manguezais, ampliou a variedade de fitofisionomias protegidas, mas também incorporou algumas áreas anteriormente manejadas pelas comunidades locais. No caso dos moradores da RDS Itapanhapima, as áreas destinadas a moradia ficaram localizadas dentro dos limites da reserva, porém, algumas áreas escolhidas para plantio em função das melhores características físico-química dos Argissolos agora se situam dentro dos limites do Parque. Atualmente, há um processo de redefinição dos limites das duas unidades de conservação para garantir o acesso às áreas de plantio, bem como aos fragmentos de floresta que fornecem importantes recursos para a pesca artesanal como árvores para o feitio de canoa, madeira para confecção de remos e cercos para peixes, dentre outros bens úteis.

estas sub-amostras foram homogeneizadas em balde plástico, formando uma amostra composta deformada. Por fim, porções de cerca de 0,5 kg de solo de cada amostra composta foram separadas, identificadas e levadas a laboratório para processamento. No Laboratório de Ecofisiologia Florestal e Silvicultura (LEFS), da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), as amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar (Estufa Modelo MA035 - Marconi Ltda.) a 40°C até atingir massa constante (cerca de 48 horas). As amostras de solo seco foram moídas e passadas em peneira com malha de 2mm no Laboratório de Solos da ESALQ/USP.

As amostras compostas deformadas foram analisadas no Laboratório de Solo e Planta do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), seguindo os métodos descritos por Raij et al. (2001). Os parâmetros físico-químicos avaliados foram textura (conteúdo de areia, silte e argila), pH, teor de matéria orgânica (MOS), capacidade de troca catiônica (CTC) e teores de macronutrientes (P resina, K, S, Al, Mg e Ca) e micronutrientes (Fe, Mn, B, Cu, Zn e S).

As análises de teor de carbono foram feitas no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da ESALQ/USP. Primeiramente, as amostras de solo foram categorizadas por conteúdo de argila (baixo, médio e alto) e, em seguida, foram selecionadas três amostras de cada categoria para proceder as análises. Porções de 5g de cada amostra de solo selecionada foram moídas e separadas em peneira 150 μm. O teor de carbono foi determinado por combustão seca em analisador elementar (Modelo Leco TruSpec® CN), seguindo o método de (NELSON; 2; 1982,).

A densidade aparente do solo foi determinada para estimar o conteúdo de carbono por unidade de área (hectare) na camada superficial (0-10 cm). Para isso, no centro de cada parcela foi coletada uma amostra indeformada em cilindro de aço inox com 53 mm de altura (~100cm³ de volume), com auxílio de um trado amostrador (SondaTerra®). Os cilindros foram levados à estufa de ventilação forçada (Estufa Modelo MA035 - Marconi Ltda.) a 105°C por 72 horas. Com a determinação da massa seca de solo (g) e conhecendo o volume do cilindro foi possível calcular a densidade aparente da camada superficial do solo ($g.cm^{-3}$) para cada parcela (DONAGEMA et al., 2011).

3.4 Inventário florestal do componente arbóreo-arbustivo nas cronossequências de estudo

Em cada área estudada foram instaladas três parcelas de 10x30m (300m^2). Nestas parcelas, foram identificadas todas as árvores com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) maior que 5 cm anotando-se este valor e tomadas as medidas de altura total e altura do fuste.

A identificação das espécies botânicas levantadas em cada parcela foi realizada com o auxílio de um identificador botânico especialista e por meio de arquivo fotográfico de espécimes disponível na base do Herbário Virtual REFLORA (FORZZA, 2021). Nos casos em que a identificação no local não foi possível, foi realizada a coleta e a herborização (MING, 1996) de material vegetativo e fértil, quando possível, para identificação junto ao Herbário da ESALQ/USP. A classificação taxonômica seguiu o sistema desenvolvido pelo *Angyosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016).

Os dados biométricos e as informações sobre as espécies coletadas foram usados na caracterização florística, análise fitossociológica e análise de diversidade e similaridade das áreas em pousio e floresta preservada. Além disso, os dados de DAP também foram utilizados para estimativa da fitomassa do componente arbóreo-arbustivo e do estoque de carbono acima do solo, através de modelos alométricos.

3.5 Caracterização fitossociológica e análise de diversidade do componente arbóreo-arbustivo das áreas em cronossequência

O estudo fitossociológico foi realizado utilizando-se dos parâmetros: dominância (área basal em m^2.ha^{-1}), densidade (número de indivíduos por hectare), frequência (porcentagem de ocorrência de uma espécie) e abundância.

Além destes parâmetros, para cada conjunto de áreas em idades próximas de pousio ou em floresta, foram calculados o Índice de Valor de Cobertura (IVC) que considera a soma da densidade e dominância relativas e o Índice de Valor de Importância (IVI) composto por dominância, densidade e frequências relativas (MAGURRAN, 2011). Complementando esta análise hierárquica das comunidades vegetais, foram calculados os valores de espécie indicadora (IndVal) para identificar a lista das espécies indicadoras que diferenciam as comunidades vegetais nos três estágios de pousio e nas áreas de floresta (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997).

As espécies identificadas foram também classificadas de acordo com a síndrome de dispersão de sementes, sendo agrupadas como anemocóricas, zoocóricas e autocóricas (PIJL, 1982). As espécies também foram organizadas por grupo ecológico ou classe sucessional, sendo consideradas “pioneiras” – englobando as pioneiras e secundárias iniciais, ou “não pioneiras” – englobando as secundárias tardias e clímax.

Para caracterizar a composição florística e sua diversidade, foram compilados os dados de riqueza e abundância das espécies de cada área em pousio ou fragmento de floresta preservada.

O grau de dissimilaridade (diversidade beta) entre as áreas de pousio e os fragmentos de floresta preservada foi demonstrado pelo coeficiente de Sørensen e pelo índice de Bray-Curtis, apresentados em dendrogramas de similaridade. A diferença entre estas duas medidas de similaridade é que enquanto o primeiro compara as comunidades com base somente na presença ou ausência de cada espécie, o índice de Bray-Curtis pondera também os dados de abundância das espécies (MAGURRAN, 2011).

Por fim, foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon (H’), cujos resultados foram comparados por meio de teste t de Hutcheson, também conhecido como teste t de diversidade (HUTCHESON, 1970)

Os resultados dessas análises foram obtidos pelos programas de análise estatística PAST (HAMMER et al., 2001).

3.6 Estimativa de estoques de carbono das áreas em cronossequência

Uma das razões pelas quais os sistemas agrícolas itinerantes são duramente criticados é o entendimento de que eles podem ser um foco de emissões de gases de efeito estufa (GEE). As emissões podem ser diretas, compreendendo os gases derivados da combustão da biomassa acima (vegetação) e sobre (serapilheira) o solo, ou indiretas, considerando as emissões resultantes da degradação da matéria orgânica do solo, resultante da mudança de uso do solo. Assim, SAIs se tornaram alvo das políticas de redução das emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+), sendo até mesmo proibido em alguns países (MERTZ, 2009).

Para testar a hipótese de que os SAIs caiçaras seriam capazes de compensar a liberação de GEE pela recaptura do carbono, ao longo do período de pousio adotado, avaliamos as variações ao longo do tempo de pousio dos estoques de carbono de quatro compartimentos: acima do solo (fitomassa de parte aérea do componente arbóreo-arbustivo

lenhoso), abaixo do solo (fitomassa de raízes do componente arbóreo-arbustivo lenhoso) sobre o solo (serapilheira) e da camada superficial do solo (0- 10 cm) nas áreas em pousio e comparamos aos estoques dos fragmentos florestais.

A coleta de amostras seguiu as etapas descritas no *"Guia para determinação de estoques de carbono em pequenas propriedades rurais"* (RÜGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009).

Os dados de diâmetro acima do peito coletados durante o inventário do componente arbóreo-arbustivo foram utilizados para estimativa de estoques de fitomassa e de carbono acima do solo. Para isso, foi utilizado o modelo proposto por Lacerda et al. (2009) dado pelas equações:

$$\mathrm{BT} = \exp(-1{,}19829 + 1{,}98391 \ln(\mathrm{DAP})) \text{ Equação 1}$$
$$\mathrm{CT} = \exp(-1{,}84511 + 1{,}98505 \ln(\mathrm{DAP})) \text{ Equação 2}$$

Onde: B_T = fitomassa total da parte aérea (kg)
C_T = estoque de carbono total da parte aérea (kg)
DAP = Diâmetro à altura do peito (cm)

Com base nos resultados de fitomassa acumulada e estoque de carbono acima do solo, foi possível estimar a biomassa e estoque de carbono abaixo do solo (raízes), a partir da razão raiz/parte área de 0,20 proposta por Tiepolo; Calmon (2002) com base em dados de biomassa de raízes em florestas tropicais sistematizados por Cairns et al. (1997).

Para a determinação do estoque de carbono na camada de serapilheira foram coletadas amostras de material depositado sobre o solo em três pontos de cada parcela, totalizando nove pontos amostrais em cada fragmento florestal. A distribuição dos pontos de coleta foi sistemática, distando cerca de 8 metros entre si. As amostras de serapilheira foram coletadas com o auxílio de um quadrante de madeira com 50 x 50 cm e uma espátula. O material coletado foi acondicionado em sacos de papel identificados, sendo sua massa úmida (g) determinada em campo com uso de balança de mola de precisão de 2 kg de capacidade (Pesola®).

As amostras foram então levadas ao LEFS/ESALQ onde foram postas a secar em estufa de ventilação forçada (Estufa Modelo MA035 - Marconi Ltda.) a 65°C até atingirem peso constante. A determinação da massa seca (g) foi feita no laboratório utilizando-se uma balança digital de precisão (Marca Ohaus, Modelo Adventurer ARC 120).

A estimativa dos estoques de biomassa morta sobre o solo ($kg.ha^{-1}$) se deu pela extrapolação dos valores de massa seca determinados em laboratório para cada fragmento

florestal (g.0,25m^{-2}). Já a estimativa de estoque de carbono da serapilheira considerou o teor médio de 43% da massa seca conforme Barbosa et al. (2017).

Por fim, os estoques de carbono da camada superior de solo (Mg.ha^{-1}) foram calculados a partir do conteúdo (%) do elemento determinado em laboratório para as 16 amostras categorizadas por teor de argila (ver seção 3.3). O valor do teor de C foi multiplicado pela espessura da camada de solo amostrada (10 cm), pelos valores médios de densidade aparente de solo em cada fragmento (g.cm^{-3}) e por um fator de conversão de unidades (g.m^{-2} para Mg.ha^{-1}). Para estabelecer as comparações dos estoques de carbono das diferentes áreas, foi necessário corrigir os valores calculados para uma mesma massa de solo (ELLERT; BETTANY, 1995).

A normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Shapiro-Wilk sendo seguido de ANOVA e teste de Tukey (α=0,05) para dados paramétricos ou teste de Kruskal-Wallis seguido de teste post-hoc de Dunn no caso de dados não-paramétricos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras

Os sistemas agrícolas manejados pelas famílias caiçaras são constituídos por áreas que são manejadas por cerca de 1,5 a 2,5 anos e deixadas em pousio por ao menos 8 anos nas áreas da RDS Itapanhapima e ao menos 10 anos nas áreas do Bairro Santa Maria.

Os sistemas agrícolas estudados possuem como principais culturas: mandioca, feijão, milho, abóbora, batata doce e arroz. Estes cultivos são frequentemente associados a outros como cará, inhame, cana-de-açúcar, bananeira, entre outros. Segundo Peroni e Hanazaki (2002) existem cerca de 260 variedades destas culturas agrícolas manejadas em roças caiçaras de localidades do Litoral Sul de São Paulo, indicando a importância destes sistemas tradicionais para a conservação da agrobiodiversidade.

Nas áreas estudadas esses produtos são prioritariamente destinados ao consumo da família e à alimentação de pequenos animais. Produtos derivados de mandioca e cana de açúcar, além de arroz, eram tradicionalmente comercializados, mas com a redução das áreas de roças e o surgimento de outras atividades como a pesca e o cultivo de pupunha para geração de renda, estes cultivos perderam o caráter comercial.

Com relação à fase de cultivo do sistema itinerante, esta é iniciada com a abertura de área, que consiste no corte e na queima da vegetação secundária. Estas atividades normalmente são realizadas por homens. O corte da vegetação é realizado utilizando-se machado e/ou motosserra. Neste momento, pode haver a retirada de algumas árvores para construções, atividade pesqueira e outros usos, porém, a maior parte da fitomassa derrubada é deixada no local por cerca de quinze dias para secagem. Passado este período, os troncos e galhos maiores são dispostos em pequenos montes ao longo da área para facilitar a combustão. A queima da biomassa é realizada de forma controlada, com baixa intensidade, sendo comum que restem partes de troncos não-queimados sobre o solo.

Todas as famílias entrevistadas mencionaram medidas de controle do fogo para evitar a formação de incêndios, como a escolha de dias com ventos menos intensos e a distribuição do material em pequenas leiras distantes das bordas de mata, para que a queima ocorra por partes ao longo da área aberta. A implantação de aceiros não é recorrente, pois entendem que as florestas adjacentes são bastante úmidas. Porém, mencionaram que em áreas mais secas ou em períodos de estiagem prolongada é necessário implantar aceiros no perímetro da área aberta.

A etapa de abertura da área normalmente ocorre entre os meses de junho e junho, para os cultivos de mandioca, milho e feijão. Existem, ainda, duas outras janelas para abertura de áreas: uma no mês de outubro, quando se trata do cultivo de arroz e, outra no mês de janeiro, para o cultivo de feijão. Nestes últimos casos, o intervalo de tempo entre a derrubada e a queima da vegetação secundária pode durar até trinta dias já que a secagem da biomassa é mais lenta por serem meses com precipitação média.

A fase de plantio ocorre poucos dias após a queima, com envolvimento de todos os membros da família. Normalmente, são estabelecidos policultivos arranjados de acordo com a condição de solo. As áreas mais arenosas e drenadas são destinadas ao cultivo de mandioca e outras tuberosas, as áreas drenadas e com textura argilosa ou areno-argilosa são preferidas para cultivo de milho e feijão e, por fim, as áreas menos drenadas são destinadas ao cultivo de arroz.

A semeadura é feita manualmente, com auxílio de plantadeira manual ou a lanço, a depender da cultura. A ramas de mandioca e batata doce são plantadas em linhas ou covas. Não é comum o uso de insumos fertilizantes ou corretivos, já que os nutrientes são providos pelos estoques do solo e pelas cinzas.

Os tratos culturais são realizados pelas mulheres, que realizam capinas e raleio. Não há uso de agrotóxicos devido ao alto custo destes insumos, havendo também uma preocupação com eventuais intoxicações durante a aplicação. Os entrevistados relatam, porém, que se fosse necessário mudar seu sistema de cultivo para uma agricultura perene, possivelmente passaria a utilizar herbicidas, pois entendem que o manejo de plantas adventícias através da capina só é possível por utilizarem a área por um curto intervalo de tempo[5].

---

[5] No Bairro Santa Maria, o uso de fertilizantes minerais e de herbicidas é observado na implantação de cultivos comerciais em áreas perenes e sem uso de fogo, especialmente no caso de pupunha. Segundo os relatos, a fertilização é necessária para repor os estoques de nutrientes do solo nas áreas de agricultura permanente. O uso de herbicidas, por sua vez, é necessário para o controle de plantas adventícias, pois entendem que nas áreas em que não há uso de fogo, há uma maior persistência de espécies mais difíceis de controlar de forma manual, especialmente poáceas. Para os entrevistados, o aumento do custo de produção pela aquisição de insumos se justifica por ser um produto comercializado.

A colheita é realizada manualmente, contando com a participação de todos os membros da família e seguindo o ciclo de cada cultura. Normalmente, nas áreas em que o policultivos inclui a cultura da mandioca, terminado o ciclo das culturas anuais, a área é manejada para manutenção desta cultura, que é colhida por um período de 6 meses a 2 anos após o plantio. Nas áreas cuja principal cultura é milho, é comum o cultivo subsequente de feijão e/ou tuberosas como cará, inhame e batata doce que são colhidos cerca de um ano após o preparo da área. A decisão da família por estabelecer ou não mais um ciclo de cultivo antes de deixar a área em pousio se dá pela incidência de plantas adventícias no local.

A dificuldade em controlar as plantas adventícias também é indicada por Mertz (2002) como um parâmetro central na tomada de decisões por agricultores itinerantes. Para o autor, o início do pousio assim como a duração deste são determinados principalmente em função da redução da penosidade do trabalho associada ao manejo de plantas adventícias.

Outra forma de reduzir a intensidade de trabalho comumente observadas nos sistemas agrícolas itinerantes são os mutirões ou outras formas de ajuda mútua entre vizinhos. Os relatos dos entrevistados mencionam a importância dos mutirões no passado, especialmente para as etapas de abertura de áreas e de colheita. A importância destes momentos para a comunidade também foi lembrada por todos os entrevistados, já que os mutirões comumente eram encerrados com oferta de refeições e de festejos que marcavam as atividades comunitárias. Atualmente, porém, os mutirões não são comuns, sendo a troca de dias de serviço com vizinhos ou até mesmo a remuneração pelo trabalho se estabeleceram como formas de aumentar o rendimento do trabalho.

De acordo com Martins (2016), o antigo papel dos mutirões como forma de apoio mútuo para a realização de atividades pessoais ou familiares combinada a atividades de lazer se tornou cada vez mais raro, à medida que as roças foram sendo reduzidas. Assim, o gradual desaparecimento da agricultura itinerante caiçara vem alterando a dinâmica de reciprocidade e solidariedade nas comunidades de Cananéia.

As características dos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras aqui apresentadas parecem mostrar sua importância como sistemas que contribuem à conservação da agrobiodiversidade, baseiam-se em práticas adequadas às condições ecológicas e que influenciam na própria organização social das comunidades caiçaras. Nas próximas seções, serão estudados os efeitos das práticas da agricultura itinerante sobre o solo e a vegetação manejada, de forma a avaliar a sustentabilidade destes sistemas.

4.2 Fertilidade do solo e estoques de nutrientes nos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras

A Tabela 2 apresenta as características físicas e químicas dos solos de Floresta Ombrófila de Terras Baixas (FODTB) do Bairro Santa Maria e de Floresta de Restinga da RDS Itapanhapima, em 4 áreas cultivadas (em uso), 17 áreas em pousio e 7 fragmentos de floresta preservada (FP).

O tempo de pousio teve pouca influência sobre as características químicas dos solos. As variações das propriedades químicas do solo encontradas nas áreas de Floresta Ombrófila estiveram correlacionadas ao conteúdo de argila. Como os solos nas áreas da RDS Itapanhapima apresentam textura bastante variável, não foi possível estabelecer uma relação entre as características químicas do solo e conteúdo de argila.

Nos solos sob FODTB, somente dois fatores apresentaram correlação com o tempo de pousio: o teor de Mn ($P = 0,049$) e o pH ($P = 0,047$). Vale observar, no entanto, que mesmo com o aumento nos valores de pH nas áreas em uso e em pousio inicial, pela deposição de cinzas, os solos de todas as áreas estudadas apresentaram acidez ($pH \leq 4,0$).

Uma revisão feita por Ribeiro Filho; Adams; Murrieta (2013) abrangendo 19 estudos que tratam dos efeitos de sistemas agrícolas itinerantes sobre características físico-químicas de solos cultivados, indicou que impactos negativos normalmente são observados nas fases de conversão e cultivo, sendo revertidos ao longo do período de pousio, que normalmente é suficiente para recuperar os nutrientes eventualmente perdidos. Além disto, os autores indicam que os caso em que se reporta a degradação dos solos, normalmente estão associados ao estabelecimento de vários ciclos de cultivo entre pousios, que levam à recorrência de queima e à prolongada exposição do solo.

A alteração de poucos parâmetros químicos em função do tempo de pousio parece indicar que as práticas dos sistemas agrícolas itinerantes caiçaras estudados são de baixa intensidade e pouco interferem sobre a resiliência da floresta.

Uma análise aprofundada foi apresentada no artigo "*Moderate swidden agriculture inside dense evergreen ombrophilous forests can sustain soil chemical properties over 10–15 year cycles within the Brazilian Atlantic Forest*" (VISSCHER et al., 2021), no APÊNDICE B deste trabalho.

Tabela 2 – Características químicas e físicas de solos em áreas em uso agrícola e sob pousio de diferentes idades (anos) em sistema agrícola itinerante caiçara, comparadas a fragmentos de floresta preservada (FP), nas fitofisionomias Floresta de Restinga e Floresta Ombrófila, Cananéia - SP.

Formação	Pousio	Argila	Silte	Areia	pH	M.O	P	K	Ca	Mg	Al	CTC	S	Cu	Fe	Zn	Mn	B
		----------%----------				$g.dm^{-3}$	$mg.dm^{-3}$	---------$mmol_c.dm^{-3}$----------					----------$mg.dm^{-3}$----------					
Floresta de Restinga	Em uso	32,50	10,50	57,00	3,6	57	7	0,8	3	3	20	173	5	0,2	192	1,6	1,5	0,68
	Em uso	5,00	1,00	94,00	3,5	14	5	0,3	3	2	3	43	5	0,1	30	1,4	0,9	0,69
	4	32,40	11,60	56,00	3,6	57	6	1,0	2	4	18	173	8	0,2	172	1,4	1,7	0,71
	10	26,20	8,80	65,00	3,7	53	6	1,3	4	4	16	159	8	0,2	166	1,6	4,1	0,66
	15	35,90	12,10	52,00	3,6	53	4	0,8	2	3	18	191	5	0,1	204	0,9	0,5	0,76
	30	12,80	11,20	76,00	3,2	57	13	1,2	1	5	8	173	5	0,2	54	1,3	1,2	0,68
	42	5,70	0,30	94,00	3,0	53	12	0,8	6	6	7	179	5	0,2	30	1,7	3,8	0,77
	FP1	11,50	8,50	80,00	3,2	57	17	1,0	6	5	9	197	5	0,4	66	2,7	7,8	0,76
	FP2	8,50	3,50	88,00	3,2	46	8	0,6	2	4	5	95	9	0,2	71	1,5	1,8	0,74
Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	Em uso	25,00	14,00	61,00	3,9	46	10	1,5	7	5	12	123	5	0,2	123	1,8	4,4	0,77
	Em uso	41,90	37,10	21,00	3,8	59	14	2,1	8	5	13	165	5	1,3	202	1,9	18,4	0,68
	2	24,09	69,94	5,96	3,8	59	11	1,5	<1	2	45	159	10	0,2	115	0,6	7,9	0,56
	5	28,43	16,23	55,33	4,0	41	5	2,1	10	7	8	124	6	0,5	118	2,3	7,0	0,71
	6	43,77	43,57	12,67	3,8	55	10	1,6	9	9	18	193	8	1,3	90	2,8	43,5	0,76
	10	26,10	14,23	59,67	3,7	44	8	0,8	2	3	12	131	4	0,2	194	1,5	1,4	0,72
	13	42,87	43,13	14,00	3,9	53	10	1,6	6	8	14	160	5	1,1	94	2,0	34,8	0,79
	20	21,63	70,73	7,63	4,0	60	12	1,3	<1	1	39	154	10	0,2	102	0,8	13,3	0,53
	30A	24,63	8,03	67,33	3,5	46	6	0,5	1	2	14	155	8	0,2	271	1,2	1,0	0,73
	30B	39,10	37,90	23,00	3,9	42	8	1,0	10	10	16	177	7	2,0	105	1,9	26,8	0,74
	42	19,93	70,10	9,97	3,9	69	16	1,7	1	2	37	155	12	0,2	128	0,8	7,8	0,60
	50	30,73	13,60	55,67	3,7	50	6	1,0	2	2	13	155	7	0,2	197	1,6	1,7	0,77
	60A	24,27	15,73	60,00	3,5	50	6	1,0	2	3	14	161	6	0,2	145	1,4	1,5	0,86
	60B	28,73	14,93	56,33	3,8	55	8	1,6	3	6	15	161	5	0,4	141	1,8	3,2	0,79
	FP3	23,63	7,70	68,67	3,5	47	6	0,8	2	2	15	168	5	0,1	1.405	1,8	1,0	0,76
	FP4	20,50	11,50	68,00	3,4	44	6	0,9	2	2	11	131	5	0,7	130	1,7	1,0	0,77
	FP5	33,03	13,97	53,00	3,6	49	12	1,4	5	5	13	162	6	0,6	147	1,9	5,0	0,79
	FP6	16,80	12,53	70,67	3,6	38	7	0,6	2	1	7	103	6	1,0	244	2,0	0,9	0,78
	FP7	22,21	37,41	40,38	3,7	63	11	1,1	<1	2	32	149	15	0,2	183	0,8	1,7	0,70

4.3 Composição, estrutura, diversidade de arbóreas e estoques de carbono das áreas estudadas em Floresta de Restinga - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itapanhapima, Cananéia-SP.

4.3.1 Composição e estrutura horizontal das comunidades arbóreo-arbustivas em cronossequência de pousio em Floresta de Restinga

Nas sete áreas estudadas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itapanhapima (5.700 m²) foram registrados 853 indivíduos vivos pertencentes à sinúsia arbóreo-arbustiva de Floresta de Restinga. Do total amostrado, 806 indivíduos nativos foram identificados, pertencendo a 29 famílias botânicas e classificados em 52 espécies, sendo 13 identificados em nível de gênero e 39 em nível de espécie. Os 47 espécimes restantes pertencem a 11 morfotipos que não foram identificados botanicamente por falta de acesso a material reprodutivo. A lista de espécies levantadas, distribuídas pelo estágio de pousio da área em que foram encontradas, está apresentada na Tabela 3.

As famílias que apresentaram maiores números de espécies foram Fabaceae (6), Myrtaceae (6), Lauraceae (4), Melastomataceae (4), Bignoniaceae (3) e Primulaceae (3). Estas famílias botânicas compreendem 50% do total de espécies identificadas. As maiores riquezas de mirtáceas, fabáceas e melastomatáceas em áreas de Floresta de Restinga é coerente a estudos anteriores realizados na porção sudeste da Mata Atlântica (ASSUMPÇÃO; NASCIMENTO, 2000; SUGIYAMA, 2003; REIS-DUARTE, 2004; MARTINS et al., 2008; DINIZ, 2009; MIYAZAKI, 2009; ASSIS et al., 2011a)

As famílias com maior abundância, por sua vez, foram: Melastomataceae (23,8%), Aquifoliaceae (21,5%) e Peraceae (11,3%) cujas altas densidades de indivíduos dos gêneros *Miconia* e *Ilex*, assim como a alta frequência de *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. explicam a dominância destas famílias (DINIZ, 2009). Além das famílias anteriormente citadas, Fabaceae (10,7%), Lauraceae (5,3%) e Myrtaceae (5,1%) também apresentam abundância considerável. A distribuição das frequências de indivíduos por família botânica, registrada nos diferentes estágios de pousio após o cultivo pode ser observada na Figura 3.

Tabela 3 – Lista de espécies do estrato arbóreo-arbustivo registradas em áreas de agricultura itinerante sob três estágios de pousio após cultivo e em fragmentos de floresta preservada sem histórico de uso (t> 100 anos), em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP, com respectivas informações sobre nome científico, abundância (n), grupo ecológico (P - pioneira; NP – não-pioneira; CULT – cultivada; NC – não classificada) e síndrome de dispersão (ZOO - zoocórica; ANE - anemocórica; AUT - autocórica; NC - não classificada).

Família	**Espécie**	**n**	**Inicial**	**Médio**	**Avançado**	**Floresta**	**GE**	**SD**
Nativas								
Anacardiaceae	*Tapirira guianensis* Aubl.	9	X	X			NP	ZOO
Annonaceae	*Annona* sp.	1	X				NC	ZOO
Apocynaceae	*Malouetia cestroides* (Nees ex Mart.) Müll.Arg.	7	X			X	P	ANE
Aquifoliaceae	*Ilex* sp.	6	X				NP	ZOO
	Ilex theezans Mart. ex Reissek.	167	X	X	X	X	NP	ZOO
Araliaceae	*Schefflera* sp.	2	X				NC	ZOO
Bignoniaceae	*Handroanthus* sp.	1	X				NP	ANE
	Jacaranda macrantha Cham.	21	X	X		X	P	ANE
	Jacaranda puberula Cham.	13	X				NP	ANE
Calophyllaceae	*Calophyllum brasiliense* Cambess.	2	X	X		X	NP	ZOO
Cannabaceae	*Trema micrantha* (L.) Blume	1	X				P	ZOO
Clethraceae	*Clethra scabra Pers.*	1	X				P	ANE
Clusiaceae	*Clusia criuva Cambess.*	2				X	P	ZOO
Euphorbiaceae	*Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll. Arg.	3	X				NP	AUT
	Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	10	X	X		X	P	ZOO
Fabaceae	*Andira* sp.	29				X	NP	ZOO
	Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	2	X				P	AUT
	Inga sessilis (Vell.) Mart.	4	X			X	P	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Fabaceae	*Machaerium* sp.*3*	2	X				NP	NC
	Platymiscium floribundum Vogel	44	X	X	X	X	NP	ANE
	Senna multijuga (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	5	X	X			P	ZOO
Indeterminada	sp.19	2				X	NC	NC
	sp.20	1	X				NC	NC
	sp.21	2	X				NC	NC
	sp.22	2	X	X			NC	NC
	sp.23	3		X	X		NC	NC
	sp.24	3		X		X	NC	NC
	sp.25	10			X		NC	NC
	sp.26	9			X		NC	NC
	sp.27	6			X	X	NC	NC
	sp.28	8			X		NC	NC
	sp.29	1				X	NC	NC
Lacistemataceae	*Lacistema lucidum* Schnizl.	5	X				NP	ZOO
Lamiaceae	*Vitex* sp.	3	X			X	NP	ZOO
Lauraceae	*Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F.Macbr.	15	X			X	NP	ZOO
Lauraceae	*Nectandra oppositifolia Nees*	2	X				NP	ZOO
	Ocotea pulchella (Nees & Mart.) Mez	25	X	X	X	X	NP	ZOO
	Persea willdenovii Kosterm.	1				X	NP	ZOO
Malpighiaceae	*Byrsonima ligustrifolia* A. Juss.	2	X			X	NP	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Melastomataceae	*Miconia cabucu* Hoehne	1	X				NP	ZOO
	Miconia cubatanensis Hoehne	183	X	X	X	X	P	ZOO
	Miconia sp.2	1	X				NC	ZOO
	Tibouchina sp.	7	X			X	P	NC
Myrtaceae	*Blepharocalyx salicifolius* (Kunth.) O. Berg	2		X			NP	ZOO
	Calyptranthes concinna DC.	8	X			X	NP	ZOO
	Eugenia stigmatosa DC.	1				X	NP	ZOO
	Eugenia sp.2	2				X	NC	ZOO
	Myrcia sp.	1				X	NC	ZOO
	Psidium cattleianum Sabine	27	X	X	X	X	NP	ZOO
Nyctaginaceae	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz	1				X	NP	ZOO
Peraceae	*Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill.	91	X	X	X	X	P	ZOO
Phyllanthaceae	*Hyeronima alchorneoides* Allemão	2	X				NP	ZOO
Polygonaceae	*Triplaris* sp.	1	X				NC	ANE
Primulaceae	*Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	23	X	X		X	P	ZOO
	Myrsine sp.1	12	X	X	X		NC	ZOO
	Myrsine sp.2	1	X				NC	ZOO
Rubiaceae	*Bathysa australis* (A.St.-Hil.) K. Schum	13	X	X		X	NP	AUT
Salicaceae	*Casearia obliqua* Spreng.	1	X				NP	ZOO
Sapindaceae	*Allophylus petiolulatus* Radlk.	3	X				NP	ZOO
	Cupania oblongifolia Mart.	18	X			X	NP	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Sapotaceae	*Chrysophyllum inornatum* Mart.	1	X				NP	ZOO
Urticaceae	*Cecropia pachystachya* Trécul	8	X				P	ZOO
Vochysiaceae	*Vochysia bifalcata* Warm.	12	X			X	NP	ANE
	TOTAL	853	47	18	12	31		

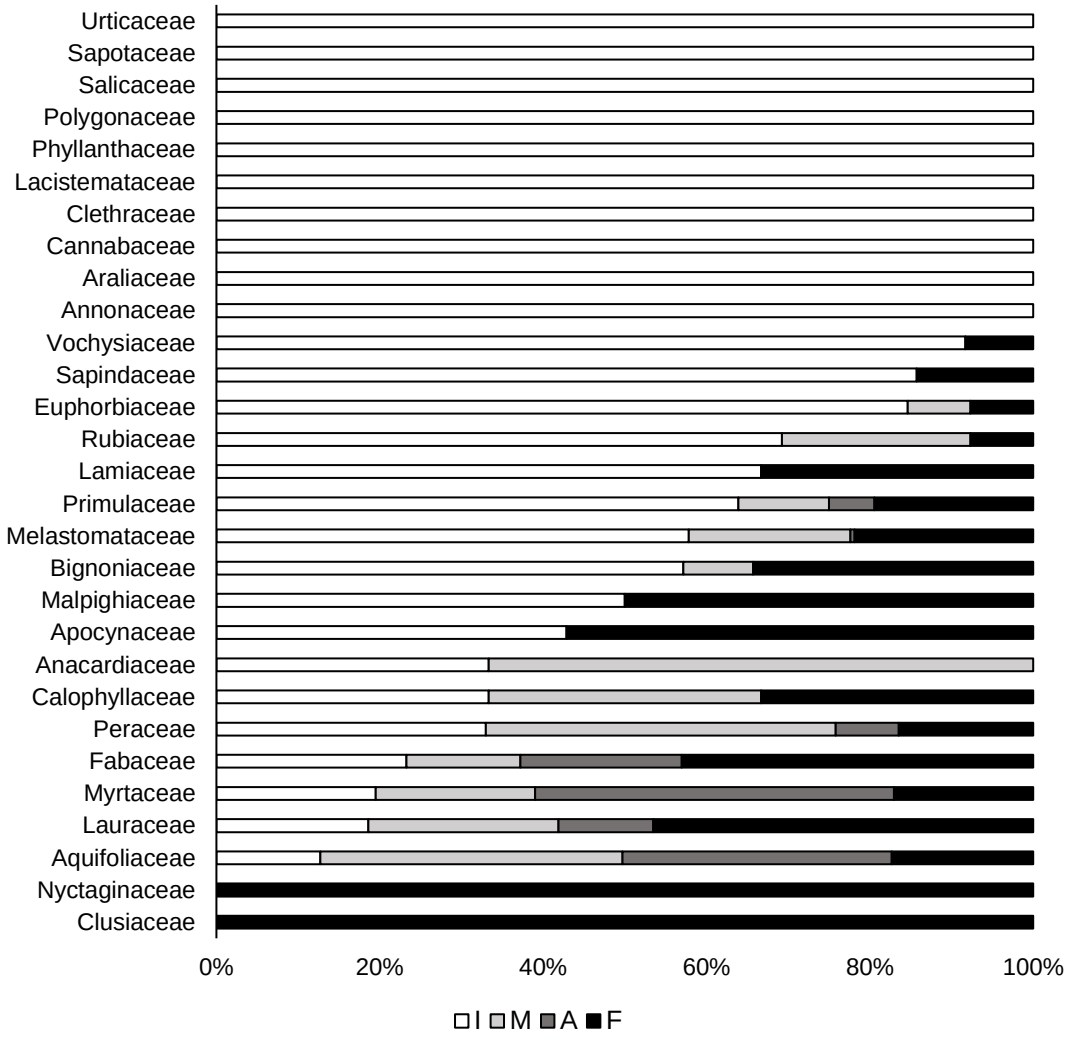


Figura 3 – Distribuição de abundância de indivíduos por famílias botânicas encontradas em áreas de agricultura itinerante em estágios de pousio inicial (I), médio (M) e avançado (A) comparadas a fragmentos de florestas preservadas (FP> 100 anos), em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP.

Nas áreas de floresta preservada de Restinga (t≥100 anos) foram estimados 1.240 ind.ha^{-1} pertencentes a 31 espécies, sendo 17 o número de espécies registradas na área FP1 e 21 espécies registradas em FP2. *Andira* sp. e *Ilex theezans* Mart. ex Reissek. predominaram na área FP1, enquanto *Miconia cubatanensis* Hoehne predominou na área FP2. Em ambas as áreas também foi expressivo o registro de *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr. e *Pera glabrata*.

A comunidade arbóreo-arbustiva em pousio avançado (entre 40 e 60 anos) apresentou menores valores de densidade (1.189 ind.ha^{-1}) e riqueza (12 espécies). As espécies *Ilex theezans*, *Platymiscium floribundum* Vogel e *Psidium cattleianum* Sabine

dominaram esta área, representando cerca de 85% dos indivíduos. Por sua vez, a área em pousio médio (entre 20 e 40 anos) apresentou a maior densidade (2.100 ind.ha^{-1}) e riqueza média (18 espécies). Novamente as espécies *Ilex theezans, Pera glabrata* e *Miconia cubatanensis* foram as mais abundantes.

Nas áreas em pousio inicial (até 20 anos) foram registrados 1.543 ind.ha^{-1}, pertencentes a 47 táxons, sendo o número de espécies identificadas em cada idade de pousio: 19 (4 anos), 18 (10 anos) e 29 (15 anos). *Miconia cubatanensis*, *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. e *Pera glabrata* foram as únicas espécies comuns às três áreas e que também apresentaram altos valores de abundância (40,12% do total de indivíduos). Também se destaca a grande densidade de *Cupania oblongifolia* Mart., *Ilex theezans* e *Jacaranda puberula* Cham. na área com 15 anos de pousio.

Dentre as espécies comuns a todas as áreas *Ilex theezans*, e *Pera glabrata*, que apareceram em maior densidade, assim como *Psidium cattleyanum* e *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez, levantadas em menor densidade. Estas espécies são consideradas comuns em Florestas de Restinga (SABONARO, 2011).

Para avaliar as variações da estrutura horizontal florestal das áreas em pousio ao longo do tempo e compará-las aos fragmentos de floresta preservadas, inicialmente se avaliou a distribuição diamétrica das áreas em pousio (

Figura 4) e dos fragmentos de floresta preservada (Figura 5). Para isso, a frequência de indivíduos foi estratificada em 5 classes de diâmetro à altura do peito (DAP), sendo: classe 1: 5,0 a 10,0 cm; classe 2: 10,1 a 15,0 cm; classe 3: 15,1 a 20,0 cm; classe 4: 20,1 a 25,0 cm; classe 5: 25,1 a 30,0 cm.

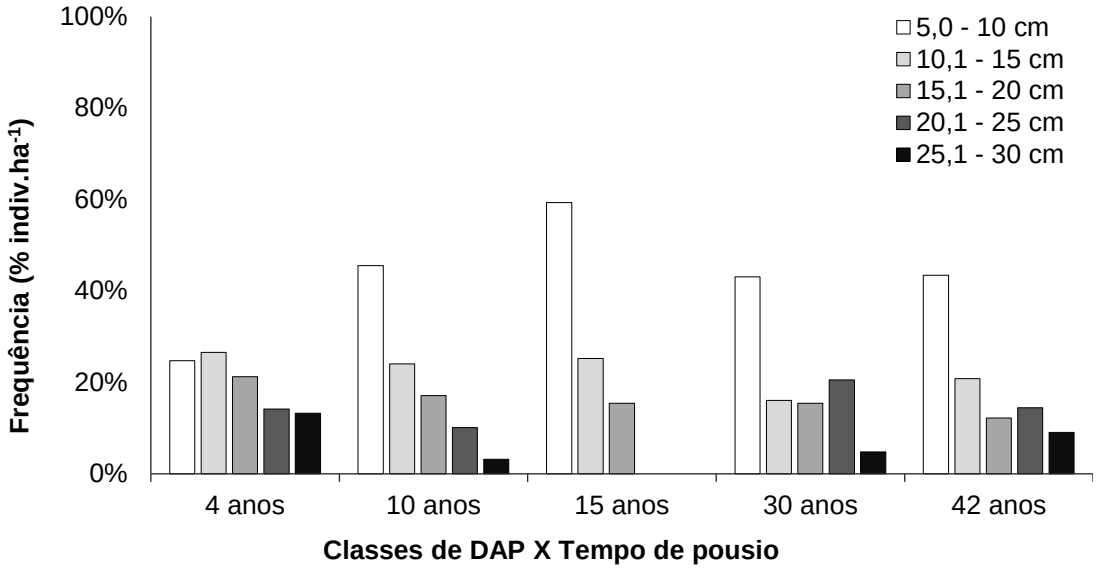


Figura 4 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados áreas de agricultura itinerantes com diferentes idades de pousio (anos) após cultivo em uma matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP.

Com relação à amplitude das classes diamétricas, observou-se grande variação nas áreas com 4, 10, 30 e 42 anos de pousio, que apresentaram indivíduos em 5 classes. Por sua vez, nas comunidades vegetais com 15 anos e de floresta preservada 1 somente foram amostrados indivíduos pertencentes às classes 1, 2 e 3. Apesar desta grande amplitude, as medianas dos valores de DAP encontrados em cada área variou pouco (entre 7,48 e 8,75 cm nas áreas com 42 e 4 anos de pousio respectivamente).

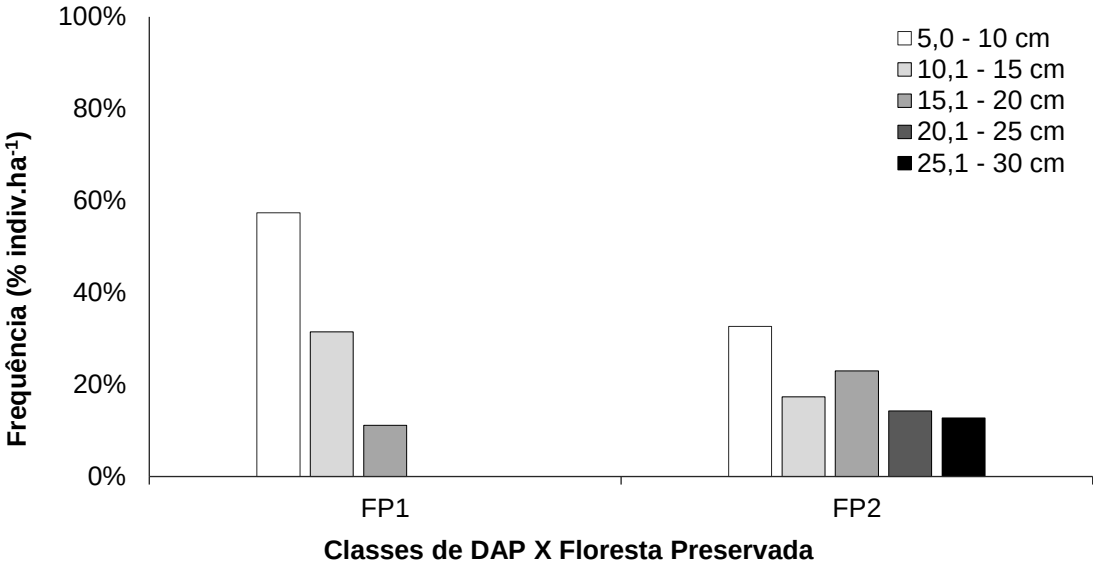


Figura 5 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em dois fragmentos de floresta preservada (FP>100 anos) em uma matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP.

A proporção de indivíduos das classes diamétricas 1 e 2 variou de 51,3% a 84,6% nas áreas de 4 e 15 anos de pousio, respectivamente. A proporção média de indivíduos de menores diâmetros nas áreas de floresta preservada foi de 65,8%. A maior proporção de indivíduos de menor diâmetro (<10 cm) é característica comum em Florestas de Restinga (BEZERRA DE ALMEIDA et al., 2011; LIMA et al., 2011).

Nas áreas em pousio e nos fragmentos de floresta preservada, se observou uma tendência exponencial negativa (formato de “J-invertido) entre o número de indivíduos e aumento do DAP, conforme encontrado em outros estudos em Florestas de Restinga. A exceção observada na área com 4 anos de pousio possivelmente se explica por dois fatores: manutenção de alguns espécimes e rebrota de indivíduos. O primeiro deles ocorre por decisão dos agricultores de manter a espécie ou por dificuldades relacionadas ao corte e/ou derrubada da árvore. Já a rebrota dos fustes é comum na regeneração de áreas de restinga que sofreram perturbações, embora a emergência de novas plantas ocorra principalmente por sementes (ASSUMPÇÃO; NASCIMENTO, 2000; SÁ, 2002). No caso de rebrota, os indivíduos apresentam maior incremento em diâmetro que o de germinação recente por sementes, o que pode levar a alterações na estrutura diamétrica que são mais evidentes nas etapas iniciais de regeneração (NEGRELLE, 1995; SIMÕES; MARQUES, 2007).

A análise do padrão de distribuição diamétrica permite avaliar dinâmica florestal e os efeitos da ação antrópica sobre as condições de regeneração da floresta. No caso de florestas tropicais, espera-se um padrão exponencial negativo de distribuição diamétrica (formato de “J-invertido”), que indica que a floresta está em estado de regeneração contínua (BRAZ; MATTOS, 2013). Assim, como a maior parte das áreas em pousio apresentou este padrão de distribuição diamétrica, ao que parece, a prática das roças caiçaras não interferiu na dinâmica sucessional das florestas em pousio de Restinga que compõem as áreas manejadas em sistema agrícola itinerante caiçara.

Assim como a distribuição diamétrica, que pareceu variar pouco ao longo do tempo, a evolução da área basal ($m^2.ha^{-1}$) não apresentou diferença significativa em função da idade de pousio ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Kruskal-Wallis ($H=5,935$; $p<0,05$) (Tabela 4).

Tabela 4 – Área basal ($m^2.ha^{-1}$) de florestas em pousio de distintas idades (anos) comparadas à média dos fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta de Restinga. As médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Tempo pousio (anos)	**Área basal ($m^2.ha^{-1}$)**	**Densidade ($ind.ha^{-1}$)**
4	10,59±5,91 a	967±167 a
10	12,79±1,60 a	1750±283 a
15	11,44±1,63 a	1833±0 a
30	18,50±6,06 a	2156±163 a
42	12,58±6,82 a	1556±585 a
> 100	10,87±2,20 a	1273±152 a

Os valores de área basal estimados para todas as comunidades arbóreo-arbustivas estudadas foram cerca de 50% inferiores àqueles encontrados em outras Florestas de Restinga de SP, PR e RJ. Por outro lado, a densidade de indivíduos apresenta menor discrepância dos valores encontrados por outros pesquisadores (BATISTA, 2002; SUGIYAMA, 2003; SÁ; ARAUJO, 2009; MENEZES; ARAUJO; NETTESHEIM, 2010; SCARANELLO, 2010; LIMA et al., 2011; PINTO SOBRINHO, 2012). Como as áreas controle (fragmentos de floresta preservada) também apresentaram baixos valores de área basal em relação a outros estudos, é mais provável que as diferenças encontradas sejam em função de especificidades da fitocenose local. Além disso, vale observar que existem algumas diferenças metodológicas em outros estudos, com variação nos critérios de inclusão que podem variar desde o tamanho do diâmetro de inclusão, até a opção ou não pelo registro de indivíduos mortos e de espécies como palmeiras e fetos arborescentes.

Também vale considerar que as características estruturais da floresta refletem as próprias condições biogeográficas da área de estudo. No levantamento de campo não foram encontrados indivíduos com diâmetro maior do que 30 cm nas parcelas em Floresta de Restinga, fazendo com que 35 a 88% da área basal destas comunidades vegetais seja composta pelos indivíduos com até 15cm de diâmetro. Condição diferente foi encontrada no estudo apresentado por Joly et al., (2012), realizado no Núcleo Picinguaba, em Ubatuba, litoral Norte de SP. A estimativa apresentada pelos autores é de que 34 a 47% da área basal calculada para a Floresta de Restinga se refere a espécimes com DAP maior 30cm.

Outra variável estrutural levantada foi a altura total dos indivíduos amostrados (Tabela 5). Os valores médios das alturas (H méd) variaram de 9,21 a 13,45 metros. A comparação das alturas médias pelo teste de Tukey (5% de probabilidade) indicou que existe diferença significativa entre parte das comunidades vegetais estudadas. No entanto,

estas variações não parecem estar correlacionadas ao tempo de pousio, visto que as maiores médias de altura foram encontradas nas áreas com 4, 10 e 42 anos de pousio.

Segundo Lopes (2007) as variações de altura encontradas em formações de Floresta de Restinga estão associadas ao nível do lençol freático e ao tipo de depósito sedimentar onde se estabelece a comunidade vegetal. Além destes fatores, o histórico de uso anterior associado à intensidade do distúrbio pode determinar os caracteres dendrométricos do componente arbóreo-arbustivo (SÁ, 2002).

Tabela 5 – Altura média (H méd) e altura máxima (H máx) do componente arbóreo de floresta secundária de Restinga em diferentes tempos de pousio após cultivos agrícola itinerante comparadas a fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), localizadas na RDS Itapanhapima, Cananéia-SP. As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tempo pousio (anos)	**H méd (m)**	**H máx (m)**
4	13,45±1,01 b	24,60
10	11,32±1,38 ab	19,10
15	9,57±1,34 a	18,90
30	9,21±2,56 a	20,60
42	10,70±0,78 ab	23,40
> 100	9,82±1,28 a	28,40

Micheletti Netto (2008) encontrou valores médios de altura semelhantes, variando entre 8,1 e 9,2 metros em Florestas de Restinga de três unidades de conservação do Estado de São Paulo. No entanto, os valores de altura média obtidos em diversos outros estudos realizados no litoral de SP são bastante diferentes, registrando alturas médias entre 5,0 e 8,5 metros e altura máxima (H máx) de 14 a 20 m (ASSUMPÇÃO; NASCIMENTO, 2000; BATISTA, 2002; SUGIYAMA, 2003; REIS-DUARTE, 2004; PARDI, 2007; MIYAZAKI, 2009; PINTO SOBRINHO, 2012).

Os parâmetros estruturais, fitossociológicos e florísticos aqui mostrados dão um panorama das condições das áreas em pousio que formam as Florestas secundarias de Restinga da RDS Itapanhapima. Porém, não foi possível delimitar se as variações registradas na composição florística, resultam da sucessão secundária ou se estão influenciadas pela grande heterogeneidade espacial, principalmente das condições edáficas e hidrológicas.

Conforme apontado por Silva (2016) as variações de estrutura e composição das Florestas de Restinga ao longo da costa brasileira podem ser atribuídas às condições biogeográficas, sendo que a relação espacial com formações de outros Biomas bastante relevante. Como não existem outros estudos sobre as Florestas de Restinga situadas na

porção continental de Cananéia, cabe investigar melhor as relações entre os filtros ambientais, a proximidade com formações de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Submontana e a estrutura e composição destas fitocomunidades.

Para melhor caracterizar a distribuição horizontal das espécies no tempo, foram calculados seus Índices de Valor de Importância e de Cobertura (Figura 6 e Tabela 6). Também foram realizadas a análise por valor de importância e cobertura e a análise de valor de espécie indicadora (IndVal). Esta última permitiu identificar os táxons de maior relevância para diferenciar as comunidades.

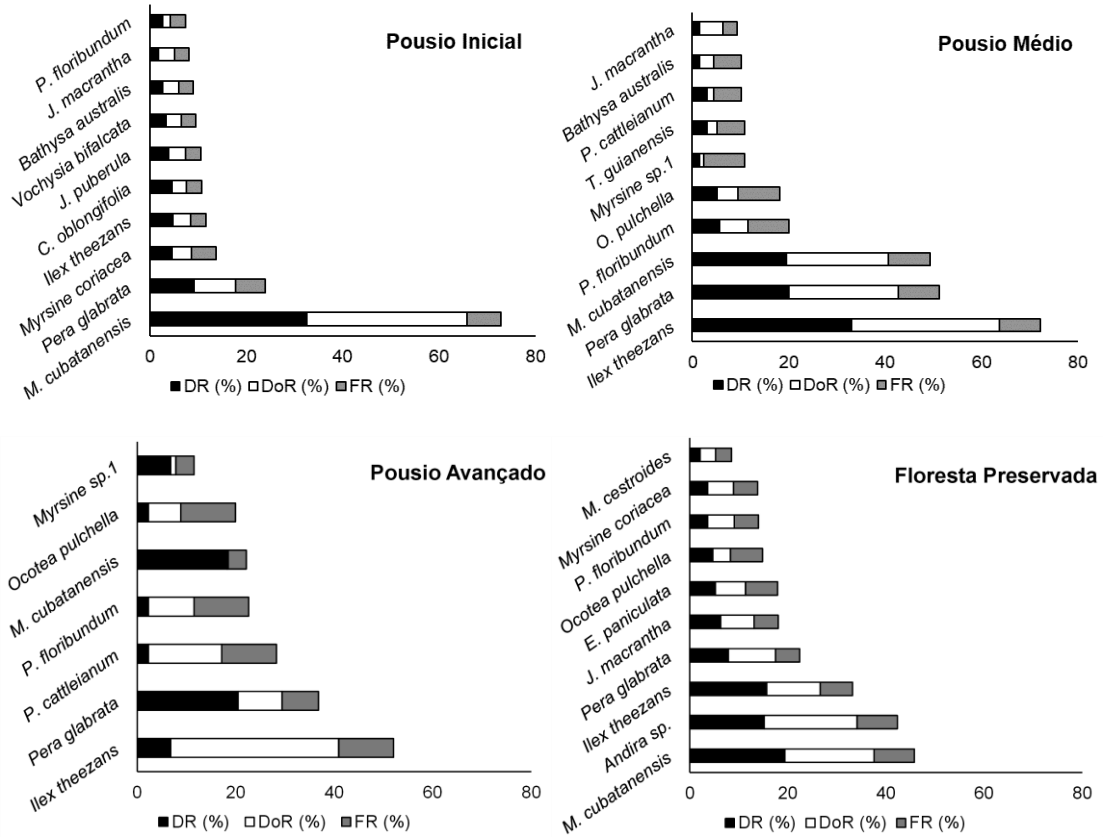


Figura 6 – Classificação das 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI) em pousio inicial (até 20 anos), médio (entre 20 e 40 anos) e avançado (acima de 40 anos) após cultivo em sistema de agricultura itinerante caiçara, comparados a fragmento de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. Os valores de IVI foram decompostos em porcentagem de densidade relativa (DR), Dominância relativa (DoR) e frequência relativa (FR).

Considerando os valores de importância e cobertura das espécies em cada estágio de pousio e na floresta preservada, nota-se que as espécies mais abundantes são *Miconia cubatanensis*, *Ilex theezans* e *Pera glabrata*. Além disso, estas apresentam ampla cobertura

e distribuição entre todas as comunidades vegetais estudadas. A exceção foi observada na área de pousio avançado (acima de 40 anos), em que os maiores valores de IVI destas espécies estiveram associados à maior densidade relativa (no caso de *M. cubatanensis* e *P. glabrata*), enquanto *I. theezans* apresentou alta dominância basal. Estas espécies foram identificadas com altos valores de IVI e IVC em outras Florestas de Restinga do litoral Sudeste do Brasil (REIS-DUARTE, 2004; FARIA, 2005; PINTO SOBRINHO, 2012; ZANELATO, 2012; MOURA, 2016).

Tabela 6 – Lista de espécies com maiores valores de Índice de valor de cobertura (IVC) e Índice de valor de importância (IVI) e/ou espécies encontradas pela Análise de Espécies Indicadores (IndVal), nas florestas secundárias em diferentes estágios de pousio após cultivo comparadas a floresta preservada (FP) em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP.

Espécie	**Inicial**		**Médio**		**Avançado**		**Floresta**		**IndVal (p)**
	IVC	**IVI**	**IVC**	**IVI**	**IVC**	**IVI**	**IVC**	**IVI**	
Miconia cubatanensis	65,9	72,9	40,7	49,3	18,4	22,1	37,6	45,8	--
Ilex theezans	8,6	11,6	63,7	72,3	40,9	52,0	26,6	33,2	--
Pera glabrata	17,9	24,0	42,8	51,3	29,4	36,8	17,5	22,4	--
Jacaranda macrantha	5,1	8,1	6,4	9,3	0	0	13,1	18,0	--
Ocotea pulchella	0,4	1,4	9,5	18,1	8,9	20,0	8,3	14,8	--
Platymiscium floribundum	4,4	7,4	11,6	20,1	11,5	22,6	9,1	14,0	--
Myrsine coriacea	8,7	13,7	0,7	3,5	0	0	8,9	13,8	--
Cupania oblongifolia	7,7	10,7	0	0	0	0	2,9	6,2	--
Psidium cattleianum	0,6	1,6	4,5	10,2	17,1	28,3	2,2	3,8	--
Andira sp.[4]	0	0	0	0	0	0	34,1	42,3	1 (0,0449)

[4] Espécie indicadora de florestas preservadas (FP > 100 anos)

Outras espécies que se destacam nestas formações florestais foram *Ocotea pulchella*, *Jacaranda macrantha*, *Psidium cattleianum* e *Myrsine coriaceae*, também presentes em ao menos três estágios de pousio e compondo a lista espécies com maiores IVI nas áreas de estudo.

A espécie *Andira* sp. foi uma das mais importantes para as comunidades de floresta preservada, sendo também indicadora deste período de pousio entre as áreas estudadas. Segundo as diretrizes para análise dos estágios de sucessão da vegetação de restinga em São Paulo, esta espécie é comum a partir do estágio médio de regeneração de florestas de transição Restinga-Encosta e em estágio original (primário) de Florestas Paludosas (BRASIL, 1996).

Conforme referenciado em diversos estudos, a composição e estrutura horizontal das Florestas de Restinga são determinadas por fatores edáficos e hídricos. Melo Júnior; Boeger (2015) encontraram influência de variáveis edáficas sobre a distribuição de espécies e o padrão estrutural das comunidades vegetais em Florestas de Restinga no estado de Santa

Catarina, destacando o conteúdo de Matéria Orgânica do Solo, a espessura da camada de serapilheira, a capacidade de troca catiônica (CTC), assim como os teores de potássio (K) e alumínio (Al) como os componentes que mais influenciam. Além destes fatores, os teores de fósforo (P) e cloro (Na) também são indicados como determinantes ao desenvolvimento das comunidades vegetais em Restinga (MAGNAGO et al., 2010).

Além dos determinantes edáficos, a dinâmica hídrica dos locais onde se estabelecem as restingas também influencia as características estruturais e florísticas da vegetação. As florestas em locais inundáveis, em terrenos com lençol freático menos profundos ou mesmo em áreas próximas às alagadiças, são diferentes daquelas Florestas de Restinga de áreas não-inundáveis (SZTUTMAN, 2000; JASTER, 2002; PINTO SOBRINHO, 2012).

A análise da composição de espécies nas florestas secundárias em diferentes estágios de pousio também considerou aspectos funcionais, já que estes servem de indicadores da recuperação de serviços ecossistêmicos que mantêm as florestas ao longo do tempo de pousio A classificação das espécies por síndrome de dispersão e a distribuição destas frequências por estágio de pousio (Figura 7), indica que em todas as áreas sob pousio houve predomínio de espécies zoocóricas, com proporções que variaram de 76,2% (10 anos) a 91% (30 anos). Estes valores estão coerentes a estudos anteriores em Floresta de Restinga que registraram uma proporção de zoocóricas variando de 65 a 95% dos indivíduos (FARIA, 2005; DINIZ, 2009; MIYAZAKI, 2009) e indicam a grande ligação das plantas em florestas tropicais com os animais – tanto polinização como dispersão.

Da mesma forma, a proporção média de espécimes anemocóricos nas áreas em pousio (12,6%) foi semelhante à observada nas áreas de floresta preservada (11,4%). A presença de autocóricos variou de 0,45% dos indivíduos encontrados nas áreas de floresta preservada a 10,5% na área com 10 anos de pousio. Na área com 42 anos de pousio após cultivo não houve registro de indivíduos com síndrome de dispersão autocórica.

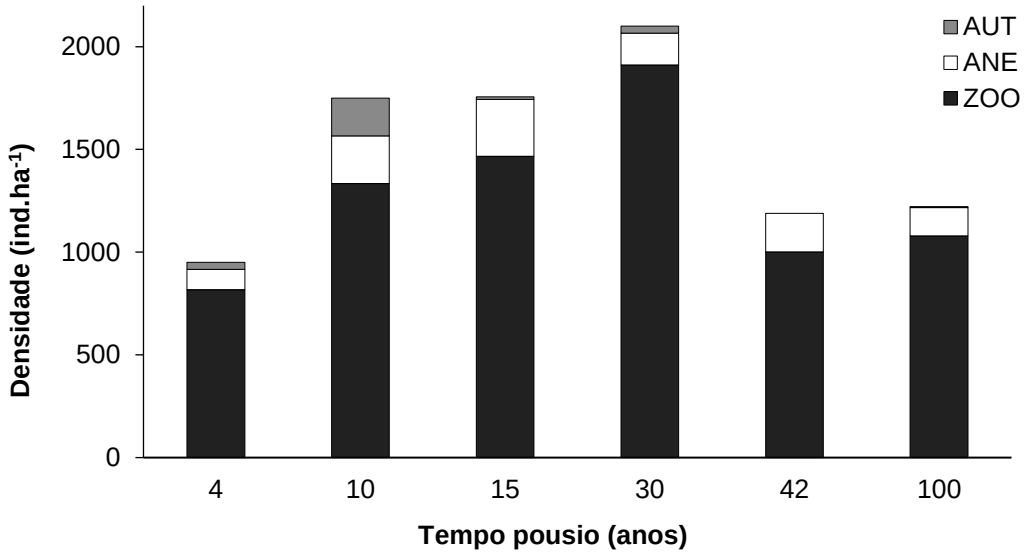


Figura 7 – Densidade relativa de indivíduos classificados por síndrome de dispersão (AUT = autocórica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica) em áreas de sistema agrícola itinerante com diferentes idades de pousio comparadas a Floresta de Restinga preservada (FP>100 anos), RDS Itapanhapima, Cananéia - SP.

Como a densidade de espécies zoocóricas é um indicador de estágio de sucessão secundária, avaliou-se a relação entre tempo de pousio e proporção de espécies deste grupo ecológico. A análise de regressão, porém, não apontou relação entre tempo de pousio e incremento na riqueza de espécies zoocóricas, indicando que o manejo em sistema agrícola itinerante não afetou a disponibilidade de recursos para a fauna associada à Floresta de Restinga.

A alta presença de espécies zoocóricas desde as fases iniciais de pousio pode ser explicada pela manutenção do banco de sementes, pouco afetado pelas práticas de queima e cultivo do solo com baixa intensidade. Outro fator importante é que as áreas cultivadas são abertas em locais com grande presença de áreas sob florestas preservadas e em diferentes estágios de regeneração. Isso certamente contribui com a manutenção dos animais responsáveis pela dispersão e polinização das espécies encontradas.

Reznik et al. (2012) sugerem que os efeitos da fragmentação podem levar à uma mudança na proporção de espécies pioneiras ou mais tolerantes à sombra sem alterar a proporção de espécies zoocóricas, sendo que a intensidade das mudanças sobre a vegetação remanescente (especialmente nas bordas) está relacionada à extensão da área fragmentada.

Para verificar esses efeitos do manejo agrícola itinerante sobre a dinâmica da sucessão secundária foram calculados os parâmetros relacionados à riqueza (S), densidade de pioneiras (P%), proporção e abundância de espécies dominantes (S90 – número de

espécies nativas que representam 90% dos indivíduos e 10+ - densidade relativa das dez espécies nativas mais abundantes) (Tabela 7).

Tabela 7 – Indicadores de sucessão vegetal em áreas de agricultura itinerante em diferentes idades de pousio após cultivo, comparadas a fragmento de floresta preservada (FP>100 anos) em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. S – riqueza de espécies nativas; S90 – número de espécies nativas que representam 90% dos indivíduos; 10+ - densidade relativa das dez espécies nativas mais abundantes; P – densidade relativa das espécies pioneiras.

Formação	**ID área**	**Tempo pousio (anos)**	**S**	**S90**	**10+**	**P%**
Floresta de Restinga	4	4	19	14	84,5%	76,8%
	10	10	18	10	91,4%	75,0%
	15	15	29	14	85,2%	45,7%
	30	30	18	8	96,8%	44,6%
	42	42	12	7	98,6%	7,6%
	FP1	> 100	17	9	91,6%	21,7%
	FP2	> 100	21	12	90,3%	66,0%

Os indicadores riqueza (S), número de espécies mais abundantes (S90) e proporção das 10 espécies mais abundantes em relação ao total de indivíduos (10+) não parecem estar relacionados ao tempo de pousio após cultivo em áreas de Floresta de Restinga.

A maior discrepância destes indicadores é observada na área com 15 anos de pousio, em que se registrou um número maior de espécies (N=29) associado a uma proporção menor de espécies dominantes (S90=14), indicando que nesta área foram amostradas mais espécies raras. Considerando sua maior distância da área de mangue, é possível que esta comunidade vegetal se encontre em área de transição com a Floresta Ombrófila Densa, ainda que a maior parte de suas espécies dominantes seja típica de Floresta de Restinga (ASSIS et al., 2011).

A proporção de espécies pioneiras, por sua vez, apresentou relação inversa ao tempo de pousio. Nota-se que a partir dos 15 anos de pousio os valores de P% reduzem consideravelmente, podendo indicar uma transição de estágio sucessional.

A maior presença de pioneiras na área FP2 é devida à alta densidade de *Miconia cubatanensis*. Como esta área está mais próxima ao manguezal, é provável que esteja mais suscetível a ventos e inundações que criariam condições para abertura de clareiras no local. A presença desta espécie como secundária inicial em clareiras na Ilha do Cardoso foi reportada por Pardi (2007).

4.3.2 Diversidade e similaridade das comunidades arbóreo-arbustivas em cronossequência de pousio em Floresta de Restinga

Para avaliar as diferenças na composição florística entre as áreas em pousio e os fragmentos de floresta preservada, foram realizadas análises de agrupamento com base no coeficiente de similaridade de Sørensen e no Índice de similaridade de Bray-Curtis (Figura 8). O tempo de pousio não pareceu ser o fator de agrupamento das áreas em sucessão secundária e de floresta preservada.

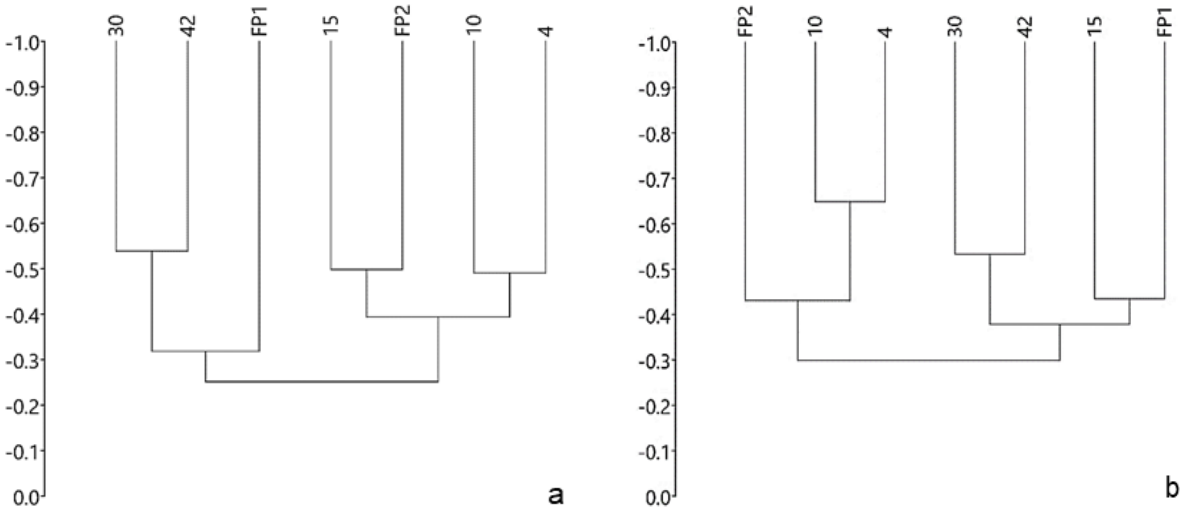


Figura 8 – Dendrogramas de similaridade de Bray-Curtis (a) e Sørensen (b) agrupando por similaridade florística as comunidades arbóreo-arbustivas diferentes idades de pousio (4, 10, 15, 30 e 42 anos) comparadas a dois fragmentos de floresta preservada (FP1 e FP2), em Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. Os valores foram pareados pelo método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithimetic Mean).

A análise de similaridade pelo Índice de Bray-Curtis, que considera a distribuição da de abundância de espécies, apresentou três agrupamentos principais: a área FP1 que se diferencia consideravelmente (<0,3) em relação às demais; um grupo formado pelas áreas com 30 e 42 anos de sucessão secundária com similaridade de cerca de 0,55 e um grupo formado pelas áreas com 4, 10 e 15 anos de pousio junto ao fragmento FP2, com 40% de similaridade. Neste último agrupamento, as áreas mais jovens se diferenciam das demais e apresentam correspondência de cerca de 50%.

A análise de agrupamento baseada no coeficiente de similaridade de Sørensen, que utiliza a matriz binária (presença/ausência), formou dois grupos. O primeiro é composto pelas áreas com 15, 30 e 42 anos de pousio, junto à FP1. O outro é composto pelas áreas

com 4 e 10 anos de pousio mais o fragmento FP2. As áreas com menor tempo de pousio (4 e 10 anos) apresentam maiores valores de similaridade (cerca de 0,65) e as áreas com 30 e 42 anos novamente aparecerem agrupadas, com cerca de 55% de similaridade. Ressalta-se também que neste caso a área de 15 anos de pousio apresenta alguma similaridade (cerca de 0,4) com o fragmento de floresta preservada FP1. Estas duas áreas possuem baixa correspondência (<0,4) em relação às demais áreas da cronossequência de estudos em Floresta de Restinga.

A grande variação na composição das comunidades vegetais estudadas fica evidente, dado que somente as áreas com 4 e 10 anos, bem como 30 e 42 anos apresentaram similaridade mediana ante os métodos de Sørensen e Bray-Curtis. A baixa similaridade entre áreas de Floresta de Restinga foi reportada em estudos anteriores, sendo as condições edáficas e hidrológicas apontadas como principais filtros ambientais (MARQUES; SWAINE; LIEBSCH, 2011; BONILHA et al., 2012). Além disso, Sugiyama (2003) e Reis-Duarte (2004) destacam que a influência marinha, o histórico de intervenções antrópicas e a influência de outras vegetações adjacentes podem contribuir para maior heterogeneidade do mosaico de vegetações de Restinga.

Além da similaridade, analisou-se as variações da diversidade nas áreas em pousio em cronossequência e comparou-se aos fragmentos de floresta preservada, usando o índice de Heterogeneidade de Shannon (H') (Tabela 8).

Tabela 8 – Valores de Riqueza e índice de heterogeneidade de Shannon para parcelas com diferentes tempos de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada, em Floresta de Restinga da RDS Itapanhapima, Cananeia - SP. As letras representam diferenças significativas a 95% de confiança (p<0,05) pelo teste t de Hutcheson para o índice de Shannon (H').

ID área	Tempo pousio (anos)	Riqueza	Shannon (H')
4	4	19	2,29ab
10	10	18	2,01a
15	15	29	2,71c
30	30	18	2,01a
42	42	12	1,93a
FP1	> 100	17	2,13ab
FP2	> 100	21	2,43b

Os valores de diversidade de Shannon estimados neste estudo são baixos se comparados a Floresta de Restinga com alta diversidade (H' ≥ 3,5 nats.ind^{-1}) encontradas em outros estudos realizados no litoral de São Paulo (SZTUTMAN, 2000; GUEDES; MAURO; EHLIN, 2006; DINIZ, 2009; MAGNAGO; MARTINS; PEREIRA, 2011; PRATA;

ASSIS; JOLY, 2011; PINTO SOBRINHO, 2012; MAGNAGO et al., 2013). Por outro lado, estes valores se assemelham aos encontrados por Sugiyama (2003) para o estrato arbóreo de Florestas de Restinga da Ilha do Cardoso, em Cananéia (H' = 2,12; 2,18 e 2,28 nats.ind^{-1}) e por Jaster (2002) na Ilha das Peças, em Guaraqueçaba - PR (H' médio = 2,13 nats.ind^{-1}), sendo ambas as áreas mais próximas à RDS Itapanhapima.

As áreas em pousio apresentam valores de diversidade estatisticamente semelhantes (teste t de Hutcheson, a 95% de confiança). A exceção foi observada na área com 15 anos de pousio que se diferenciou de todas as outras comunidades vegetais, inclusive dos fragmentos de floresta preservada. Além disso, cabe observar que a maioria das comunidades vegetais em pousio não diferiu de uma das áreas de floresta preservada usadas como controle (FP1) e que a diversidade florística da área com menor tempo de pousio (4 anos) não diferiu da área de floresta FP2. Assim, não foi possível estabelecer uma relação entre tempo de sucessão secundária e diversidade de espécies em Floresta de Restinga.

4.3.3 Variações nos estoques de carbono em cronossequência de pousio após cultivo em Floresta de Restinga

Para estimar o tempo de retorno dos estoques de carbono da Floresta de Restinga após um ciclo de corte, queima e cultivo, foi necessário estimar os valores de carbono de cada comunidade vegetal, em sucessão secundária (pousio) ou preservada. Para tanto, primeiramente foram estimadas a biomassa e estoque de C da parte aérea e das raízes das árvores e arbustos, por modelos alométricos. Em seguida, o estoque de C na serapilheira foi estimado a partir dos valores médios de massa seca das amostras desta fração da necromassa. Por fim, o estoque de C do solo foi calculado a partir dos teores de C (%) obtidos das amostras analisadas por combustão seca. Os estoques de carbono totais para cada área em pousio foram, então, comparados aos valores médios obtidos nos fragmentos de floresta preservada (testemunha).

Os valores de biomassa e estoques de carbono da parte aérea e de raízes estimados em Floresta de Restinga (Tabela 9), não apresentaram variância significativa (ANOVA, F= 1,34; p=0,32).

Tabela 9 – Biomassa estimada (Mg.ha^{-1}) e estoque de carbono (Mg.ha^{-1}) com respectivos desvios-padrão dos compartimentos parte aérea e raízes do componente arbóreo-arbustivo lenhoso em áreas em pousio de sistemas agrícolas itinerantes, comparados a fragmentos de floresta preservada (> 100 anos), Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP.

	Parte aérea		**Raízes**	
Tempo de pousio (anos)	**Biomassa (Mg.ha^{-1})**	**Carbono (Mg.ha^{-1})**	**Biomassa (Mg.ha^{-1})**	**Carbono (Mg.ha^{-1})**
4	38,97±21,69 a	20,47±11,40 a	7,79±3,07 a	4,09±1,61 a
10	47,24±5,74 a	24,81±3,02 a	9,45±0,81 a	4,96±0,43 a
15	42,35±5,99 a	22,24±3,15 a	8,47±0,91 a	4,45±0,48 a
30	68,22±22,19 a	35,83±11,66 a	13,64±3,31 a	7,17±1,74 a
42	46,41±25,08 a	24,38±13,18 a	9,28±3,73 a	4,88±1,96 a
> 100	40,06±9,80 a	21,04±5,15 a	8,01±1,63 a	4,21±0,86 a

Assim como os valores calculados para área basal, as estimativas de estoques de carbono acima e abaixo do solo na RDS Itapanhapima são bastante inferiores àquelas registradas em outros estudos em Florestas de Restinga dos estados de São Paulo, como em Ubatuba, em que a biomassa aérea de árvores e arbustos de Floresta de Restinga foi estimada em 163,5 Mg.ha^{-1} (ALVES et al., 2010). Por outro lado, os valores são próximos aos encontrados no Litoral Norte do Paraná. Em Guaraqueçaba, Tiepolo e Calmon (2002) estimaram os estoques de C da parte aérea e das raízes em 43,96 e 8,79 Mg.ha^{-1}, respectivamente.

Os estoques de carbono em serapilheira acumulada nas áreas em pousio também não diferiram significativamente entre si e tampouco em relação à floresta preservada (Tabela 10).

Tabela 10 – Acúmulo de massa seca (Mg.ha^{-1}) e estoque de carbono (Mg.ha^{-1}) na serapilheira de Floresta de Restinga em diferentes tempos de pousio localizados na RDS Itapanhapima, Cananéia - SP. As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Tempo de pousio (anos)	**Massa seca (Mg.ha^{-1})**	**carbono (Mg.ha^{-1})**
4	6,27±1,45 a	2,70±0,63 a
10	5,70±4,05 a	2,45±1,74 a
15	8,89±2,89 a	3,82±1,24 a
30	8,74±4,28 a	3,76±1,84 a
42	7,46±1,44 a	3,21±0,62 a
> 100	7,14±2,66 a	3,07±1,15 a

Os valores de massa seca de serapilheira acumulada em todas as áreas estudadas foram significativamente maiores que o valor médio de 3,6 Mg.ha^{-1} obtido por Moraes; Delitti; Struffaldi-de Vuono (1999) em florestas preservadas de Restinga na Ilha do Cardoso. Da mesma forma, foram superiores às massas acumuladas (3,05 a 3,74 Mg.ha^{-1}) registradas

em áreas com 5 e 25 anos de sucessão secundária após abandono de agricultura itinerante comparadas a floresta preservada em Ilha Grande, Rio de Janeiro (OLIVEIRA, 2008). Por outro lado, são próximos aos 5,5 $Mg.ha^{-1}$ determinados por Pires et al. (2006) em Guaraqueçaba - PR. Vale considerar que as coletas foram realizadas nos meses de agosto e setembro, fora do período de maior deposição que seria o mês de novembro (PEREIRA; MENEZES; SCHULTZ, 2008; MARTINS, 2010).

Para se avaliar o acúmulo de serapilheira, é importante considerar que existe uma dinâmica de deposição e decomposição que varia sazonalmente. A deposição é determinada pela composição florística e flutua sazonalmente de acordo com a fenologia das espécies vegetais. A taxa de decomposição varia com as condições de solo (especialmente pH e microbiota), a composição bioquímica do material depositado, a temperatura e a precipitação, ao longo do ano (PEREIRA; MENEZES; SCHULTZ, 2008). Como as coletas foram realizadas na mesma época, isolando as variáveis sazonais, é adequado inferir que os resultados obtidos derivam da composição florística da área e das condições do solo.

Em estudo em cronossequência de áreas com 18, 31 e 56 anos de sucessão secundária no Parque Estadual do Palmito, verificou-se uma relação entre o tempo de regeneração e as espécies que mais contribuem para a produção de folhedo. Segundo o estudo, a espécie *Ilex theezans* contribuiu significativamente nos pousios inicial e médio, ao passo que *Tapirira guianensis* foi a espécie com maior produção de serapilheira na fase avançada, por conta de seu maior IVI nesta área (PINTO; MARQUES, 2003). Esses resultados indicam que a relação entre serapilheira e composição florística está relacionada com a presença de espécies que contribuem para a produção de folhedo, sendo a diversidade menos relevante, assim como observado por GAZELL et al. (2012) em áreas de restauração ecológica.

A produção de serapilheira é essencial para a manutenção de Florestas de Restinga, já que por estarem sobre solos com baixos teores de nutrientes, dependem dos nutrientes da biomassa depositada sobre o solo para garantir a sua produtividade (PIRES et al., 2006; BONILHA et al., 2012). A deposição anual de nutrientes pela serapilheira estimada na Ilha do Cardoso foi de 125,9 $kg.ha^{-1}$ de macronutrientes e 112,17 $kg.ha^{-1}$ de micronutrientes (MORAES; DELITTI; STRUFFALDI-DE VUONO, 1999). Gomes et al. (2007) também indicaram a importante contribuição da matéria orgânica acumulada sobre a CTC nos solos sob Florestas de Restinga.

Ainda que este estudo não tenha levantado dados relacionados à produção de serapilheira e sua taxa de decomposição, os resultados de acúmulo de necromassa

permitem inferir sobre a capacidade de estocagem de carbono sobre o solo. Como os estoques de C nas áreas em pousio são semelhantes aos dos fragmentos de floresta, é possível inferir que a ciclagem de nutrientes, a manutenção de organismos da serapilheira, a retenção da umidade do solo pela cobertura morta e outros serviços ecossistêmicos estão garantidos desde os primeiros anos de pousio em sistema agrícola itinerante caiçara.

Quanto às variações nos estoques de carbono da camada superficial (0-10 cm) do solo, verificou-se pela análise de regressão que não houve efeito significativo (p-valor = 0,16704; F = 4,53216) do tempo sobre o aumento dos estoques de C do solo (Tabela 11).

Tabela 11 – Teor de carbono, estoque de carbono ($Mg.ha^{-1}$) da primeira camada do solo (0-10 cm) agregado por categoria de teor de argila em Floresta de Restinga, em diferentes tempos de pousio em sistemas agrícolas itinerantes de Cananéia - SP. Os estoques de carbono foram corrigidos para a mesma massa de solo a fim de comparações entre as áreas.

Tempo pousio (anos)	**Teor argila**	**Teor de carbono (%)**	**Densidade aparente ($g.cm^{-3}$)**	**Estoque de C ($Mg.ha^{-1}$)**	**Camada correspondente de solo (cm)**	**Estoque de C corrigido ($Mg.ha^{-1}$)**
Em uso		2,3	1,69	38,98	9,2	35,71
30	Baixo	5,6	1,55	86,95	10,0	86,95
42	(< 15%)	7,15	1,64	117,49	9,4	111,01
>100		7,54	1,56	117,38	10,0	117,07

Nota-se também que os valores estimados para as áreas estudadas são consideravelmente superiores àqueles encontrados em estudos anteriores realizados na porção Sudeste da Mata Atlântica. De acordo com Almeida (2012), os valores dos estoques de C da camada superficial do solo (0-10 cm) encontrados em Florestas de Restinga em sucessão secundária (t> 45 anos) no litoral de São Paulo variaram de 7,72 a 35,19 $Mg.ha^{-1}$. Para o autor, os maiores estoques resultam tanto de um maior tempo de acúmulo quanto da maior deposição, que está relacionada à maior densidade vegetal e produção de biomassa. Além disso, o autor ressalta que as condições locais de precipitação e temperatura, assim como a composição florística podem determinar a quantidade de C estocado.

Em suma, as variações nos estoques de carbono dos compartimentos parte aérea, raízes, serapilheira e solos não parecem ser influenciadas significativamente pelo tempo a partir dos 4 anos de pousio. Porém, vale ressaltar que o trabalho de campo na RDS Itapanhapima foi limitado em função da inacessibilidade ou da indisponibilidade de áreas em pousio que cumprissem os critérios pré-estabelecidos para o estudo. Soma-se a isso a grande heterogeneidade das Florestas de Restinga, que podem dificultar as comparações.

4.4 Composição, estrutura, diversidade de arbóreas e estoques de carbono das áreas estudadas em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas - Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.

4.4.1 Composição e estrutura horizontal comunidades arbóreo-arbustivas em cronossequência de pousio em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

Nas 17 áreas estudadas na comunidade Bairro Santa Maria (15.300m²) foram registrados 1.707 indivíduos vivos pertencentes à sinúsia arbóreo-arbustiva de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Do total amostrado, 1.642 indivíduos nativos foram identificados, pertencendo a 38 famílias botânicas e classificados em 110 espécies e morfotipos, sendo 19 identificados em nível de gênero e 91 em nível de espécie. Também foram encontradas frutíferas cultivadas em duas áreas em pousio inicial, sendo elas: *Prunus* sp. (n=4), pertencente à família Rosaceae e *Psidium guajava* L. (n=1), espécie naturalizada das Myrtaceae. Os 60 espécimes restantes pertencem a 18 morfotipos que não foram identificados botanicamente (Tabela 12)

As famílias que apresentaram maiores valores de riqueza de espécies nativas foram Fabaceae (16), Myrtaceae (15), Lauraceae (13), Apocynaceae (6), Melastomataceae (6), Rubiaceae (4) e Sapotaceae (4), abrangendo 58,18% do total de táxons nativos identificados. Já as famílias que apresentaram maior abundância relativa foram Melastomataceae (13,29%), Fabaceae (9,28%), Myrtaceae (9,21%), Lauraceae (8,09%), Euphorbiaceae (7,83%), Peraceae (6,58%) e Salicaceae (6,32%). Os espécimes pertencentes a essas famílias representam 60,59% do total de indivíduos nativos identificados nas áreas sob pousio e nos fragmentos de floresta preservadas.

Tabela 12 – Lista de espécies do estrato arbóreo-arbustivo registradas em áreas de agricultura itinerante sob três estágios de pousio após cultivo e em fragmentos de floresta preservada (t> 100 anos), em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. com respectivas informações sobre nome científico, abundância (n), grupo ecológico (P - pioneira; NP – não-pioneira; CULT – cultivada; NC – não classificada) e síndrome de dispersão (ZOO - zoocórica; ANE - anemocórica; AUT - autocórica; NC - não classificada).

Família	**Espécie**	**n**	**Inicial**	**Médio**	**Avançado**	**Floresta**	**GE**	**SD**
Nativas								
Anacardiaceae	*Tapirira guianensis* Aubl.	5			X	X	NP	ZOO
Annonaceae	*Annona sp.*	23	X	X	X	X	NC	ZOO
Apocynaceae	*Aspidosperma australe* Müll. Arg.	2			X		NP	ANE
	Aspidosperma parvifolium A. DC.	5			X	X	NP	ANE
	Aspidosperma polyneuron Müll.Arg.	2				X	NP	ANE
	Aspidosperma ramiflorum Müll. Arg.	24	X		X	X	NP	ANE
	Malouetia cestroides (Nees ex Mart.) Müll.Arg.	3			X	X	P	ANE
	Tabernaemontana sp.	1				X	P	ZOO
Aquifoliaceae	*Ilex theezans* Mart. ex Reissek.	3			X	X	NP	ZOO
Araliaceae	*Oreopanax capitatus* (Jacq.) Decne. & Planch.	20			X	X	NC	ZOO
Asteraceae	*Piptocarpha sp.*	2	X		X		P	ANE
	Vernonanthura sp.	1			X		P	ANE
Bignoniaceae	*Jacaranda puberula* Cham.	19	X	X	X	X	NP	ANE
Cannabaceae	*Trema micrantha* (L.) Blume	2	X			X	P	ZOO
Celastraceae	*Maytenus schumanniana* Loes.	6			X	X	NP	ZOO
Chloranthaceae	*Hedyosmum brasiliense* Mart. ex Miq.	1			X		NP	ZOO
Clusiaceae	*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi	24	X	X	X	X	NP	ZOO
Cunoniaceae	*Weinmannia paulliniifolia* Pohl ex Ser.	1				X	NP	AUT

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	27			X	X	NP	ZOO
	Sloanea hirsuta (Schott) Planch. ex Benth.	1			X		NP	ZOO
	Sloanea sp.	1				X	NP	ZOO
Euphorbiaceae	*Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg.	122	X	X	X	X	P	ZOO
	Sapium glandulosum (L.) Morong	2	X			X	P	ZOO
Fabaceae	*Albizia pedicellaris* (DC.) L.Rico	6			X	X	P	AUT
	Andira sp.	5	X		X		NP	ZOO
	Bauhinia forficata Link	4	X				P	AUT
	Copaifera trapezifolia Hayne	7		X		X	NP	AUT
	Hymenolobium janeirense Kuhlm.	4				X	NP	ANE
	Inga edulis Mart.	29	X	X		X	NP	ZOO
	Inga sp.	13	X	X			NP	ZOO
	Inga sessilis (Vell.) Mart.	3			X	X	P	ZOO
	Inga vera Wild.	21	X	X		X	P	ZOO
	Machaerium sp.1	3				X	NC	NC
	Machaerium sp.2	2			X	X	NC	NC
	Platymiscium floribundum Vogel	8		X	X	X	NP	ANE
	Pseudopiptadenia warmingii (Benth.) G.P.Lewis & M.P.Lima	3				X	NP	AUT
	Pterocarpus rohrii Vahl	2			X	X	NP	ANE
	Senna multijuga (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	23	X	X			P	ZOO
	Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho	14				X	NP	ANE

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Indeterminada	*sp. 1*	6			X	X	NC	NC
	sp. 2	7	X	X	X	X	NC	NC
	sp. 3	7			X	X	NC	NC
	sp. 4	7			X	X	NC	NC
	sp. 5	13			X	X	NC	NC
	sp. 6	1				X	NC	NC
	sp. 7	1				X	NC	NC
	sp. 8	1		X			NC	NC
	sp. 9	1				X	NC	NC
	sp. 10	3				X	NC	NC
	sp. 11	2				X	NC	NC
	sp. 12	2				X	NC	NC
	sp. 13	3		X			NC	NC
	sp. 14	1			X		NC	NC
	sp. 15	1				X	NC	NC
	sp. 16	1				X	NC	NC
	sp. 17	1				X	NC	NC
	sp. 18	1			X	X	NC	NC
Lamiaceae	*Vitex sp.*	7			X	X	NP	ZOO
Lauraceae	*Cryptocarya sp.*	1				X	NP	ZOO
	Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F.Macbr.	13	X	X	X	X	NP	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Lauraceae	*Nectandra membranacea* (Sw.) Griseb.	7				X	NP	ZOO
	Nectandra oppositifolia Nees	4		X	X	X	P	ZOO
	Nectandra sp.1	24		X	X	X	NC	ZOO
	Nectandra sp.2	19	X	X	X	X	NC	ZOO
	Ocotea aciphylla (Nees & Mart.) Mez	2				X	NP	ZOO
Nativas	*Ocotea catharinensis* Mez	2				X	NP	ZOO
Lauraceae	*Ocotea dispersa* (Nees & Mart.) Mez	27	X	X	X	X	P	ZOO
	Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer	2				X	NP	ZOO
	Ocotea puberula (Rich.) Nees	6			X	X	NP	ZOO
	Ocotea pulchella Mart.	28	X	X	X	X	NC	ZOO
Lauraceae	*Persea willdenovii* Kosterm.	1				X	NP	ZOO
Lecythidaceae	*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze	6			X	X	NP	ANE
Melastomataceae	*Tibouchina sp.*	23			X	X	P	NC
	Miconia cabucu Hoehne	5			X	X	NP	ZOO
	Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	52	X	X	X	X	NP	ZOO
	Miconia cubatanensis Hoehne	134	X	X	X	X	P	ZOO
	Miconia sp.1	4		X			NC	ZOO
	Miconia sp.2	1			X		NP	ZOO
Meliaceae	*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.	3			X	X	NP	ZOO
	Guarea macrophylla Vahl	22	X	X	X	X	NP	ZOO
Moraceae	*Brosimum guianense* (Aubl.) Huber	1			X		NP	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Moraceae	*Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg	5			X	X	NP	ZOO
	Ficus sp.	9	X	X		X	NC	ZOO
Myristicaceae	*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.	7			X	X	NP	ZOO
	Virola gardneri (A.DC.) Warb.	1				X	NP	ZOO
Myrtaceae	*Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg	14			X	X	NP	ZOO
	Calyptranthes brasiliensis Spreng.	8	X		X	X	NP	ZOO
	Calyptranthes concinna DC.	4				X	NP	ZOO
	Campomanesia sp.	40	X	X	X	X	NP	ZOO
Myrtaceae	*Eugenia leitonii* D. Legrand	3				X	NP	ZOO
	Eugenia sp.	7		X	X	X	NP	ZOO
	Eugenia stigmatosa DC.	25			X	X	NP	ZOO
	Eugenia sulcata Spring ex Mart	2			X		NP	ZOO
	Marlierea eugeniopsoides (D.Legrand & Kausel) D.Legrand	5			X	X	NP	ZOO
	Marlierea obscura O.Berg	3	X	X		X	NP	ZOO
	Myrcia insularis Gardner	8	X			X	NP	ZOO
	Myrcia multiflora (Lam.) DC.	1				X	NP	ZOO
	Myrcia racemosa (O.Berg) Kiaersk.	1			X		NP	ZOO
	Myrcia strigipes Mart.	10	X	X	X	X	NP	ZOO
	Psidium cattleianum Sabine	25	X	X		X	NP	ZOO
Myrtaceae	*Psidium guajava* L.*	1	X				CULT	ZOO
Nyctaginaceae	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz	2				X	NP	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Peraceae	*Pera glabrata* (Schott) Baill.	111	X	X	X	X	P	ZOO
Phyllanthaceae	*Hyeronima alchorneoides* Allemão	50	X	X	X	X	NP	ZOO
Phytolaccaceae	*Seguieria langsdorffii* Moq.	3	X				NP	ANE
Piperaceae	*Piper gaudichaudianum* Kunth	1		X			NP	ZOO
Primulaceae	*Myrsine coriacea (Sw.)* R.Br. ex Roem. & Schult.	54	X	X	X	X	P	ZOO
Rubiaceae	*Amaioua intermedia* Mart. ex Schult. & Schult.f.	1		X			NP	ZOO
	Bathysa australis (A.St.-Hil.) K. Schum	1			X		NP	AUT
Rubiaceae	*Psychotria nuda* (Cham. & Schltdl.) Wawra	50		X	X	X	NP	ZOO
	Psychotria suterella Müll.Arg.	2			X		NP	ZOO
Rutaceae	*Esenbeckia grandiflora* Mart.	6			X	X	NP	AUT
	Metrodorea nigra A.St.-Hil.	2				X	NP	AUT
Salicaceae	*Casearia obliqua* Spreng.	105	X	X	X	X	NP	ZOO
	Casearia sylvestris Sw.	13		X	X		P	ZOO
	Xylosma sp.	1			X		NP	ZOO
Sapindaceae	*Cupania oblongifolia* Mart.	39	X	X	X	X	NP	ZOO
	Matayba guianensis Aubl.	4			X		NP	ZOO
Sapotaceae	*Chrysophyllum inornatum* Mart.	43	X		X	X	NP	ZOO
	Manilkara subsericea (Mart.) Dubard	5				X	NP	ZOO
Sapotaceae	*Pouteria beaurepairei* (Glaz. & Raunk.) Baehni	10			X	X	NP	ZOO
	Pouteria sp.	5	X	X	X		NC	ZOO
Solanaceae	*Acnistus arborescens* (L.) Schltdl.	8		X	X	X	P	ZOO

Família	Espécie	n	Inicial	Médio	Avançado	Floresta	GE	SD
Nativas								
Solanaceae	*Solanum pseudoquina* A.St.-Hil.	1				X	P	ZOO
Urticaceae	*Cecropia glaziovii* Snethl.	8	X		X	X	P	ZOO
	Cecropia pachystachya Trécul	20	X	X		X	P	ZOO
	Pourouma guianensis Aubl.	1			X		NP	ZOO
Verbenaceae	*Citharexylum myrianthum* Cham.	35	X	X			P	ZOO
Vochysiaceae	*Vochysia bifalcata* Warm.	44	X	X	X	X	NP	ANE
Exóticas								
Rosaceae	*Prunus sp.*	5	X				CULT	ZOO
	TOTAL	1707	43	43	77	100		

*Espécie naturalizada.

As variações no tempo das abundâncias relativas de indivíduos das 20 principais famílias botânicas levantadas estão apresentadas na Figura 9

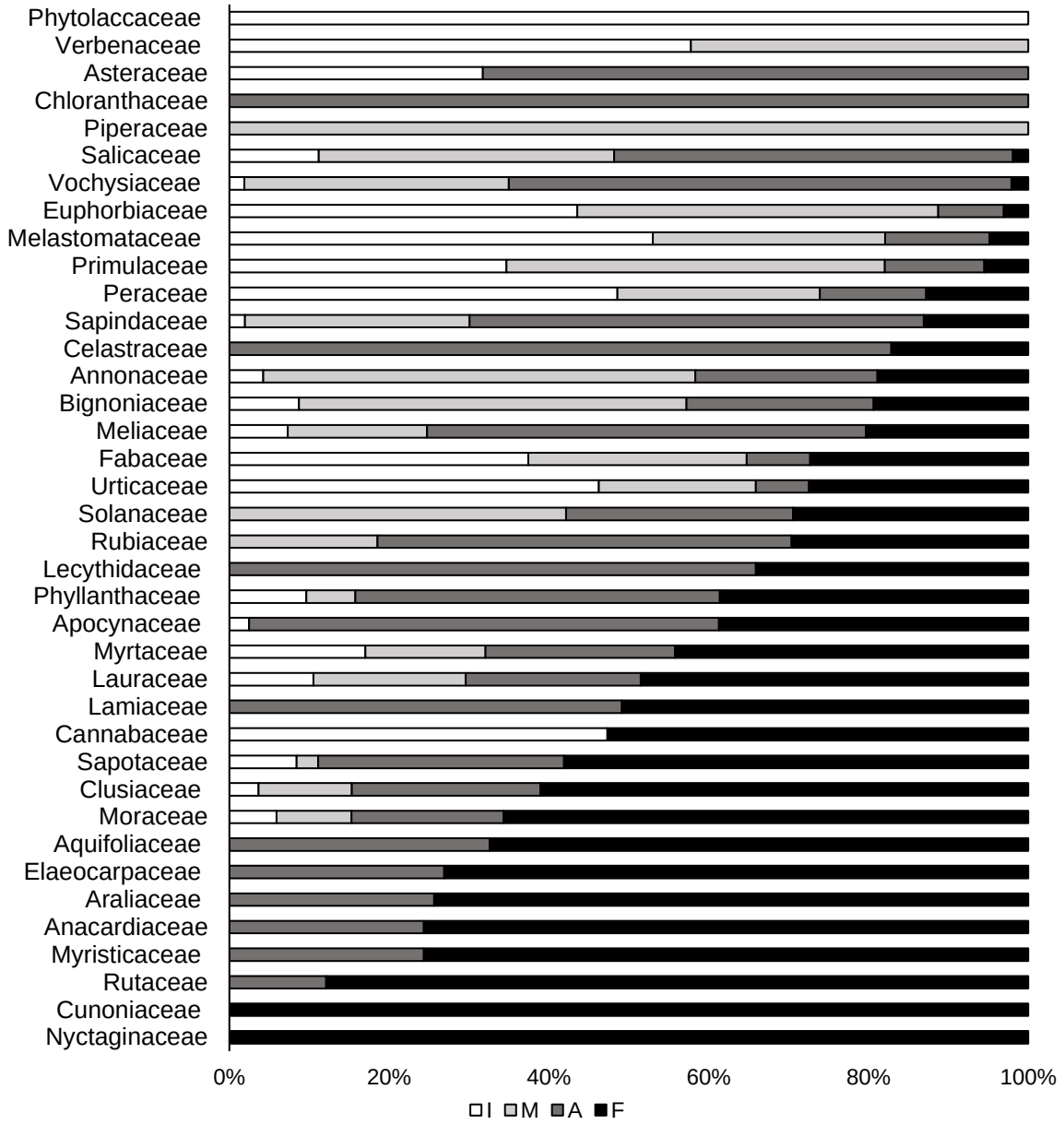


Figura 9 – Distribuição de abundância de indivíduos por família botânica amostrados em áreas de agricultura itinerante sob diferentes estágios de pousio (I = inicial, M = médio, A = avançado) comparadas a fragmentos de florestas (FP) preservadas (t> 100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.

No levantamento realizado em áreas de floresta preservada sem registro de uso (t≥100 anos), foram encontradas 100 espécies nativas, sendo que as 85 identificadas pertencem a 33 famílias botânicas. As famílias com maior abundância de indivíduos foram

Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Sapotaceae e Elaeocarpaceae, somando 54,9% do total de indivíduos registrados.

Por sua vez, os indivíduos identificados nas áreas em pousio inicial pertencem a 41 táxons nativos (24 famílias). Nestas áreas, as maiores abundâncias foram registradas nas famílias Melastomataceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Peraceae e Myrtaceae que compuseram 74,5% do total amostrado.

Nas áreas em estágio médio de pousio foram identificados 40 táxons nativos (22 famílias), sendo que 63% dos indivíduos amostrados pertencem às famílias Melastomataceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Salicaceae, Peraceae e Primulaceae.

Por fim, nas áreas em pousio avançado foram identificados 70 táxons (32 famílias). As famílias mais abundantes foram Salicaceae, Myrtaceae, Vochysiaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Melastomataceae que contiveram 50,4% da amostra nestas áreas.

A dominância das famílias Melastomataceae, Euphorbiaceae e Peraceae nas áreas sob pousio inicial e médio se deu em função das espécies *Miconia cubatanensis* Hoehne, *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. e *Pera glabrata* (Schott) Baill., comuns em áreas em estágio inicial de regeneração. As expressivas riqueza e abundância de mirtáceas e fabáceas encontradas em todas as áreas de pousio e nas florestas preservadas é característica comum das formações florestais do Bioma Mata Atlântica. Além destas, as canelas (Lauraceae) e perobas (Apocynaceae) também são abundantes neste bioma, principalmente em estágio avançado de sucessão secundária. Esses resultados são coerentes com os encontrados em diversos estudos florísticos realizados em áreas preservadas e/ou em sucessão secundária de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; CERVI; HATSCHBACH; LINSINGEN, 2007; CAMPOS et al., 2011; GOMES, 2017; MOURA; MANTOVANI, 2017, 2020).

As espécies pioneiras *Pera glabrata*, *Alchornea triplinervia*, *Ocotea sp*. e *Cecropia pachystachya* Trécul, bem como as não-pioneiras *Hyeronima alchorneoides* Allemão, *Casearia obliqua*, *Annona sp.*, *Chrysophyllum inornatum* Mart., *Cupania oblongifolia* Mart. e *Myrsine sp*. foram encontradas em ao menos 50% das áreas estudadas. Os espécimes deste grupo representaram 34% da densidade de indivíduos encontrados em todas as áreas (5.966 ind.ha^{-1}). *C. inornatum* e *C. pachystachya* não foram encontradas em áreas sob pousio médio e avançado, respectivamente.

Segundo Assis et al. (2011) as espécies do gênero Ocotea e *Chrysophyllum* são abundantes e típicas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Por sua vez,

Hyeronima alchorneoides e *Cupania oblongifolia* são comuns a FOTB e Florestas de Restinga. Embora este autor tenha associado as espécies *P. glabrata*, *A. triplinervia* e *Myrsine* sp. com as vegetações de Floresta de Restinga, elas estão presentes em outros levantamentos realizados em FODTB em Cananéia e no litoral do Paraná (BORGO, 2010; URBANETZ; TAMASHIRO; KINOSHITA, 2010; ALMEIDA; BONALDI, 2015). Marques et al. (2014) encontraram estas espécies no sub-bosque de áreas em estágio médio de regeneração em FODTB em Paranaguá.

Nas áreas sob pousio, foram registrados 28 táxons nativos identificados que não foram amostrados nas áreas de floresta preservada, sendo os mais comuns: *Citharexylum myrianthum* Cham., *Senna multijuga* (Rich.) H.S.Irwin & Barneby e *Inga* sp.

Por sua vez, 31 táxons (5% dos indivíduos identificados) foram encontrados exclusivamente nos fragmentos de floresta, onde os mais abundantes foram: *Tachigali denudata* (Vogel) Oliveira-Filho, *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard e *Calyptranthes concinna* DC.

As distribuições diamétricas das árvores encontradas em cada área em pousio e de floresta preservada apresentam as características da estrutura horizontal florestal, que foi estratificada em diferentes classes de diâmetro à altura do peito, sendo: classe 1 compreendendo indivíduos com diâmetros variando entre 5,0 e 10,0 cm; classe 2 com 10,1 a 15 cm; classe 3 com 15,1 a 20,0 cm; classe 4 com 20,1 a 25,0 cm; classe 5 com 25,1 a 30,0 cm; classe 6 com 30,1 a 35,0 cm; classe 7 com 35,1 a 40,0 cm; classe 8 com 40,1 a 45,0 cm; classe 9 com 45,1 a 50,0 cm e; classe 10 com indivíduos com diâmetro maior que 50,0 cm (Figuras 10 a 13).

Nas áreas com menor tempo de pousio, há maior frequência de indivíduos das classes iniciais de DAP e menor amplitude da distribuição. A classe 1 (5,0 a 10,0 cm) apresentou frequência de 92% no fragmento com 2 anos de pousio e 33% no fragmento com 6 anos de pousio (Figura 10). Alguns indivíduos de maior diâmetro (classes 7 e 10) que foram levantados na área de 13 anos, possivelmente correspondem a árvores não cortadas no momento da abertura da parcela de cultivo.

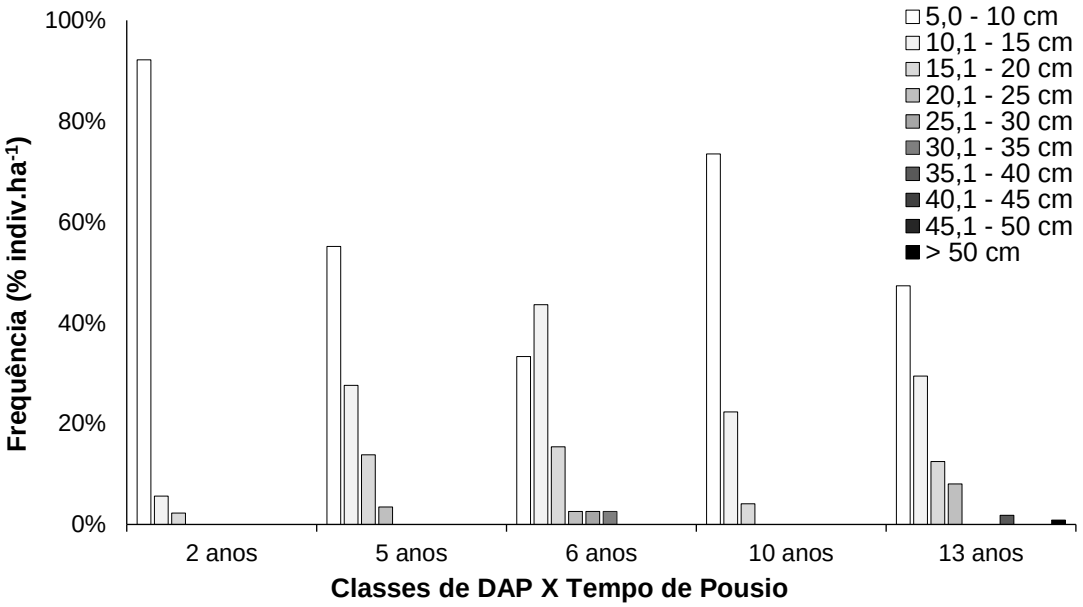


Figura 10 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios iniciais de pousio (2, 5, 6, 10 e 13 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP.

Nas áreas em estágio médio de pousio, a amplitude das classes de DAP foi maior se comparada às áreas com menor tempo de pousio. O fragmento com 20 anos apresentou indivíduos nas seis primeiras classes de diâmetro, enquanto nas áreas com 30 anos havia indivíduos em dez classes (área 30A) e nove classes (área 30B) de diâmetro à altura do peito (Figura 11).

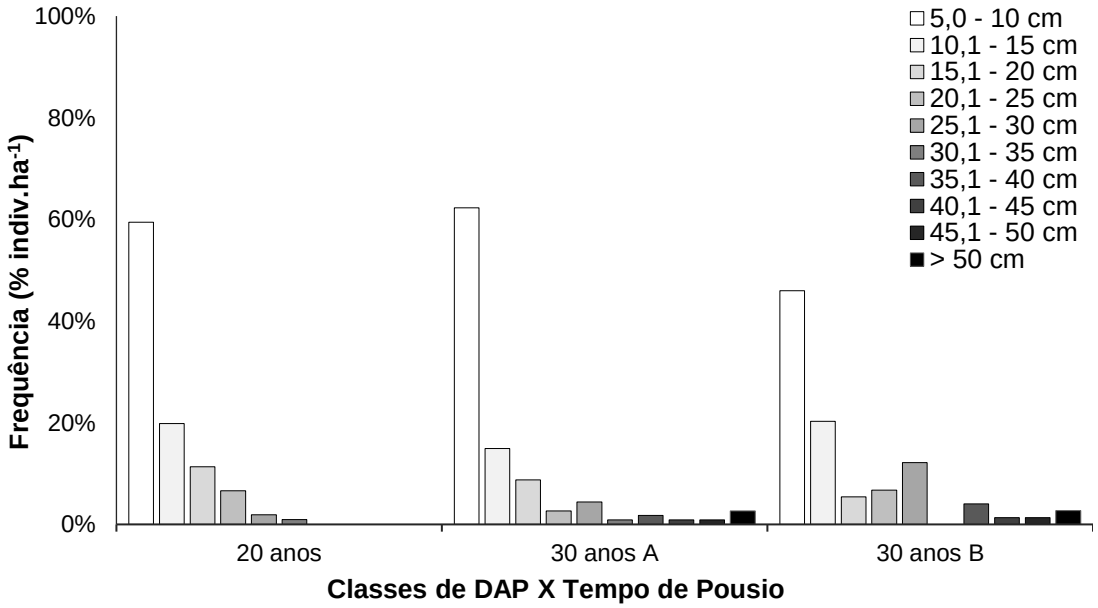


Figura 11 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios médios de pousio (20 e 30 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP.

Nas áreas em pousio avançado, houve redução da frequência de indivíduos na classe 1 (DAP = 5,0 a 10,0 cm) em comparação à frequência encontrada nessa mesma classe em pousio médio. Neste caso, há um aumento na frequência de indivíduos com DAP acima de 10,1 cm (Figura 12).

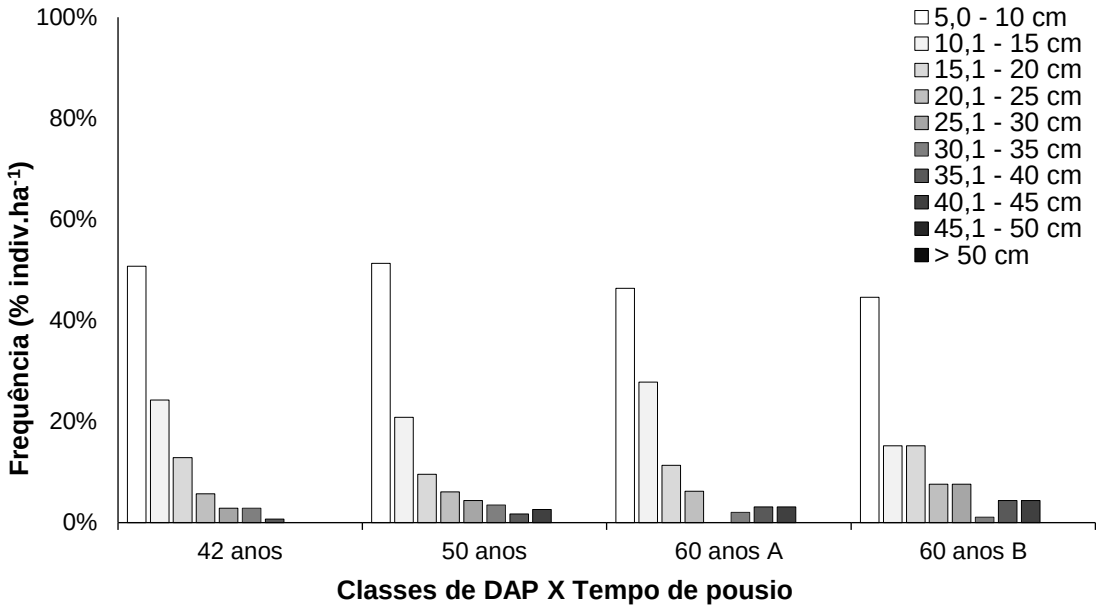


Figura 12 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em fragmentos em estágios avançados de pousio (42, 50 e 60 anos) em sistema agrícola itinerante, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP.

As áreas de floresta preservada apresentam maior amplitude das classes de DAP em relação às áreas em pousio. Nestas áreas, houve uma tendência à diminuição da proporção de indivíduos da classe 1 (5,0 a 10,0 cm) com a redistribuição da frequência de indivíduos em outras classes (Figura 13).

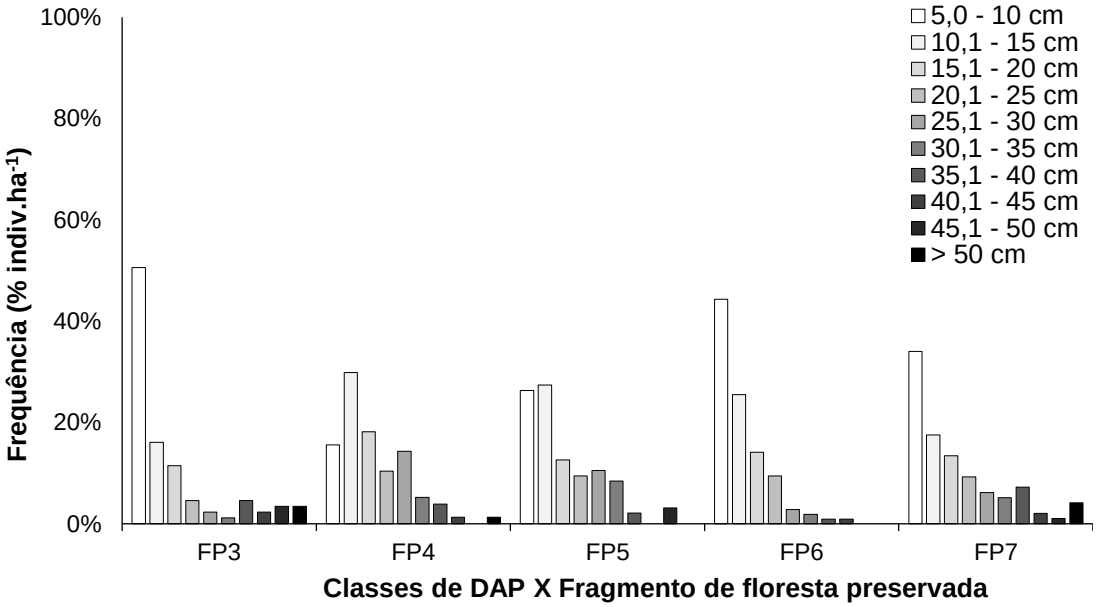


Figura 13 – Distribuição diamétrica de indivíduos amostrados em cinco fragmentos de floresta preservada em região de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananeia – SP.

Assim como observado em Floresta de Restinga, o padrão de distribuição da frequência de indivíduos por classe de DAP seguiu a tendência exponencial negativa ("J-invertido") nas áreas em pousio. As variações observadas com o passar do tempo de pousio foram a redução na proporção de indivíduos nas classes de menor DAP e o aparecimento de alguns poucos indivíduos nas novas classes de diâmetro, indicando o processo de sucessão secundária, conforme esperado.

Ao comparar a distribuição diamétrica das áreas em pousio às áreas de floresta, observa-se que mesmo as comunidades vegetais em estágio avançado de pousio apresentam estrutura diamétrica menos desenvolvida.

Os valores de DAP médio apresentaram uma tendência de aumento com o tempo de pousio. A partir dos 13 anos de pousio, os valores médios de DAP não diferiram estatisticamente da média encontrada nas áreas de floresta preservada, conforme teste de Tukey a 5% de probabilidade (Tabela 13). Em relação aos registros de DAP máximo, o maior valor (95,50 cm) foi encontrado em área de floresta preservada e o menor valor (19,00 cm) no fragmento com 2 anos de pousio.

Ao analisar as variações das medianas de densidade relativa de indivíduos pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis a 5% de significância, encontrou-se diferença entre estes valores (Hc= 18,8; p=0,04281). Os valores comparados por meio do teste post-hoc de Dunn ($p<0,05$) são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Média do diâmetro à altura do peito – DAP méd (cm), valor máximo do diâmetro à altura do peito – DAP máx (cm), densidade (ind.ha-1) do componente arbóreo em pousio comparado a fragmentos de floresta preservada(t≥100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia – SP.

Tempo de pousio (anos)	DAP méd (cm)	DAP máx (cm)	Densidade (Ind.ha^{-1})
2	6,58±1,18 a	19,00	989±201 ab
5	11,66±3,30 ab	23,87	644±267 a
6	12,96±1,49 bc	33,10	867±219 ab
10	8,76±0,45 ab	19,20	1889±668 c
13	12,61±0,81 abc	51,00	1244±241 bc
20	11,08±1,41 abc	31,00	1178±302 bc
30	14,92±3,11 bc	89,10	1044±324 abc
42	12,06±1,48 abc	37,50	1556±386 c
50	14,24±4,02 bc	43,00	1278±310 bc
60	14,47±1,86 bc	44,66	1050±111 abc
≥100	17,41±3,65 c	95,50	1027±192 abc

A densidade média relativa calculada entre as áreas de floresta preservada (t≥100 anos) foi 1.027 ind.ha^{-1}. Por sua vez, as densidades médias das áreas em estágios inicial, médio e avançado de pousio foram 1.127, 1.089 e 1.233 ind.ha^{-1}, respectivamente. Esses resultados divergem de estudos realizados em áreas de Mata Atlântica em cronossequências de áreas em regeneração, onde se observou aumento bidirecional dos valores de densidade relativa no tempo, com máximas registradas em torno de 18 a 25 anos de sucessão secundária (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; OLIVEIRA, 2002; LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007; SIMINSKI; FANTINI; REIS, 2013; MARQUES et al., 2014a).

Os valores de densidade relativa (ind.ha^{-1}) foram equivalentes aos encontrados por Joly et al. (2012) em FODTB sem registro de ação antrópica, em Ubatuba. Por outro lado, estes valores foram bastante inferiores aos encontrados em estágios inicial e médio de regeneração após histórico de agricultura itinerante no Parque Estadual do Palmito, em Paranaguá (MARQUES et al., 2014).

Os valores medianos de área basal calculados para as áreas em pousio e as áreas de floresta preservada apresentaram diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis ($H=33,25$; $p<0,05$). A variação dos valores médios de área basal das áreas de pousio ao longo do tempo apresentou tendência logarítmica crescente (Figura 14).

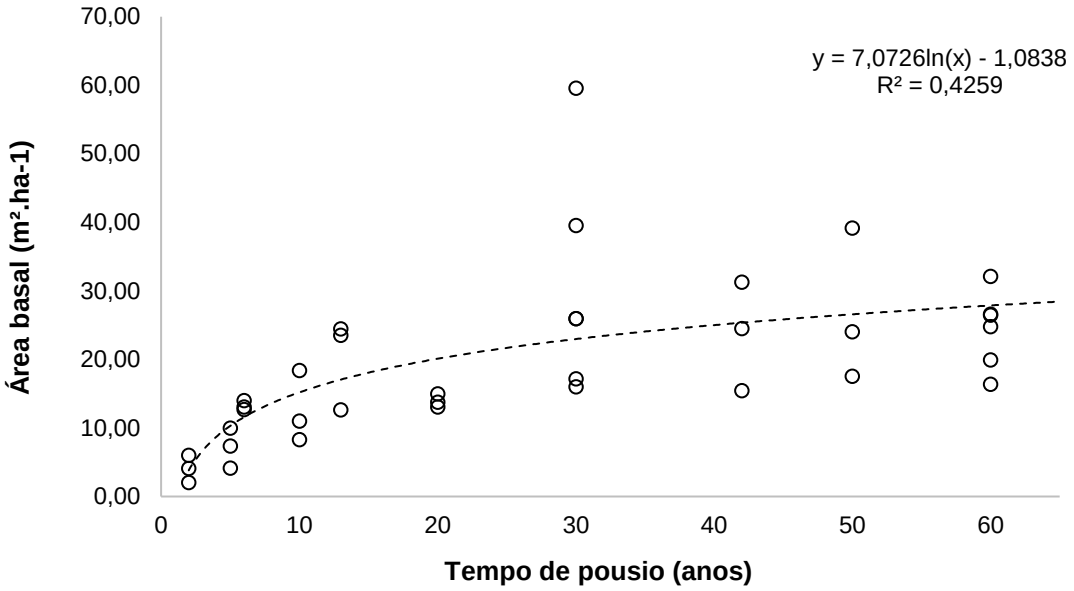


Figura 14 – Variação da área basal ($m^2.ha^{-1}$) em comunidades arbóreas sob diferentes idades de pousio e fragmentos preservados (t≥100 anos) de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP.

Os valores médios de área basal diferem estatisticamente da floresta preservada até os 30 anos de acordo com o resultados do teste post-hoc de Dunn ($p<0,05$), indicando esta idade de pousio como um momento crítico para a tomada de decisões quanto ao manejo sustentável das áreas de agricultura itinerante (Tabela 14).

Tabela 14 – Valores médios de área basal ($m^2.ha^{-1}$) e respectivos desvios-padrão de comunidades vegetais com diferentes idades de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada (t≥100 anos), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia – SP. As médias foram comparadas pelo teste post-hoc de Dunn a 5% de significância.

Tempo de pousio (anos)	**Área basal ($m^2.ha^{-1}$)**
2	4,03±1,35 a
5	7,15±2,01 ab
6	13,21±0,50 abc
10	12,54±3,88 abcd
13	20,18±5,05 abcd
20	13,90±0,69 abcde
30	30,68±12,58 de
42	23,73±5,53 bcde
50	26,88±8,17 cde
60	24,35±4,16 cde
≥100	35,61±10,86 e

Em seu estudo sobre sucessão secundária em Floresta de Terras Baixas com histórico de agricultura itinerante, Marques et al. (2014) identificaram uma rápida recuperação da área basal até o estágio intermediário de sucessão (t=34 anos). Os valores de área basal estimados por estes autores se assemelham aos valores encontrados nas áreas em pousio e nos fragmentos de FODTB preservada situados no Bairro Santa Maria.

A variação na área basal ao longo do tempo de pousio é determinada também pela variação na composição das espécies em cada intervalo de pousio. Comparando-se as listas de espécies de maior Índice de Valor de Importância em cada estágio de pousio, nota-se a variação na composição de espécies mais significativas com o passar do tempo.

Os Índices de Valor de Importância e de Cobertura foram calculados para melhor caracterizar a distribuição horizontal de espécies ao longo dos estágios de pousio e estabelecer comparações com floresta preservada (Figura 15).

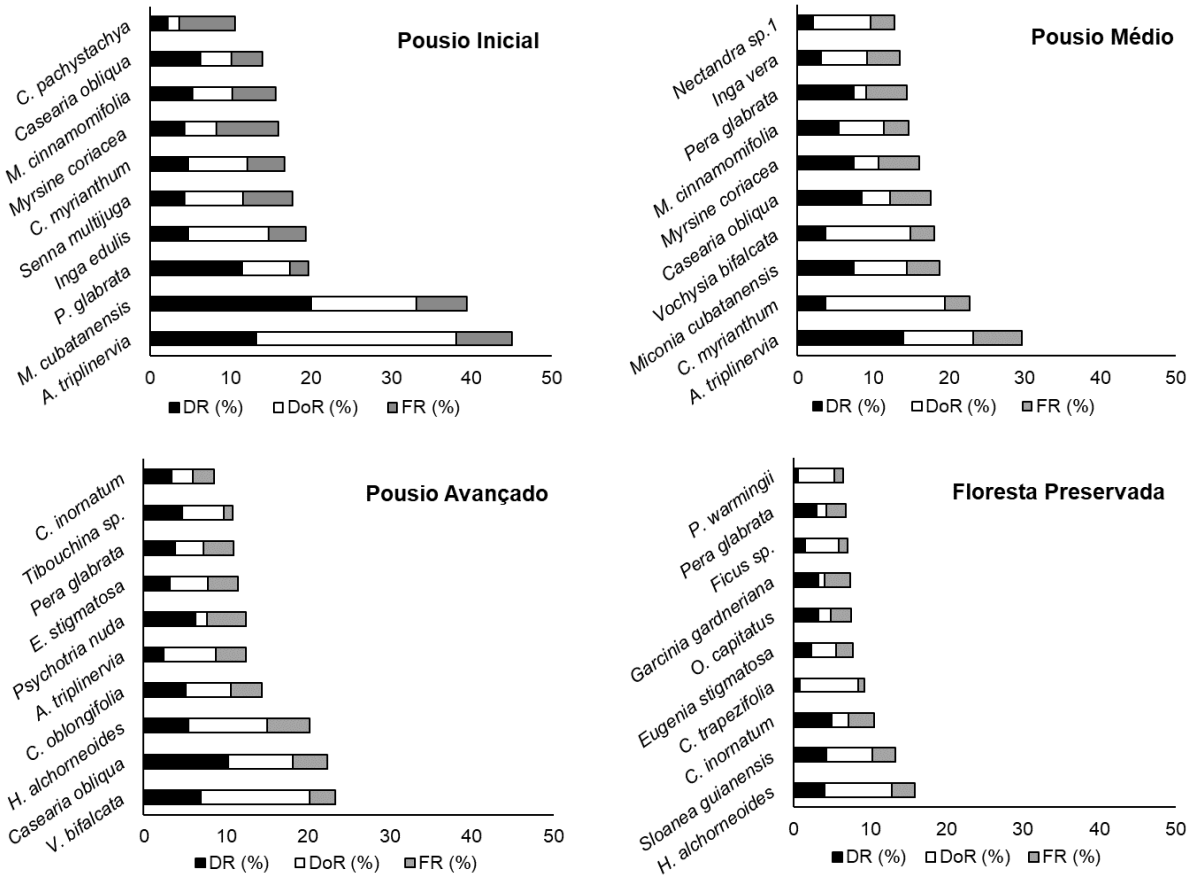


Figura 15 – Classificação das 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI) em pousio inicial (até 20 anos), médio (entre 20 e 40 anos) e avançado (acima de 40 anos) após cultivo em sistema de agricultura itinerante caiçara, comparados a fragmentos de floresta preservada (FP >100 anos), em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. Os valores de IVI foram decompostos em porcentagem de densidade relativa (DR), Dominância relativa (DoR) e frequência relativa (FR).

As espécies *Alchornea triplinervia, Pera glabrata* e *Casearia obliqua* aparecem na lista de espécies de maiores Índice de Valor de Importância em todos os estágios de pousio. Enquanto as duas primeiras apresentam valores decrescentes de IVI ao longo dos estágios de pousio, a espécie *C. obliqua* apresentou valores crescentes de IVI, com o avanço do estágio de pousio.

As espécies *P. glabrata* e *A. triplinervia* são reconhecidas ampla distribuição, sendo associadas tanto a Florestas de Restinga em estágio primário como a áreas em sucessão secundária (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; ASSIS et al., 2011; MARQUES et al., 2014a; MARQUES; SILVA; LIEBSCH, 2015). Por sua vez, *C. obliqua* é espécie de ampla distribuição, alta densidade e frequência, associada a estágios avançados de regeneração (LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007; POLISEL; FRANCO, 2010; URBANETZ, 2010; BORGO et al., 2011; LUNELLI, 2014).

Destaca-se, ainda, os altos Valores de Importância das espécies de rápido crescimento *Myrsine coriaceae, Miconia cubatanensis* e *Miconia cinnamomifolia* nos estágios inicial e médio de pousio. Delamonica et al. (2002) e Oliveira (2008) encontraram maior presença de *M. cinnamomifolia* em florestas secundárias estabelecidas após cultivo itinerante, sugerindo que esta espécie serve como indicadora deste tipo de sistema de uso do solo adotado por populações caiçaras no estado do Rio de Janeiro. Segundo os autores, esta espécie é longeva, mas aparece em menor proporção nos pousios avançados e tem baixa importância em áreas com sucessão secundária provocada por clareiras naturais.

Por fim, as listas de espécies de maior IVI nas áreas em pousio avançado e nos fragmentos de floresta preservada contêm espécies de crescimento lento e/ou de sub-bosque, presentes nos estágios tardios de sucessão secundária, como *Hyeronima alchorneoides* e *Eugenia stigmatosa* (LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

Além das espécies com alto valor de importância e cobertura anteriormente citadas, outras se destacam pela grande Frequência e Densidade nas áreas em mesmo estágio de pousio. A Tabela 15 apresenta a lista de espécies com maiores valores de importância e cobertura, assim como as identificadas pela análise de Espécies Indicadoras (IndVal).

Tabela 15 – Lista de espécies com maiores valores de Índice de valor de cobertura (IVC) e Índice de valor de importância (IVI) e/ou com valores significativos (p,0,05) na Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), entre áreas em diferentes estágios de pousio e floresta preservada em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP. Números sobrescritos indicam uma espécie indicadora do estágio de pousio ou área de floresta preservada: 1) Inicial (entre 2 e 15 anos), 2) Médio (entre 20 e 35 anos; 3) Avançado (entre 40 e 100 anos); 4) Floresta preservada (acima de 100 anos)

Espécie	**Inicial**		**Médio**		**Avançado**		**Floresta**		**IndVal**
	IVC	**IVI**	**IVC**	**IVI**	**IVC**	**IVI**	**IVC**	**IVI**	**(p)**
Alchornea triplinervia	38,1	45,1	23,2	29,6	8,8	12,4	1,1	1,8	--
Aspidosperma australe[3]	0	0	0	0	1,4	2,4	0	0	0,50 (0,0434)
Calyptranthes brasiliensis[3]	1,0	2,5	0	0	0,8	2,3	0,2	0,6	0,42 (0,0238)
Calyptranthes concinna[4]	0	0	0	0	0	0	1,7	3,2	0,60 (0,0137)
Casearia obliqua	10,2	14,0	12,3	17,7	18,2	22,4	0,7	1,5	--
Cecropia pachystachya[1]	3,6	10,6	2,2	5,4	0,0	0,0	1,6	3,1	0,52 (081)
Chrysophyllum inornatum[4]	1,6	3,2	0	0	6,0	8,6	7,2	10,6	0,33 (0,0493)
Citharexylum myrianthum	12,1	16,8	19,5	22,8	0	0	0	0	--
Copaifera trapezifolia	0	0	3,7	6,9	0	0	8,5	9,3	--
Cupania oblongifolia[3]	0,3	1,0	5,8	6,9	15,0	20,3	3,1	4,6	0,47 (0,0359)
Eugenia stigmatosa[3]	0	0	0	0	7,8	11,5	5,6	7,8	0,42 (0,0451)
Ficus sp.[4]	0,2	1,0	2,0	3,1	0,0	0,0	5,9	7,1	--
Garcinia gardneriana[4]	0,2	1,0	0	0	2,0	3,0	4,0	7,4	0,56 (079)
Hyeronima alchorneoides	1,5	5,3	0	0	10,7	14,4	12,8	15,8	--
Hymenolobium janeirense[4]	0	0	0	0	0	0	2,1	3,2	0,60 (0,0154)
Inga edulis	14,7	19,4	2,2	4,4	0	0	0,3	0,7	--
Manilkara subsericea[4]	0	0	0	0	0	0	4,7	6,2	0,80 (019)
Matayba guianensis[3]	0	0	0	0	1,8	3,4	0	0	0,50 (0,0434)
Miconia cubatanensis	33,2	39,4	14,5	18,8	4,9	7,0	0,5	0,9	--
Myrcia insularis[4]	0,3	1,1	0	0	0	0	1,9	3,1	0,45 (0,0234)
Myrsine coriacea[1]	8,2	16,0	10,7	16,1	2,2	2,7	1,0	1,7	0,47 (0,0202)
Nectandra membranacea[4]	0	0	0	0	0	0	3,0	4,9	0,60 (0,0146)
Ocotea puberula[4]	0	0	0	0	0,3	0,8	3,5	5,0	0,42 (0,0392)
Pera glabrata	17,4	19,7	9,1	14,4	7,3	11,0	4,3	6,9	--
Pouteria beaurepairei[4]	0	0	0	0	0,3	0,8	2,8	5,0	0,42 (0,041)
Senna multijuga[1]	11,6	17,8	0,4	1,5	0	0	0	0	0,56 (0,01)
Sloanea guianensis[4]	0	0	0	0	2,2	4,8	10,4	13,4	0,49 (0,0162)
Tibouchina sp.	0	0	0	0	9,8	10,9	0,7	1,1	--
Vochysia bifalcata	0,3	1,1	14,9	18,1	20,2	23,4	1,8	2,9	--

[1] Espécie indicadora das áreas em estágio inicial de pousio (até 20 anos)

[2] Espécie indicadora das áreas em estágio avançado de pousio (entre 20 e 40 anos)

[3] Espécie indicadora das áreas em estágio avançado de pousio (entre 40 e 100 anos)

[4] Espécie indicadora das áreas de floresta preservada (FP > 100 anos)

A avaliação florística considerou parâmetros funcionais como proporção de espécies zoocóricas e grupo ecológico para avaliar se as comunidades vegetais formadas após manejo agrícola itinerante dão suporte aos mesmos serviços ecossistêmicos garantidos

pelas florestas preservadas (GOMES et. al, 2020). Quanto à síndrome de dispersão, a zoocoria foi a mais comum, compreendendo 66,2% dos táxons nativos levantados por este estudo, seguida de anemocoria (11,5%) e autocoria (6,2%). Famílias com maior riqueza como Myrtaceae, Lauraceae e Melastomataceae abrangeram somente espécies zoocóricas, enquanto Fabaceae contou com número semelhante de espécies para cada tipo de síndrome de dispersão. Espécies da família Apocynaceae eram predominantemente anemocóricas.

A distribuição da densidade relativa de espécimes com síndrome de dispersão zoocórica está apresentada na Figura 16.

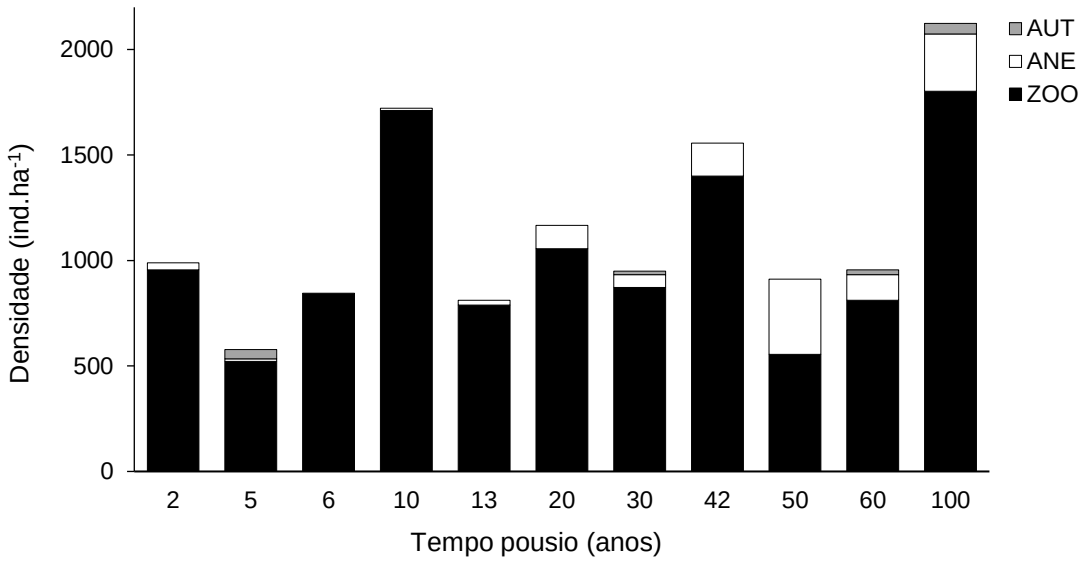


Figura 16 – Densidade relativa de indivíduos classificados por síndrome de dispersão (AUT = autocórica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica) nas áreas de sistema agrícola itinerante com diferentes idades de pousio comparadas a fragmentos de floresta preservada (t>100 anos), Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.

Nas áreas em pousio, houve predominância de espécies zoocóricas com frequência média de 87,7%. Já nas formações de floresta preservada, a proporção média de zoocóricas foi de 85,1%. Estes valores estão coerentes com os estimados para formações florestais de Mata Atlântica, que variam entre 45,5% e 90,7%, (ALMEIDA-NETO et al., 2008).

A alta proporção de espécies zoocóricas (acima de 80%) é citada por Liebsch; Marques; Goldenberg (2008) como um parâmetro que seria atingido após 65 anos de sucessão secundária, ao contrário do observado por este estudo onde esta proporção foi encontrada desde os 2 anos de pousio. Esta alta frequência de espécies dispersadas pela

fauna nas áreas em pousio pode ser explicada pela proximidade e boa conectividade com os fragmentos de floresta preservada, facilitando a dispersão de sementes e a rápida regeneração das áreas em pousio (TABARELLI; PERES, 2002).

A frequência média de espécies anemocóricas foi de 10,4% dos táxons identificados em cada área sob pousio. As maiores discrepâncias no percentual de espécies anemocóricas foram observadas nas áreas com 6, 30 e 42 anos de pousio. Na primeira área, a comunidade vegetal apresentou baixa riqueza e nenhuma espécie anemocórica ou autocórica foi levantada. Já as áreas com 30 anos de pousio continham baixa proporção de anemocóricas representada somente pela espécie *Vochysia bifalcata*. Na área com 42 anos, por outro lado, a proporção de espécies anemocóricas (20,7%) foi o dobro da média estimada, apresentando a maior riqueza de espécies com este tipo de síndrome de dispersão dentre as áreas sob pousio.

Campassi (2000) encontrou uma relação inversa entre precipitação anual e proporção de espécies anemocóricas e autocóricas em formações florestais de Mata Atlântica. A riqueza de espécies destes grupos tende a ser constante nas diferentes fitofisionomias do bioma, porém a sua proporção é reduzida em ambientes com melhores condições para colonização por espécies zoocóricas. Segundo a autora, as proporções médias de espécies anemocóricas e autocóricas são 17,3% e 6,3%, respectivamente. No caso de Cananéia, que apresenta alta pluviosidade, a proporção de espécies destes grupos tende a ser abaixo da média estimada.

Para avaliar as mudanças na estrutura florística foram calculados os indicadores riqueza de espécies (S), número de espécies que representa 90% dos indivíduos amostrados (S90), proporção das dez espécies mais abundantes (10+) e proporção de espécies pioneiras (P%) (Tabela 16).

Tabela 16 – Indicadores de sucessão vegetal em áreas de agricultura itinerante em diferentes tempos de pousio após cultivo, comparada a fragmento de floresta preservada (FP) em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Cananéia - SP. S – riqueza de espécies; S90 – número de espécies que representam 90% dos indivíduos; 10+ - densidade relativa das dez espécies mais abundantes; P – densidade relativa das espécies pioneiras.

ID área	Tempo pousio (anos)	S	S90	S90/S	10+	P%
2	2	16	9	43,75%	93,26%	71,91%
5	5	11	9	18,18%	98,21%	60,71%
6	6	12	8	33,33%	96,05%	76,00%
10	10	15	11	26,67%	95,48%	73,51%
13	13	18	9	50,00%	89,04%	56,16%
20	20	15	11	26,67%	94,34%	54,72%
30A	30	18	15	16,67%	87,13%	38,61%
30B	30	21	11	47,62%	83,33%	36,11%
42	42	29	16	44,83%	78,57%	19,29%
50	50	30	13	56,67%	76,53%	34,69%
60A	60	39	20	48,72%	56,70%	7,22%
60B	60	24	9	62,50%	83,53%	14,12%
FP3	> 100	23	17	26,09%	70,27%	62,16%
FP4	> 100	40	13	67,50%	57,14%	3,90%
FP5	> 100	38	17	55,26%	62,77%	30,85%
FP6	> 100	43	21	51,16%	51,58%	13,68%
FP7	> 100	40	22	45,00%	54,64%	2,06%

Com relação à variação da riqueza de espécies no tempo, a análise de correlação de Spearman indicou uma correlação não-linear positiva entre número de espécies e tempo de sucessão (r=0,8893; p=0,00000179).

Os valores de riqueza das áreas em pousio foram semelhantes aos encontrados por Marques et al. (2014) em uma cronossequência estabelecida em Paranaguá, litoral do Paraná. Neste estudo, os valores de riqueza foram 14, 25 e 38 encontrados em áreas com 21, 34 e 59 anos de pousio, respectivamente.

Para o indicador abundância das 10 espécies dominantes (10+) a frequência média foi de 94,4% do total de indivíduos amostrados nas áreas com menor tempo de pousio (até 15 anos), ao passo que nas áreas em estágio avançado de pousio (40 a 60 anos), o valor médio reduziu a 73,8%. Observando-se estas variações juntamente à redução ao longo do tempo na proporção de espécies dominantes (S90/S), é possível inferir que existe uma tendência ao aumento de espécies raras ao longo do tempo de pousio nas áreas estudadas.

Além das mudanças na proporção de espécies dominantes, também foi observada a variação na proporção de espécies pioneiras (P%). A proporção média de pioneiras reduziu significativamente entre os estágios inicial e avançado de pousio (67,7% para 18,8%).

As tendências negativas observadas para P%, 10+ e positivas para S90 e S são coerentes ao esperado de um processo de sucessão secundária que atinge os padrões das formações florestais de Mata Atlântica em estágio primário (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; TABARELLI; PERES, 2002).

Tomando-se os valores médios de P%, S, S90 e S90/S obtidos nas áreas de floresta preservada e comparando-os aos valores dos mesmos indicadores calculados para as áreas em pousio, foi possível indicar o tempo mínimo de pousio para que as áreas em regeneração recuperem as características de uma floresta preservada (Tabela 17).

Tabela 17 – Estimativa de tempo mínimo de pousio para recuperação da riqueza (S), proporção de espécies pioneiras (P%), proporção de espécies dominantes (S90/S) e proporção de espécies zoocóricas (Z%) em áreas de agricultura itinerante caiçara, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.

Indicador	**Valores de referência**	**Tempo mínimo de pousio**	**Estágio de pousio equivalente**
S	36,8 ± 5,52	50 anos	Avançado
P%	22,53 ± 19,18%	30 anos	Médio
S90/S	51,00 ± 10,77%	30 anos	Médio
Z%	85,1 ± 3,7%	6 anos	Inicial

Cabe ressalvar que os valores de referência obtidos a partir das médias e desvios-padrão observadas nos fragmentos de floresta preservada foram diferentes daqueles estabelecidos por Liebsch; Marques; Goldenberg (2008), que estabeleceram valores fixos para os indicadores florísticos e ecológicos aqui considerados. Desta forma, o período mínimo de recuperação de florestas da Mata Atlântica estimado pelos autores foi maior, variando entre 65 e 167 anos, a depender do indicador considerado.

A recuperação da estrutura e da diversidade da vegetação secundária durante o pousio está relacionada ao tamanho da parcela cultivada comparado à extensão das áreas secundárias, além do conteúdo de carbono orgânico do solo após cultivo e da duração do período sob pousio (MUKUL; HERBOHN; FIRN, 2020). Outro fator determinante é o histórico de manejo adotado durante a etapa de cultivo (WOOD; RHEMTULLA; COOMES, 2017). Assim, é possível que o tempo de recuperação das áreas em pousio no sistema agrícola itinerante caiçara seja menor do que a referência estabelecida por Liebsch; Marques; Goldenberg (2008) em função da baixa intensidade das práticas agrícolas e da pequena extensão das áreas cultivadas, que podem levar a melhores condições iniciais para estabelecimento da vegetação secundária.

4.4.2 Diversidade e similaridade das comunidades arbóreo-arbustivas em cronossequência de pousio em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

As análises de agrupamento com base no coeficiente de similaridade de Sørensen e no Índice de similaridade de Bray-Curtis apresentam informações para comparação da composição das comunidades vegetais estudadas (Figura 17).

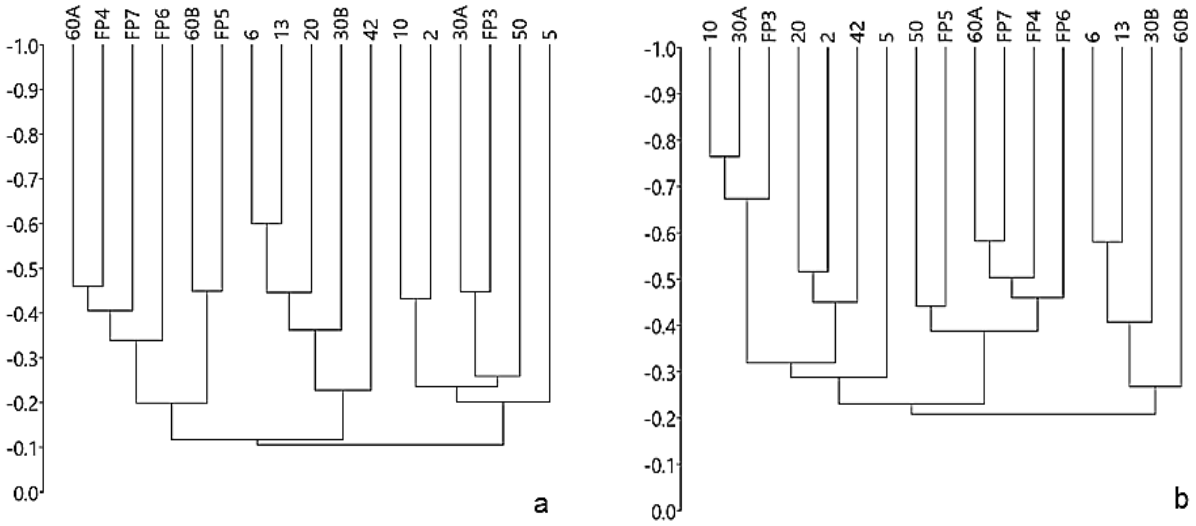


Figura 17 – Dendrogramas de similaridade de Bray-Curtis (a) e Sørensen (b) agrupando as áreas em pousio e fragmentos de floresta preservada (FP) por similaridade florística, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP.

A análise de similaridade pelo Índice de Bray-Curtis (Figura 17a) formou cinco agrupamentos e diferenciou outras três áreas com baixa similaridade entre si (<0,3). O primeiro grupo parece ter sido formado por tempo de sucessão, já que é composto por quatro áreas de floresta preservada e uma área em pousio avançado (60A); o segundo grupo também conta com áreas mais antigas, mas que parecem ter sido agrupadas por proximidade dos locais; o terceiro e o quarto grupos parecem reunir áreas com menos tempo de pousio e, o quinto grupo novamente parece ser formado por proximidade. As áreas com 5, 50 e 42 anos apresentam menos de 30% de similaridade em relação às demais áreas do estudo.

Já quando comparadas pelo coeficiente de Sørensen (Figura 17b), as comunidades formam cinco grupos com ao menos 40% de similaridade. Três destes grupos são formados por áreas próximas e manejadas pela mesma família; já o grupo formado pelas áreas com 6, 13 e 30 anos de pousio (30B) reúne áreas próximas de duas famílias vizinhas; o quinto agrupamento reúne três fragmentos de floresta preservada e uma área em pousio avançado

(60A), indicando que apresentam ao menos 45% de similaridade entre si. A área 60B e, mais uma vez, a área com 5 anos apresentam baixa correspondência (<0,3) com as demais áreas do estudo.

Tendo em vista os resultados acima apresentados, o tempo de pousio não parece ser o fator de agrupamento das áreas em pousio.

Para diferenciar as áreas em função de sua riqueza e abundância de espécies, foram calculados os valores de Heterogeneidade de Shannon (H') e comparados pelo teste t de Hutcheson (Tabela 18).

Tabela 18 – Valores de Riqueza e Índice de Shannon para parcelas com diferentes tempos de pousio em Floresta Ombrófila no bairro Santa Maria, Cananeia - SP. As letras representam diferenças significativas (p<0,05) pelo teste t de Hutcheson para o índice de Shannon.

ID Área	Tempo pousio (anos)	Riqueza (S)	Shannon (H')
2	2	16	1,7807a
5	5	11	2,1691cd
6	6	13	1,9335abc
10	10	16	1,8853ab
13	13	18	2,2592de
20	20	15	2,1378bcd
30A	30	18	2,4463ef
30B	30	21	2,6721fg
42	42	29	2,7112g
50	50	30	2,7178g
60A	60	39	3,3556h
60B	60	24	2,5742fg
FP3	≥100	23	2,839g
FP4	≥100	40	3,3809h
FP5	≥100	38	3,1446h
FP6	≥100	43	3,4077h
FP7	≥100	40	3,3791h

Os resultados do teste t de Hutcheson indicam variação na diversidade de espécies com o passar do tempo de pousio. Nos primeiros anos de pousio, os valores de Heterogeneidade de Shannon apresentam maior dispersão, embora se perceba uma tendência ao aumento da diversidade com o tempo. Entre 30 e 60 anos de pousio as áreas são estatisticamente semelhantes (95% de confiança), apresentam valores H' maiores, mas são menos diversas que as florestas preservadas. Porém, observa-se que a área 60A apresentou diversidade equivalente à encontrada nas áreas de floresta preservada, podendo indicar que a partir deste intervalo de pousio as comunidades vegetais apresentam características semelhantes às florestas climácicas.

Os maiores valores de diversidade de Shannon (H') encontrados foram inferiores aos registrados (H'>3,85 ind.nat^{-1}) em estudos FODTB com registro de uso agrícola na planície costeira do estado de São Paulo (GUILHERME; MORELLATO; ASSIS, 2004; JOLY et al., 2012; MOURA; MANTOVANI, 2020). Por outro lado, são equivalentes aos encontrados em estudos realizados no litoral do Paraná (MARQUES et al., 2014a; ALMEIDA; BONALDI, 2015).

4.4.3 Variações de estoques de carbono em cronossequência de pousio após cultivo em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

Os valores estimados de biomassa e estoques de carbono do componente arbóreo-arbustivo nas áreas dos sistemas agrícolas itinerantes sob pousio e de floresta preservada apresentaram variação significativa, conforme teste Kruskal-Wallis (H=33,3; p<0,05). Os valores de biomassa arbórea total nas áreas em pousio apresentaram uma tendência crescente (Figura 18).

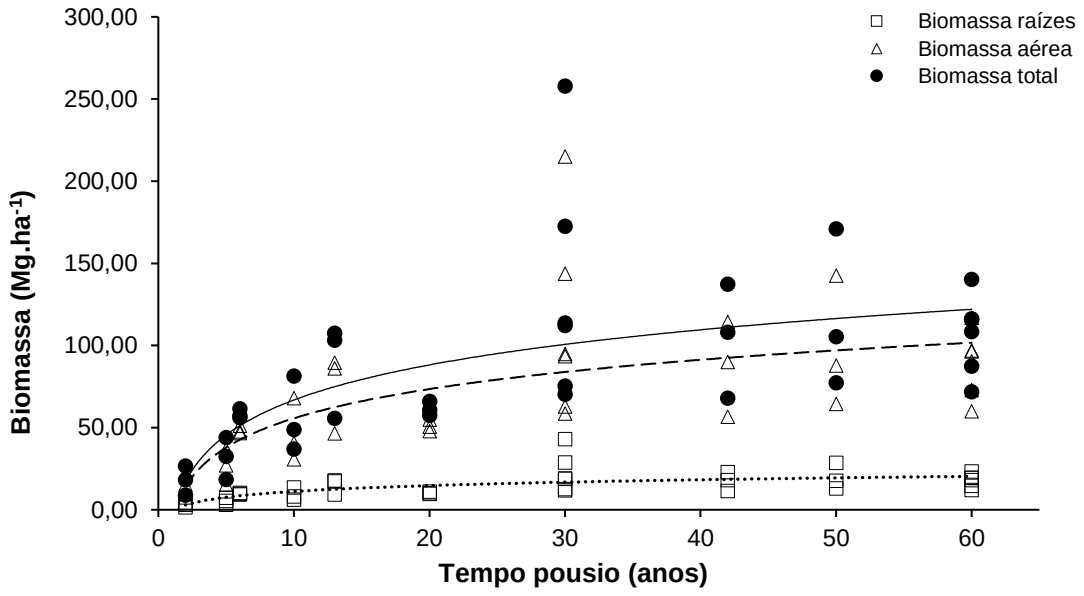


Figura 18 – Variação de biomassa arbórea total (Mg.ha^{-1}), bem como dos compartimentos partes aéreas e raízes, em áreas sob pousio após agricultura itinerante, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP.

Os estoques de carbono arbóreo total (Mg.ha^{-1}) variaram seguindo mesma tendência, já que também foram estimados com base nas medidas de DAP (Figura 19).

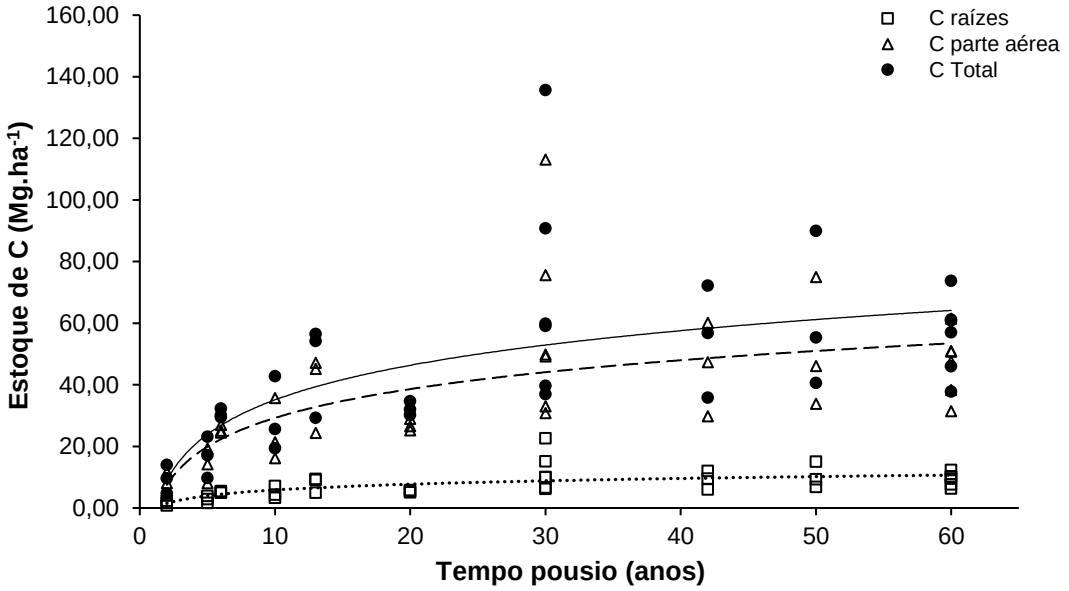


Figura 19 – Variação de estoque de Carbono arbóreo total ($Mg.ha^{-1}$), bem como dos respectivos estoques nos compartimentos partes aéreas e raízes, em áreas sob pousio após agricultura itinerante, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia - SP.

As áreas em pousio inicial e com 20 anos de pousio apresentaram valores médios de biomassa arbórea total e estoque de carbono total estatisticamente distintos dos encontrados nas áreas de floresta preservada, (teste post-hoc de Dunn, $p<0,05$). A partir dos 30 anos de pousio, biomassa e estoque de C totais das áreas em pousio foram equivalentes aos estimados para floresta preservada (Tabela 19).

Tabela 19 – Biomassa total e estoque total de C ($Mg.ha^{-1}$) do componente arbóreo-arbustivo, com seus respectivos valores de desvio padrão (DP), em pousio em sistemas agrícolas itinerantes comparadas a floresta preservada, em formação de Floresta de Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.

Tempo de pousio (anos)	**Biomassa arbórea total ($Mg.ha^{-1}$)**	**Carbono arbóreo total ($Mg.ha^{-1}$)**
2	17,95±5,99 a	9,42±3,15 a
5	31,59±8,80 ab	16,59±4,63 ab
6	58,21±2,14 abc	30,58±1,13 abc
10	55,69±17,16 abcd	29,24±9,01 abcd
13	88,75±220,6 abcde	46,63±11,59 abcde
20	61,32±3,07 abcd	32,21±1,61 abcd
30	133,64±54,37 de	70,27±26,19 de
42	104,38±24,26 bcde	54,85±12,75 bcde
50	117,82±35,44 cde	61,92±18,64 cde
60	106,64±18,02 cde	56,05±9,48 cde
> 100	155,31±46,87 e	81,66±24,66 e

A rápida recuperação dos estoques de carbono arbóreo durante o pousio foi observada em outros estudos que avaliaram sistemas agrícolas itinerantes, indicando que tais florestas secundárias podem servir como drenos de carbono nestas paisagens agrícolas (MCNICOL; RYAN; WILLIAMS 2015; MUKUL; HERBOHN; FIRN 2016).

Ao avaliar o estoque de carbono sobre o solo, observou-se diferenças significativas nos valores médios de massa seca acumulada e carbono da serapilheira ($Mg.ha^{-1}$) nas áreas em pousio e de floresta preservada, utilizando-se o teste de Kruskal-Wallis ($H=56,91$; $p<0,05$). Ao comparar os valores médios de massa seca e carbono da serapilheira pelo teste post-hoc de Dunn ($p<0,05$), observou-se que a partir dos 5 anos de pousio a massa acumulada foi equivalente ou mesmo superior à encontrada nas áreas de floresta preservada, exceto nas áreas com 13 e 42 anos de pousio (Tabela 20).

Tabela 20 – Acúmulo de massa seca ($Mg.ha^{-1}$) e carbono ($Mg.ha^{-1}$) na serrapilheira de Floresta Ombrófila e em diferentes tempos de pousio comparadas a floresta preservada (t≥ 100 anos). Médias seguidas por mesma letra não diferem significativamente pelo teste post-hoc de Dunn a 95% de significância.

Tempo de pousio (anos)	**Massa seca ($Mg.ha^{-1}$)**	**Estoque carbono ($Mg.ha^{-1}$)**
2	2,54 ± 1,23 a	1,09 ± 0,53 a
5	4,70 ± 2,24 bcd	2,02 ± 0,96 bcd
6	7,22 ± 3,11 d	3,11 ± 1,34 d
10	4,34 ± 1,14 bc	1,87 ± 0,49 bc
13	2,38 ± 0,62 a	1,03± 0,27 a
20	4,90 ± 2,84 bc	2,11 ± 1,22 bc
30	5,15 ± 1,68 cd	2,21 ± 0,72 cd
42	3,35 ± 1,17 ab	1,44 ± 0,50 ab
50	9,8 ± 2,37 d	4,21 ± 1,02 d
60	5,18 ± 3,30 cd	2,23 ± 1,42 cd
≥100	4,98 ± 1,59 c	2,14 ± 0,69 c

O acúmulo de serapilheira em florestas pode ser determinado por fatores como composição de espécies, grau de cobertura vegetal do local, variáveis climáticas (especialmente temperatura e umidade) e condições do solo (microbiota e características físico-químicas). Além disso, Caldeira et al. (2008) identificaram que as variações de massa acumulada de serapilheira em florestas sob diferentes estágios sucessionais estão mais relacionadas à composição de nutrientes do folhedo do que ao tempo de sucessão secundária. Assim, os resultados encontrados não indicam uma relação explícita entre o tempo de pousio e aumento de massa de serapilheira.

Vale lembrar que a produção de serapilheira representa um importante indicador do funcionamento da floresta, já que está relacionada à ciclagem de nutrientes e formação de

estoques de carbono do solo e sobre este. Assim, os resultados encontrados indicam que o manejo em sistema agrícola itinerante não parece afetar este processo ecológico.

Além de calcular o estoque de carbono estocado na serapilheira, estimou-se o estoque de carbono na primeira camada de solo (0-10 cm), a partir da análise de conteúdo de carbono encontrado nas amostras de solo de áreas em pousio e de floresta preservada (Tabela 21). Os estoques de carbono no solo não foram influenciados pelo tempo de pousio.

Tabela 21 – Teor de carbono, estoque de carbono ($Mg.ha^{-1}$) da primeira camada do solo (0-10 cm) agregado por categoria de teor de argila em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em diferentes tempos de pousio em sistemas agrícolas itinerantes de Cananéia - SP. Os estoques de carbono foram corrigidos para a mesma massa de solo a fim de comparações entre as áreas.

Tempo pousio (anos)	**Teor argila**	**Teor de carbono (%)**	**Densidade aparente ($g.cm^{-3}$)**	**Estoque de C ($Mg.ha^{-1}$)**	**Camada correspondente de solo (cm)**	**Estoque de C corrigido ($Mg.ha^{-1}$)**
5	Médio (15 a 35%)	3,06	0,83	253,98	8,7	220,32
10		3,13	0,85	266,05	8,5	225,36
30		4,21	0,72	303,12	10,0	303,12
40		3,47	0,77	267,19	9,4	249,84
60		3,57	0,78	278,46	9,2	257,04
>100		4,29	0,84	360,36	8,6	308,88
0 (uso)	Alto (> 35%)	3,06	0,89	464,58	6,3	292,32
5		3,13	0,56	203,28	10,0	203,28
13		4,21	1,14	474,24	4,9	232,96
30		3,47	0,66	141,90	8,5	120,40
40		3,57	0,77	294,91	7,3	214,48
>100		4,29	0,79	289,14	7,1	204,96

Os valores de estoques de carbono do solo quantificados em as áreas estudadas foram superiores ao valor médio estimado para Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas situada em Ubatuba (VIEIRA et al., 2011). Naquele local o estoque de C do solo estimado é de 187 $Mg.ha^{-1}$.

Os altos valores de carbono do solo encontrados nas áreas sob pousio indicam que os sistemas agrícolas itinerantes não contribuem à degradação dos solos, à medida que as práticas de manejo não levam à redução de seu conteúdo de carbono. Lintemani et al. (2020) por outro lado, encontraram diferenças significativas entre os teores de carbono do solo das áreas em pousio inicial até os 15 anos de pousio, em áreas com histórico de agricultura itinerante em áreas de encosta no Litoral de Santa Catarina. Para os autores, a lenta recuperação do conteúdo de carbono orgânico nos estágios iniciais está relacionada a práticas como a capina, que leva à redução da deposição de biomassa sobre o solo. Assim, mesmo que o ciclo de cultivo seja semelhante ao adotado pelos caiçaras em Cananéia (2

anos, em função do cultivo de mandioca), o manejo da área pode determinar os efeitos sobre o solo.

Em suma, as variações nos estoques de carbono dos compartimentos serapilheira e solos não parecem estar relacionadas ao tempo de pousio. Por sua vez, os estoques de carbono de parte aérea e de raízes variaram com o tempo, sendo que o período de pousio de cerca 30 anos parece ser suficiente para recuperação da biomassa acima do solo a níveis semelhantes às áreas de floresta preservada.

Tendo em vista a manutenção de importantes serviços ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes através da serapilheira produzida desde os primeiros anos de pousio e a captura de carbono em diferentes compartimentos da floresta, é válido afirmar que o mosaico de áreas de vegetação secundária em diferentes estágios de pousio, formado pelos sistemas agrícolas itinerantes, pode desempenhar um importante papel na dinâmica do carbono e mitigação de emissões.

5. CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES

Apesar de antigos, poucos são os estudos sobre os sistemas de cultivo dos caiçaras que ainda resistem em meio à Mata Atlântica da região Sudeste do país. Poucos estudos avaliam os sistemas do ponto de vista ambiental e poucos estudos foram desenvolvidos nesta zona biogeográfica. A depreciação social e dos costumes regionais fez com que tais sistemas fossem relegados às pessoas mais pobres e desprovidas de outros meios de vida. Porém, são essas as que mantém as tradições e costumes do país como também em outras regiões do mundo. Parece claro que as leis e exigências ambientais afetam em maior parte aqueles que dela se mantém, colocando os que praticam a agricultura tradicional na ilegalidade. A falta de enfoque no desenvolvimento humano e de suas relações com a natureza é patente no país onde as pessoas são tratadas com pouca relevância. Assim, também poucos são os trabalhos que procuram avançar sobre a inter-relação pessoas – natureza. Este estudo contribui em importantes aspectos para o melhor entendimento destes sistemas.

Os parâmetros fitossociológicos e de diversidade das Florestas de Restinga e Ombrófila Densa de Terras Baixas foram diferentes dos encontrados em outras áreas das porções Sudeste e Sul da Mata Atlântica. Dado o reduzido número de estudos realizados na porção continental de Cananéia e considerando a grande participação de áreas de conservação no território deste município, é recomendável realizar estudos florísticos para melhor conhecer as formações florestais destas unidades.

A análise dos dados aponta que a biomassa florestal e os estoques de carbono da parte área e das raízes das áreas em pousio se recuperam a níveis equivalentes às áreas de floresta preservada, após 10 anos de sucessão em Floresta de Restinga e 30 anos em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Estes intervalos de pousio estão coerentes ao estabelecido pela legislação que permite a supressão da vegetação secundária em estágio inicial a médio de pousio, no caso de solicitação de licença para atividade de subsistência das comunidades tradicionais da Mata Atlântica. Com relação às práticas locais, nota-se que o tempo de pousio normalmente adotado pelas comunidades caiçaras que manejam áreas de FODTB é menor (cerca de 15 anos) e em Florestas de Restinga é compatível (entre 8 e 15 anos).

Com relação à conservação da diversidade florística, vários indicadores foram comparados para avaliar o tempo de pousio necessário para reestabelecimento das características da floresta preservada. A maior proporção de espécies zoocóricas foi observada desde o estágio inicial de pousio. A redução da proporção de espécies pioneiras

se deu a partir dos 15 anos de pousio e o aumento da proporção de espécies raras só foi atingido em uma das áreas em estágio avançado, com 60 anos de pousio.

Vale destacar que algumas características dos SAIs caiçaras estudados determinantes para estes resultados são: **i.** as áreas cultivadas são pequenas parcelas que estão inseridas em uma extensa matriz de florestas secundárias em diferentes estágios de pousio e em contato com fragmentos de floresta preservada; **ii.** a intensidade de queima não parece afetar as características do solo; **iii.** as práticas agrícolas são pouco intensivas e são aplicadas por curtos ciclos de cultivo.

Apesar de termos estabelecido comparações com áreas de floresta preservada, vale uma ressalva: as áreas com cobertura florestal manejadas pelas técnicas da agricultura itinerante devem ser entendidas como florestas secundárias, cujas funções e características são determinadas pela interação humano-natureza. Assim, deve-se questionar se cabe aos poucos territórios reconhecidos aos caiçaras o papel de conservar espécies climáticas e raras. Os sistemas agrícolas itinerantes criam paisagens manejadas por pessoas, trazem conectividade e asseguram serviços ecossistêmicos mantendo as pessoas em seus territórios. Isso certamente contribui com a sustentação da cultura local desenvolvendo o interesse destes em manter o local onde habitam.

Estudos socioeconômicos trariam uma melhor imagem do futuro desse sistema nas comunidades estudadas. De forma geral, pessoas com menos de 40 anos se envolvem pouco na produção nas roças, normalmente atuando como auxiliares em algumas fases do ciclo de produtivo e não parecem deter o saber-fazer da agricultura itinerante caiçara. Outras cadeias produtivas parecem atrair mais as novas gerações, como a pesca, extrativismo de ostra e cultivo de pupunha para palmito. Seria importante compreender as razões desta tendência pela perspectiva da viabilidade destes sistemas para geração de renda. Também seria importante avaliar o impacto das barreiras legais (especialmente dos procedimentos relacionados ao licenciamento das áreas) e seus entraves burocráticos sobre as práticas da agricultura itinerante e sobre a transmissão dos conhecimentos acerca deste sistema de manejo entre as gerações.

Dada a existência de diversos sistemas de manejo que podem ser classificados como sistemas agrícolas itinerantes é importante considerar que a avaliação da sustentabilidade dos sistemas agrícolas itinerante deve ser considerada em seu contexto local. Um importante fator é a disponibilidade de área que deve ser suficiente para manter as parcelas de cultivo (em uso) e em pousio durante o tempo adequado, além de incluir fragmentos de floresta preservada que contribuirão para a sucessão secundária. Outro fator a observar é que em diversas situações este sistema de manejo é o mais ajustado à

condição ambiental e aos recursos humanos e financeiros disponíveis tendo sido testado por séculos. Por fim, outro aspecto relevante é o apelo cultural associado a este sistema, já que boa parte das populações que praticam agricultura itinerante reivindicam o direito de manter esta forma de produzir seu alimento, apontado como essencial à sua permanência e, principalmente, para manutenção de seus modos de vida.

Os recentes esforços para o reconhecimento do sistema agrícola itinerante como fundamentais para a manutenção das comunidades caiçaras, principalmente através da inclusão desta atividade nos planos de manejo das áreas protegidas, parecem ser uma forma interessante de possibilitar a existência deste sistema. Um exemplo disto é o encaminhamento dos procedimentos de autorização de roças adotados na RDS Itapanhapima, que supera as barreiras trazidas pelos procedimentos burocráticos inexequíveis e incompreensíveis pelas pessoas que efetivamente manejam os sistemas. Aliado a isso é importante melhor definir as condições das áreas (especialmente em função de tamanho, tempo de pousio e baixo impacto sobre recursos hídricos) que podem ser manejadas e das formas de manejo (intensidade de queima, número de ciclos, tempo de pousio) a partir dos parâmetros locais, trazendo a segurança de que estas florestas secundárias estejam mantendo suas comunidades e seus recursos naturais. Nas áreas não definidas como unidades de uso sustentável, como no caso do Bairro Santa Maria, o estabelecimento destas referências pode dispensar a necessidade de trâmites complexos de solicitação de licenças. Os resultados levantados por este estudo visaram contribuir com o estabelecimento destas referências.

6. CONCLUSÕES

Os sistemas agrícolas itinerantes com as características encontradas em Cananéia não afetam a fertilidade do solo, pois após 2 anos de pousio não se observa diferença nos parâmetros de fertilidade do solo em relação aos solos das áreas preservadas.

Em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, os estoques de carbono perdidos pelo corte e queima da biomassa acima do solo são recuperados após pousio mais longo (30 anos) que os 15 anos de pousio normalmente adotado pelos caiçaras. Já em Floresta de Restinga esse retorno se dá por volta dos 10 anos, tempo compatível com o tempo de pousio normalmente adotado.

A produção de serapilheira em níveis equivalentes às áreas de floresta preservada (7,14±2,66 $Mg.ha^{-1}$ em Floresta de Restinga; 4,98±1,59 $Mg.ha^{-1}$ em FODTB) se estabelece desde o estágio inicial de pousio.

O padrão de riqueza de espécies arbóreas (S = 36,8 ± 5,52) das áreas em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas é recuperado no estágio avançado da sucessão secundária. Com o tempo de pousio normalmente adotado (15 anos) há o retorno de 47% das espécies locais.

Por outro lado, alguns parâmetros relevantes para avaliar a dinâmica florestal foram alcançados desde os estágios inicial e médio de pousio. Dentre estes estão a proporção de espécies pioneiras (P = 22,53 ± 19,18%) e a proporção de espécies dominantes (S90/S = 51,00 ± 10,77%) que foram atingidas após 30 anos de pousio, além da proporção de espécies zoocóricas (Z = 85,1 ± 3,7%) que foi alcançada após 6 anos de pousio.

Os sistemas agrícolas itinerantes serviram como eficientes drenos de carbono e mantiveram a biodiversidade em elevado grau. Apesar do impacto na perda de algumas espécies, este sistema agrícola preserva a biodiversidade arbórea, formando um mosaico de áreas em diferentes fases de sucessão.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. Fundamentos da geomorfologia costeira do Brasil inter e subtropical. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 1, n. 1, p. 27-43, 2000.

ADAMS, C. As roças e o manejo da mata atlântica pelos caiçaras: UMA revisão. **Interciencia**, v. 25, n. 3, p. 143–150, 2000.

ALBERS, H. J.; GOLDBACH, M. J. Irreversible ecosystem change, species competition, and shifting cultivation. **Resource and Energy Economics**, v. 22, n. 3, p. 261-280, 2000.

ALMEIDA, A. R. G.; BONALDI, R. A. Florística e fitossociologia de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas no município de Pontal do Paraná (PR, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 44, n. 3-4, p. 57-69, 2015.

ALMEIDA, D. Q. de A. **Ciclagem de carbono e nitrogênio no solo sob restinga do estado de São Paulo**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

ALMEIDA-NETO, M. et al. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 4, p. 503-513, 2008.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest ecology and management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, 2010.

APGIV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification fot the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

ARANTES, P. B. et al. Agroflorestas familiares no Vale do Ribeira: diagnóstico produtivo, estratégias e desafios. **REDD – Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, v. 9, n. 1 e 2, 20p., 2017.

ASSIS, M. A. et al. Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: Vegetação e heterogeneidade ambiental. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 103-121, 2011.

ASSUMPÇÃO, J.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, n. 3, p. 301-315, 2000.

BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

BARRETTO, K. M. et. al. **Plano de Utilização Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Itapanhapima** – Mosaico de Jacupiranga. Cananéia: Fundação Florestal e Casa da Floresta, 2010. 40 p.

BATISTA, F. R. de Q. **Caracterização Florística e Estrutural em áreas abandonadas de agricultura itinerante em Cananéia, Vale do Ribeira, SP**. 2002. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

BENIEST, J.; FRANZEL, S. **Characterization, diagnosis and design**. Training exercise book. Nairobi (Kenya): ICRAF, 1993.

BEZERRA DE ALMEIDA, E. et al. Structural characterization of the woody plants in restinga of Brazil. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 3, n. 3, p. 95-103, 2011.

BIM, O. et al. Formando florestas: recuperação florestal participativa no Mosaico do Jacupiranga - SP. **Revista Ciência em Extensão**, v. 16, n. 0, p. 251–269, 2020.

BIM, O. J. B. **Mosaico do Jacupiranga - Vale do Ribeira, São Paulo**: conservação, conflitos e soluções socioambientais. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

BIM, O. J. B.; FURLAN, S. A. Mosaico do Jacupiranga - Vale do Ribeira / SP: conservação, conflitos e soluções socioambientais. **Agrária (São Paulo. Online)**, n. 18, p. 4–36, 2013.

BONILHA, R. M. et al. caracterização da fertilidade do solo e sistema radicular de floresta de restinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1804-1813, 2012.

BORGO, M. **A floresta atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil:** aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional. 2010. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BORGO, M. et al. Espécies arbóreas de um trecho de floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n. 4, p. 819-832, 2011.

BRAGA, R. Raízes da questão regional no estado de São Paulo: considerações sobre o Vale do Ribeira. **Geografia**, v. 24, n. 3, p. 43–68, 1999.

BRASIL. Lei nº. 9.985 de 18 de julho de 2000 - Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC. Brasília: **Diário Oficial da União** de 19/07/2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: **Diário Oficial da União** de 22/12/2006.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de. **Biometria florestal:** modelos de crescimento e produção. In: Anais da Reunião Técnica, 2013, Colombo, PR. Embrapa Florestas, Documentos, 257.

CAIRNS, M. A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, n. 1, p. 1–11, 1997.

CAIRNS, M.; GARRITY, D. P. Improving shifting cultivation in Southeast Asia by building on indigenous fallow management strategies. p. 37–48, 1999.

CALABONI, Adriane et al. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, 2018.

CALDEIRA, Marcos Vinicius Winckler et al. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 29, n. 1, p. 53-68, 2008.

CALIPPO, Flávio Rizzi. **Os sambaquis submersos de Cananéia: um estudo de caso de arqueologia subaquática**. 2004. Tese (Doutorado em Arqueologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.

CAMPOS, M. C. R. de et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 301-312, 2011.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO). **Monitoramento Climático do estado de São Paulo:** Análise anterior – Período 26/04/2004 a 28/04/2019. São Paulo, 2019.

CERVI, A.; HATSCHBACH, G.; LINSINGEN, L. von. Composição florística de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Floresta Atlântica) na Reserva Ecológica de Sapitanduva (Morretes, Paraná, Brasil). **Fontqueria**, v. 55, n. 52, p. 423-438, 2007.

COELHO, M. R. et al. Química e gênese de solos desenvolvidos sob vegetação de restinga no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 1951-1964, 2010.

CONKLIN, H. C. The Study of Shifting Cultivation. **Current Anthropology**, v. 2, n. 1, p. 27–61, 1961.

CONKLIN, Harold C. et al. **Hanunoo agriculture. A report on an integral system of shifting cultivation in the Philippines**. v. 2. 1957.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). RESOLUÇÃO CONAMA nº 7, de 23 de julho de 1996. Aprova como parâmetro básico para análise dos estágios de sucessão de vegetação de restinga para o estado de São Paulo, as diretrizes constantes no anexo desta resolução.

DATA GEO – SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA. Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo IDEA – SP. Disponível em: http://datageo.ambiente.sp.gov.br/ Acesso em: 19 de outubro de 2021.

DELAMONICA, P. et al. Estrutura e funcionalidade de populações de Miconia cinnamomifolia (DC.) Naud. em florestas secundárias estabelecidas sobre antigas roças caiçaras. **Pesquisas Botânica**, v. 52, p. 125-142, 2002.

DIEGUES, A. C. O. **Vale do Ribeira e Litoral de São Paulo**: meio-ambiente, história e população. São Paulo, CENPEC, 2007. 41 p.

DINIZ, F. V. **Composição e estrutura fitossociológica da regeneração natural na floresta de restinga alta em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar), município de Ubatuba, SP, Brasil.** 2009. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2009.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. M. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa Solos, 2011.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EDEN, M. J. Traditional shifting cultivation and the tropical forest system. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 11, p. 340–343, 1987.

EDIVALDO, T.; ROSELL, S. Slash-and-burn agriculture in southern Brazil: characteristics, food production and prospects. **Scottish Geographical Journal**, 2020.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

FANTINI, A. C. et al. Small-scale Management of Secondary Forests in the Brazilian Atlantic Forest. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, 11p., 2019.

FARIA, M. B. B. da C. **A regeneração natural e fatores determinantes na dominância de espécies em Floresta de Restinga na Ilha**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

FEARNSIDE, P. M. South American Natural Ecosystems, Status of. In: **Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition**. [s.l.] Elsevier Inc., 2013. p. 599–611.

FIGUEIRA GAZELL, A. C. et al. Tree species richness, does it play a key role on a forest restoration plantation? **Bosque (Valdivia)**, v. 33, n. 3, p. 245–248, 2012.

FORZZA, R. C. **RB Herbarium- Jardim Botânico do Rio de Janeiro - Herbário Virtual REFLORA. v1.137.** Rio de Janeiro Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro., 2021. . Disponível em: <http://ipt.jbrj.gov.br/reflora/resource?r=rb_herbarium&v=1.137>.

FOX, J. M. How blaming “slash and burn” farmers is deforesting mainland Southeast Asia. **Asia Pacific Issues**, n. 47, p. 3–8, 2000.

FUJISAKA, S.; HURTADO, L.; URIBE, R. A working classification of slash-and-burn agricultural systems. **Agroforestry Systems**, v. 34, n. 2, p. 151–169, 1996.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, threats, and outlook. Washington: Island Press, 2003.

GAZELL, A. C. F. et al. Tree species richness, does it play a key role on a forest restoration plantation? **Bosque**, v. 33, n. 3, p. 245-248, 2012.

GOMES, E. P. C. et al. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei? **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 99, p. 343-352, 2013.

GOMES, E. P. C. et al. Post-agricultural succession in the fallow swiddens of southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 475, p. 118398, 2020.

GOMES, F. H. et al. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (SP): I - Caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1563-1580, 2007.

GOMES, L. P. **Regeneração natural e banco de sementes do solo em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2017.

GOTELLI, N. J.; GRAVES, G. R. Species diversity. In: GOTELLI, N. J.; GRAVES, G. R. **Null Models in Ecology**. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 1996.

GUEDES, D.; MAURO, L.; EHLIN, S. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica**. v. 20, n. 2, p. 299-311, 2006.

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic rain forest, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Botany.** v. 27, n. 4, p. 725-737, 2004.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T., RYAN P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**. 2001.

HEINIMANN, A. et al. A global view of shifting cultivation: Recent, current, and future extent. **PLoS ONE**, v. 12, n. 9, p. 1–21, 2017.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, n. 1, p. 151-154, 1970.

IANOVALI, D. et al. Agricultural productivity and socio-cultural changes: Quilombola agriculture in Vale do Ribeira-SP Brazil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 49, p. 221–238, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo agropecuário 2006**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br Acesso em: 19 de outubro de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo demográfico 2010**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br Acesso em: 19 de outubro de 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. **Plano de Manejo Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruíbe, SP.** 2016. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_plano_de_manejo_Apa_Cananeia_Iguape_Peruibe_03032016.pdf Acesso em: 19 de outubro de 2021.

INSTITUTO FLORESTAL (São Paulo) **Inventário Florestal 2010**. Disponível em: http://datageo.ambiente.sp.gov.br/ Acesso em: 19 de outubro de 2021.

JASTER, C. B. **A estrutura como indicadora do nível de desenvolvimento sucessional de comunidades arbóreas da restinga -** uma proposta metodológica. 2002. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

JOLY, C. A. et al. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 123-145, 2012.

LACERDA, J. S.; COUTO, H. T. Z.; HIROTA, M. M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J. L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de essências nativas. ***METRVM***, Piracicaba, n. 5, 2009.

LAWRENCE, D. et al. Untangling a Decline in Tropical Forest Resilience: Constraints on the Sustainability of Shifting Cultivation Across the Globe. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 21–30, 2010.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades em uma cronoseqüência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LIMA, R. A. F. et al. Structure, diversity, and spatial patterns in a permanent plot of a high restinga forest in southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 3, p. 633-645, 2011.

LINTEMANI, Mariane Gonçalves et al. Long fallows allow soil regeneration in slash-and-burn agriculture. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 100, n. 3, p. 1142-1154, 2020.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, 2012.

LOPES, E. A. **Formações florestais de planície costeira e baixa encosta e sua relação com o substrato geológico das bacias dos rios Itaguaré e Guaratuba (Bertioga, SP)**. 2007. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2007.

LUNELLI, N. P. **Conhecimento e uso de espécies arbóreas por agricultores do Vale do Ribeira**. 2014. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2014.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de Restinga no sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 734-746, 2010.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Structure and diversity of restingas along a flood gradient in southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 801-809, 2013.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; PEREIRA, O. J. Heterogeneidade florística das fitocenoses de restingas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 245-254, 2011.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2011. 261p.

MARQUES, M. C. M. et al. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, 2014.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M.; LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Revista Brasileira de Botanica**, 2015.

MARQUES, M. C. M.; SWAINE, M. D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: Implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 1, p. 153-168, dez. 2011.

MARTIN, J. F. et al. Traditional Ecological Knowledge (TEK): Ideas, inspiration, and designs for ecological engineering. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 7, p. 839–849, 2010.

MARTINS, H. M. **Nós temos nosso direito que é o certo**: significados das lutas por reconhecimento entre comunidades do Vale do Ribeira, São Paulo. 2017. Tese (Doutorado em Antropologia Social) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MARTINS, S. E. et al. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 249-274, 2008.

MCGRATH, D. G. The role of biomass in shifting cultivation. **Human Ecology**, v. 15, n. 2, p. 221–242, 1987.

MCNICOL, Iain M.; RYAN, Casey M.; WILLIAMS, Mathew. How resilient are African woodlands to disturbance from shifting cultivation? **Ecological Applications**, v. 25, n. 8, p. 2320-2336, 2015.

MELO JÚNIOR, J. C. F. de; BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, Estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 2, p. 207-232, 2015.

MENEZES, L. F. T.; ARAÚJO, D. S. D. de; NETTESHEIM, F. C. Estrutura comunitária e amplitude ecológica do componente lenhoso de uma floresta de restinga mal drenada no sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica,** v. 24, n. 3, p. 825-839, 2010.

MERTZ, O. Trends in shifting cultivation and the REDD mechanism**. Current Opinion in Environmental Sustainability.** v. 1, n. 2, p. 156-160, 2009.

MERTZ, Ole. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. **Agroforestry systems**, v. 55, n. 2, p. 149-159, 2002.

MICHELETTI NETO, J. C. M. T. **Relações florísticas, estruturais e ecológicas entre as florestas do topo da Serra do Mar e as florestas de restinga no Estado de São Paulo**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

MING L. C. Coleta de plantas medicinais. In: DI STASI L.C. (org) **Plantas medicinais**: arte e ciência, um guia de estudo interdisciplinar. São Paulo: Editora Unesp, 1996. p. 69-86.

MIYAZAKI, S. L. **Análise de estrutura, chuva de sementes e regeneração natural de populações de plantas em floresta de restinga alta, São Vicente-SP**. 2009. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2009.

MORAES, R. M. de; DELITTI, W. B. C.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Produção e conteúdo de nutrientes na serapilheira em duas florestas tropicais brasileiras. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 1, p. 09–16, 1999.

MOURA, C. D. E. **Caracterização da dinâmica da regeneração natural de duas fisionomias de floresta ombrófila densa degradadas na região da Juréia, Litoral Sul/Vale do Ribeira, SP**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

MOURA, C. de; MANTOVANI, W. Regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa após oito anos de abandono de atividades agrícolas em Miracatu, Vale do Ribeira, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 29, n. 1, p. 91-119, 2017.

MOURA, C.; MANTOVANI, W. Vegetação secundária de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Peruíbe, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 32, n. 1, p. 57-83, 2020.

MOURÃO, F. A. **Os pescadores do Litoral Sul de São Paulo**. São Paulo: HUCITEC, 2003. 264p.

MUKUL, S. A.; HERBOHN, J. The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. **Environmental Science and Policy**, v. 55, p. 167–177, 2016.

MUKUL, S. A.; HERBOHN, J.; FIRN, J. Rapid recovery of tropical forest diversity and structure after shifting cultivation in the Philippines uplands. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 14, p. 7189-7211, 2020.

NEGRELLE, R. R. B. Sprouting After Uprooting of Canopy Trees in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Biotropica**, v. 27, n. 4, p. 448, dez. 1995.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of soil analysis part 2**. American. Soc. Of Agronomy. Madison, Wisconsin, p. 539-579, 1982.

OLIVEIRA, R. R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

OLIVEIRA, R. R. de. Brazilian Atlantic coastal forest, paleoterritories, and environmental history. **Ambiente e Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 11–23, 2007.

OLIVEIRA, R. R. de. When the shifting agriculture is gone: functionality of Atlantic Coastal Forest in abandoned farming sites. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 213-226, 2008.

OLIVEIRA, T. A. de. **Compartimentação fisiográfica aplicada à avaliação de terrenos-subsídio ao planejamento territorial do município de Cananéia-SP.** 2004. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M. Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity. **Biotropica**. v. 42, n. 5, p. 550–552, 2010.

PARDI, M. M. **Espécies Arbustivo-arbóreas em clareiras e micro-sítios de luz em 5,12ha de Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, São Paulo**. 2007. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

PEDROSO JÚNIOR, N. N.; MURRIETA, R. S. S.; ADAMS, C. A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 153–174, 2008.

PEDROSO-JUNIOR, N. N.; ADAMS, C.; MURRIETA, R. S. S. Slash-and-Burn Agriculture: A System in Transformation. **Current Trends in Human Ecology**, n. August 2015, p. 12–34, 2015.

PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. de; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica, ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 4, p. 443-454, 2008.

PERONI, N.; HANAZAKI, N. Current and lost diversity of cultivated varieties, especially cassava, under swidden cultivation systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 92, n. 2–3, p. 171–183, 2002.

PINTO SOBRINHO, F. D. A. **Diversidade florística e estrutura vegetacional das tipologias florestais ocorrentes em diferentes sub-biomas de planície costeira e baixa encosta de Bertioga (SP)**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de Nutrientes por Frações da Serapilheira em Sucessão Ecológica de um Ecossistema da Floresta Atlântica. **FLORESTA**, v. 33, n. 3, p.257-264, 2003.

PIRES, L. A. et al. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 173-184, 2006.

PITTA, G. R. **O balanço de carbono em paisagens tropicais antropizadas**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019

POLISEL, R. T.; FRANCO, G. A. D. C. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Juquitiba, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n. 4, p. 691-718, 2010.

PRATA, E. M. B.; ASSIS, M. A.; JOLY, C. A. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 285-299, 2011.

PROJETO DE MAPEAMENTO ANUAL DO USO E COBERTURA DA TERRA NO BRASIL (Projeto MapBiomas). **Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Coleção 3. Disponível em: http://mapbiomas.org/map#coverage Acesso em: 19 de outubro de 2021.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise Química Para Avaliação Da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.

REIS-DUARTE, R. M. **Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP**): bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados. 2004. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA (RBMA). **Texto síntese**. 2019. Disponível em: http://rbma.org.br/rbma/rbma_1_textosintese.asp Acesso em: 19 de outubro de 2021.

REZNIK, G.; PIRES, J. P. de A.; FREITAS, L. Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 65-73, 2012.

RIBEIRO FILHO, A. A.; ADAMS, C.; MURRIETA, R. S. S. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 8, n. 3, p. 693-727, 2013.

RIBEIRO FILHO, A. A. R. et al. Dynamics of the soil fertility in quilombola shifting cultivation communities of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 13, n. 1, p. 79–106, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIGHI, Ciro Abbud; GÁLVEZ, Víctor Alan Ríos. Traditional land use by the Asháninka people of Western Amazonia. **Brazilian Journal of Agriculture** - Revista de Agricultura, v. 93, n. 3, p. 250-269, 2018.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo:** revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. v.1. 118p.

RÜGNITZ, M. T.; CHACÓN, M. L.; PORRO, R. **Guia para Determinação de carbono em Pequenas Propriedades Rurais**. Belém: Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF) / Consórcio Iniciativa Amazônica (IA). 2009. 81 p.

SÁ, C. F. C. de. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. **Rodriguesia**, v. 53, n. 82, p. 5–23, 2002.

SÁ, C. F. C. de; ARAUJO, D. S. D. de. Estrutura e florística de uma floresta de restinga em Ipitangas, Saquarema, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 1, p. 147-170, 2009.

SABONARO, D. Z. **Caracterização da fertilidade do solo, vegetação e interação solo-planta em florestas de restinga do litoral paulista**. 2011. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

SÃO PAULO **Inventário florestal do estado de São Paulo**: mapeamento da cobertura vegetal nativa. Instituto Florestal, São Paulo, 2020, 40 p.

SÃO PAULO Lei 12.810, de 21 de fevereiro de 2008. Altera os limites do Parque Estadual de Jacupiranga e cria o Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga. Assembleia Legislativa de São Paulo: **Repositório Legislação**. 2008.

SCARANELLO, M. A. da S. **Dinâmica da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa de terras baixas e de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, SP**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SILVA, K. J. D. P. **Biogeografia de Restingas:** padrões e determinantes da variação florística no litoral brasileiro. 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da mata atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 369-378, 2013.

SIMÕES, C. G.; MARQUES, M. C. M. The role of sprouts in the restoration of Atlantic rainforest in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 53-59, 2007.

SOUZA, C. R. D. G.; LOPES, E. A.; MOREIRA, M. G. Coastal plain and low-medium slope sub-biomes: a new approach based on native vegetation-quaternary unit-soil associations. **Brazilian Journal of Ecology.** 2009. 13p.

SOVU et al. Recovery of secondary forests on swidden cultivation fallows in Laos. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 12, p. 2666–2675, 2009.

SPIES, T. A.; FRANKLIN, J. F. The diversity and maintenance of old-growth forests. In: **Biodiversity in managed landscapes: Theory and practice.** Nova Iorque: Oxford University Press, p. 296-314, 1996.

STEWARD, A. M. Fire Use among Swidden Farmers in Central Amazonia: Reflections on Practice and Conservation Policies. In: FOWLER, C. T.; WELCH, J. R. (Ed.). **Fire Otherwise : Ethnobiology of Burning for a Changing World**. [s.l.] University of Utah Press, 2018. p. 104–127.

SUGIYAMA, M. **Estudos florísticos e fitossociológicos em comunidades vegetais de Restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, SP**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade de São Carlos, São Carlos, 2003.

SZTUTMAN, M. **O mosaico vegetacional da planície litorânea de Cananéia/Iguape e suas relações com o ambiente:** um estudo de caso no Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu. 2000. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: Implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TEMUDO, M. P.; FIGUEIRA, R.; ABRANTES, M. Landscapes of bio-cultural diversity: shifting cultivation in Guinea-Bissau, West Africa. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 1, p. 175–191, 2015.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; Feretti, A. R. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: **International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring**, nov., 2002. Extension Serie No. 153 (p. 98-115) Taiwan Forestry Research Institute.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Soil Survey Manual**. USDA: NRCS Soils, Agriculture handbook nº 18. 2017. Disponível em: https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054262. Acesso em: 19 de outubro de 2021.

UPRETY, Y. et al. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications. **Écoscience**, v. 19, n. 3, p. 225–237, 2012.

URBANETZ, C. **Fatores abióticos e variação espacial na estrutura da floresta ombrófila densa atlântica**. 2010. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

URBANETZ, C.; TAMASHIRO, J. Y.; KINOSHITA, L. S. Floristic composition and similarity analysis of an Atlantic rain forest fragment in Cananéia, São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 4, p. 639–651, 2010.

VAN VLIET, N. et al. Is There a Continuing Rationale for Swidden Cultivation in the 21st Century ? **Human Ecology**, v. 41, n.1, p. 1–5, 2013.

VAN VLIET, N. et al. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers : A global assessment. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 418–429, 2012.

VIEIRA, S. A. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011.

VISSCHER, A. M. et al. Moderate swidden agriculture inside dense evergreen ombrophilous forests can sustain soil chemical properties over 10-15 year cycles within the Brazilian Atlantic Forest. **Catena**, v. 200, p. 105-117, 2021.

WEIL, RR.; BRADY, N. C. The Nature and Properties of Soils, 15th Edition. **Soil Science Society of America Journal**, 2016.

WOOD, S L R; RHEMTULLA, J M.; COOMES, O T. Cropping history trumps fallow duration in long-term soil and vegetation dynamics of shifting cultivation systems. **Ecological Applications**, v. 27, n. 2, p. 519-531, 2017.

ZANELATO, D. **Comunidades arbóreas em florestas de restinga: o papel das demandas conflitantes e dos inimigos naturais no nicho de regeneração**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE A – DIAGRAMAS / MAPAS DE RECURSOS DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS ESTUDADOS

Figura A1 – Diagrama do sistema agrícola / mapa de recursos das Famílias 1, residentes na comunidade Itapanhoapina, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. Legenda: 1) Cozinha e banheiro; 2) Quarto; 3) Moenda de farinha de mandioca; 4) Antigo galinheiro; 5) Casa; 6) Roça de arroz (1 ano); 7) Floresta preservada (FP); 8) Roça de mandioca (1 ano); 9) Pousio 4 anos; 10) Pousio 10 anos.

Fonte: Elaborado por Gabriella Silva Ribeiro

Figura A2 – Diagrama do sistema agrícola / mapas de recurso da Família 2, residente na comunidade Retiro RDS Itapanhapima, Cananéia – SP. Legenda: 1) Casa do pai e da mãe; 2) Casa filho 1; 3) Casa filho 2; 4) Roça de mandioca (1,2 anos); 5) Pousio 4 anos; 6) Pousio 15 anos; 7) Pousio 30 anos; 8) Pousio 42 anos; 9) Floresta preservada (FP).

Fonte: Elaborado por Gabriella Silva Ribeiro

Figura A3 – Mapa de recursos do sistema agrícola da Família 4, residente no Bairro Santa Maria, Cananéia – SP

Fonte: Elaborado por integrantes da Família 4.

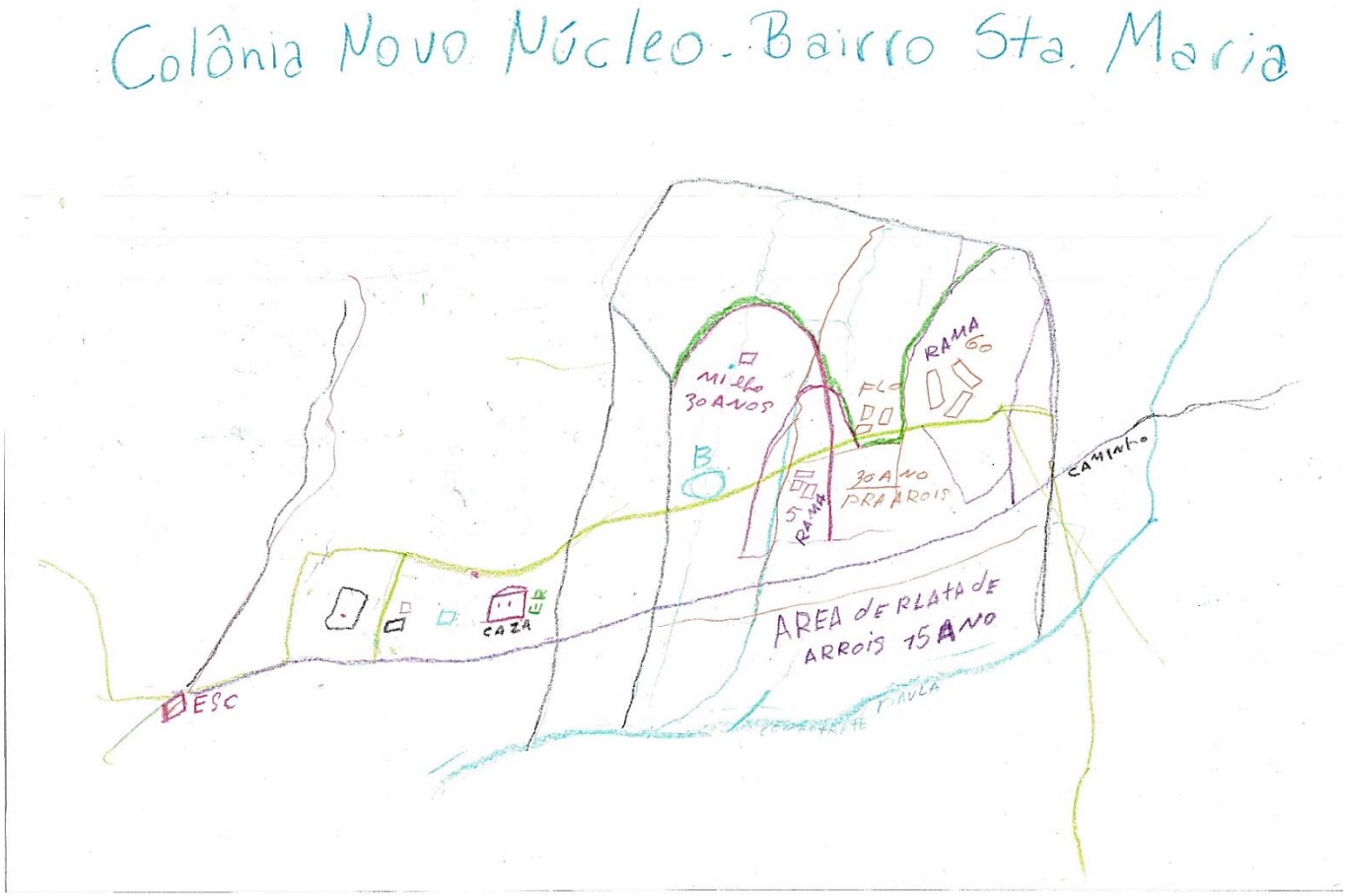


Figura A4 – Mapa de recursos do sistema agrícola da Família 5, residente no Bairro Santa Maria, Cananéia – SP

Fonte: Elaborado por integrantes da Família 5.

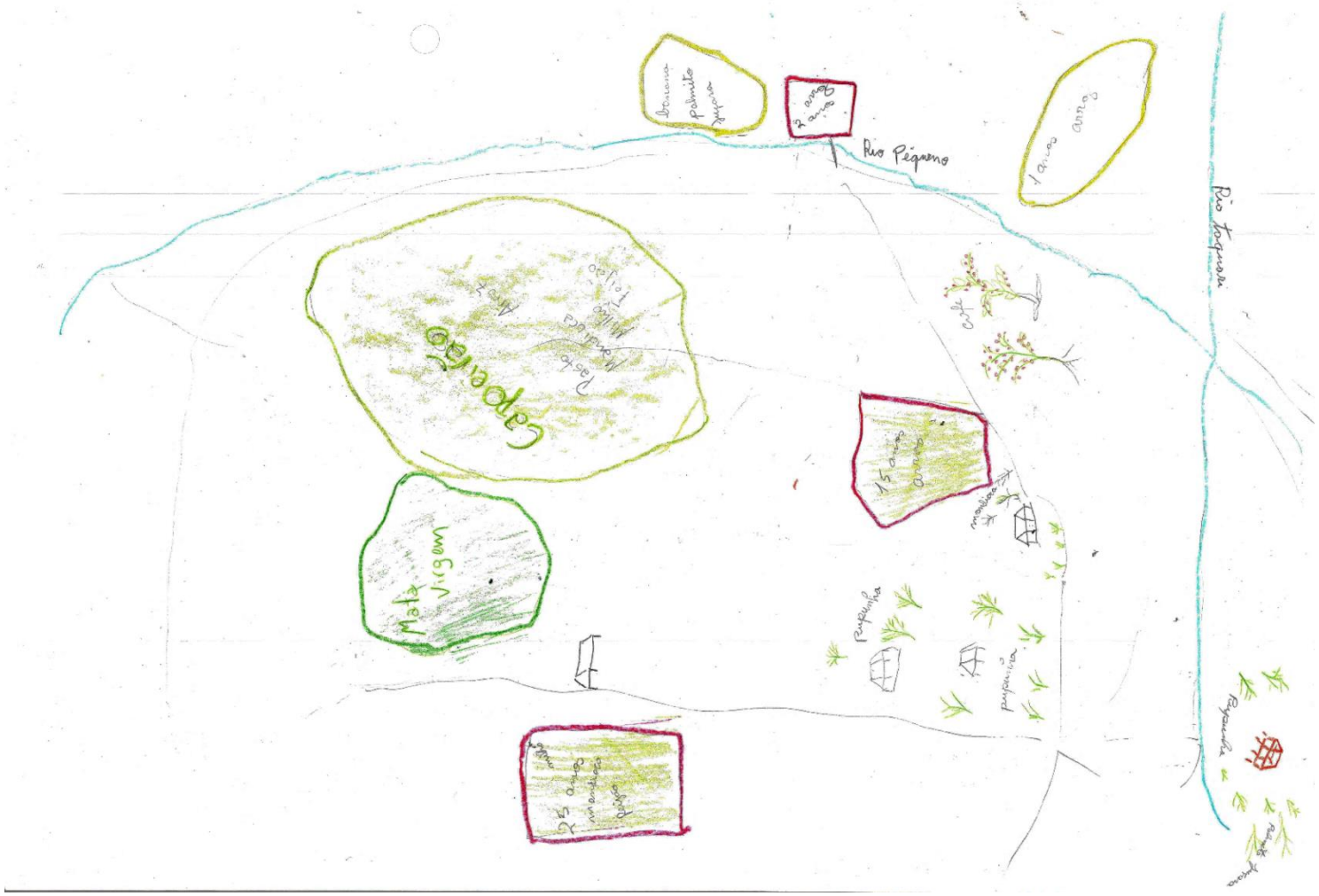


Figura A5– Mapa de recursos do sistema agrícola da Família 6, residente no Bairro Santa Maria, Cananéia – SP

Fonte: Elaborado por integrante da Família 6.

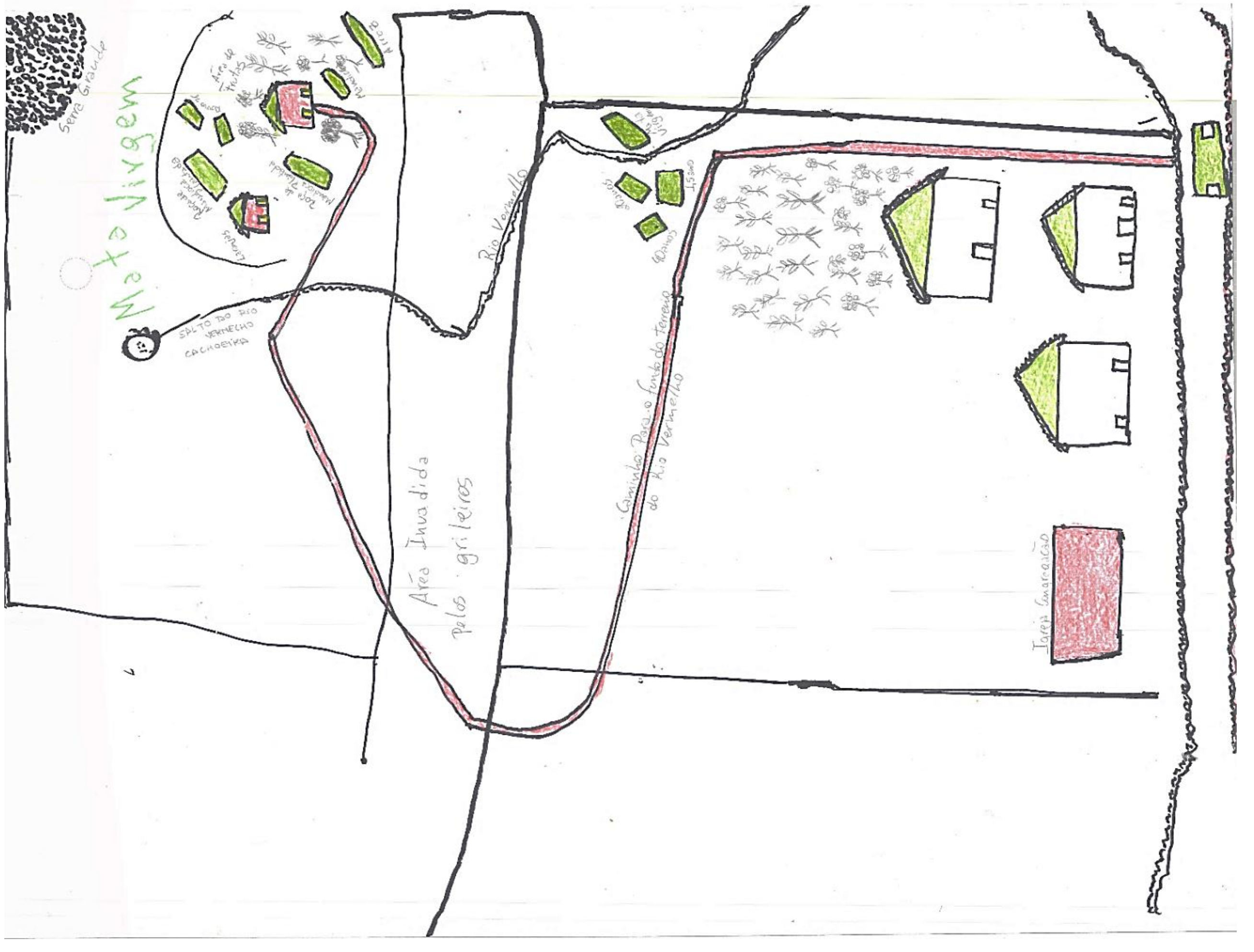


Figura A6– Mapa de recursos do sistema agrícola da Família 7, residente no Bairro Santa Maria, Cananéia – SP

Fonte: Elaborado por integrante da Família 7.

APÊNDICE B – ARTIGO DE VISSCHER et. al. (2021)

Catena 200 (2021) 105117

Contents lists available at ScienceDirect

Catena

journal homepage: www.elsevier.com/locate/catena

Moderate swidden agriculture inside dense evergreen ombrophilous forests can sustain soil chemical properties over 10–15 year cycles within the Brazilian Atlantic Forest

Anna M. Visscher [a,*], Manuela Franco de Carvalho da Silva Pereira [b,c], Thomas W. Kuyper [a], José Lavres Jr. [b], Carlos Eduardo Pellegrino Cerri [b], Hilton Thadeu Zarate do Couto [b], Ciro Abbud Righi [d]

[a] Soil Biology Group, Wageningen University, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, the Netherlands
[b] Applied Ecology Graduate Program, ESALQ / CENA, University of São Paulo, Av. Centenário, 303, CEP: 13416-000, Piracicaba – SP, Brazil
[c] Federal University of Fronteira Sul, campus Laranjeiras do Sul, Rod. BR 158, km 405, P.O. Box 106, CEP: 85301-970, Laranjeiras do Sul – PR, Brazil
[d] Department of Forestry Science, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" University of São Paulo, Av. Pádua Dias, 11, P.O. Box: 09, CEP: 13418-900, Piracicaba – SP, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:
Soil fertility
Chronosequence
Fallow period
Clay
Traditional agriculture

ABSTRACT

Swidden agriculture as a production system has been practiced for thousands of years, based on ecological processes of forest ecosystems. While this cultivation system has often been framed as contributing to environmental degradation, it can also be argued to be compatible with sustainable agricultural practices. Its sustainability strongly depends on the length of the recovery period, the period of secondary forest succession, after swidden agriculture. In this study we focused on soil fertility maintenance and recovery during secondary succession after swidden agriculture, compared to old-growth forests. Smallholders practiced a moderate form of swidden agriculture, abandoned the production field after one or two production cycles, and returned to the field after 10–15 years. Sampling took place in two traditional communities situated in the southeast portion of the Atlantic Rainforest at São Paulo state, Brazil. Soil samples were collected from forest fragments belonging to seven different *Caiçara* families (descendants from Amerindians, African Brazilian and European colonizers). Our chronosequence spanned a period of sixty years, while the old-growth forests were 100 years old. In all 28 sites were sampled, of which 19 were from ombrophilous forests on clay and 9 from *restinga* vegetation on sandy soil. Soils were analyzed for texture, macro- and micronutrient availability, bulk density, pH and nitrogen and carbon stocks. Linear regression, with clay content and fallow period as main factors, showed that successional age of the forest stand had only a significant effect on pH and Mn. Clay content of the soil influenced availability of nutrient bases and the CEC. Other soil properties, including stocks of carbon and nitrogen were not influenced by fallow period. Our data indicate that swidden agriculture might not lose key soil nutrients over time and hence can be considered an ecologically sustainable system in the region, challenging the negative perception of swidden agriculture.

1. Introduction

Swidden agriculture, or shifting cultivation, is a system in which parts of forest land are cultivated temporarily and allowed to revert after harvest to their natural vegetation (Altieri, 1991; Ribeiro Filho et al., 2013; Siahaya et al., 2016). After cultivation for a few years, smallholders usually move to the next piece of land due to the declining yields and / or increased labor investments to maintain yields. By moving to that next piece of land, farmers can achieve sustainable land use and maintenance of soil fertility (Peters and Neuenschwander, 1988). Managing fire and all vegetation stages that the swidden agricultural system involves, is highly contextual. Large differences in swidden agricultural practices have been reported between regions and countries, as well as between farming communities or even families (Condominas, 2009; Cramb et al., 2009). Therefore, temporal and spatial differences of impacts from swidden agriculture make it hard to

* Corresponding author at: Droevendaalsesteeg 3, 6700 AA Wageningen, Gelderland, Netherlands.
E-mail address: annamaria.visscher@natec.unibz.it (A.M. Visscher).

https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105117
Received 21 August 2020; Received in revised form 11 December 2020; Accepted 19 December 2020
Available online 12 January 2021
0341-8162/© 2020 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Title: 'Moderate swidden agriculture inside dense evergreen ombrophilous forests can sustain soil chemical properties over 10-15 year cycles within the Brazilian Atlantic Forest'

Authors: Anna M. VISSCHER[1*], Manuela Franco de Carvalho da Silva PEREIRA[2,3], Thomas W. KUYPER[1], José LAVRES Jr. [2]; Carlos Eduardo Pellegrino CERRI[2]; Hilton Thadeu Zarate do COUTO[2], Ciro Abbud RIGHI[4]

[1] Soil Biology Group, Wageningen University, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands

[2] Applied Ecology Graduate Program, ESALQ / CENA, University of São Paulo, Av. Centenário, 303, CEP: 13416-000, Piracicaba – SP, Brazil.

[3] Federal University of Fronteira Sul, *campus* Laranjeiras do Sul, Rod. BR 158, km 405, P.O. Box 106, CEP: 85301-970, Laranjeiras do Sul – PR, Brazil.

[4] Department of Forestry Science, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" University of São Paulo, Av. Pádua Dias, 11, P.O. Box: 09, CEP: 13418-900, Piracicaba – SP Brazil. Phone:+55 (19) 3447-6679 Fax:+55 (19) 3447-6601

*** Corresponding author**: Anna Maria Visscher

Email: annavisscher93@gmail.com

Phone: +31 6 14 12 27 44

Mailing address: Princ Clausstraat 1, 7204 AV Zutphen, Gelderland, Netherlands.

Abstract

Swidden agriculture as a production system has been practiced for thousands of years, based on ecological processes of forest ecosystems. While this cultivation system has often been framed as contributing to environmental degradation, it can also be argued to be compatible with sustainable agricultural practices. Its sustainability strongly depends on the length of the recovery period, the period of secondary forest succession, after swidden agriculture. In this study we focused on soil fertility maintenance and recovery during secondary succession after swidden agriculture, compared to old-growth forests. Smallholders practiced a moderate form of swidden agriculture, abandoned the production field after one or two production cycles, and returned to the field after 10-15 years. Sampling took place in two traditional communities situated in the southeast portion of the Atlantic Rainforest at São Paulo state, Brazil. Soil samples were collected from forest fragments belonging to seven different *Caiçara* families (descendants from Amerindians, African Brazilian and European colonizers). Our chronosequence spanned a period of sixty years, while the old-growth forests were 100 years old. In all 28 sites were sampled, of which 19 were from ombrophilous forests on clay and 9 from *restinga* vegetation on sandy soil. Soils were analyzed for texture, macro- and micronutrient availability, bulk density, pH and nitrogen and carbon stocks. Linear regression, with clay content and fallow period as main factors, showed that successional age of the forest stand had only a significant effect on pH and

Mn. Clay content of the soil influenced availability of nutrient bases and the CEC. Other soil properties, including stocks of carbon and nitrogen were not influenced by fallow period. Our data indicate that swidden agriculture might not lose key soil nutrients over time and hence can be considered an ecologically sustainable system in the region, challenging the negative perception of swidden agriculture.

Key words: soil fertility, chronosequence, fallow period, clay, traditional agriculture

INTRODUCTION

Swidden agriculture, or shifting cultivation, is a system in which parts of forest land are cultivated temporarily and allowed to revert after harvest to their natural vegetation (Altieri, 1991; Ribeiro Filho et al., 2013; Siahaya et al., 2016). After cultivation for a few years, smallholders usually move to the next piece of land due to the declining yields and / or increased labor investments to maintain yields. By moving to that next piece of land, farmers can achieve sustainable land use and maintenance of soil fertility (Peters and Neuenschwander, 1988). Managing fire and all vegetation stages that the swidden agricultural system involves, is highly contextual. Large differences in swidden agricultural practices have been reported between regions and countries, as well as between farming communities or even families (Condominas, 2009; Cramb et al., 2009). Therefore, temporal and spatial differences of impacts from swidden agriculture make it hard to generalize about the broader effect of swidden agriculture on the surrounding environments in which it is practiced. Yet, we can attempt to add to the discussion about the sustainability of such systems via case studies.

Three basic phases can be distinguished in swidden agricultural systems. These phases include: (a) conversion, (b) cultivation and (c) fallow, which together form the swidden cycle (Kleinman et al., 1995; Ribeiro Filho et al., 2013). Conversion of forest to agricultural land may result in an acceleration of nutrient flows out of the ecosystem (Hölscher et al., 1997; Obale-Ebanga et al., 2003; Béliveau et al., 2009;). The conversion phase is strongly related to soil dynamics (Peters and Neuenschwander, 1988). Depending on the fire technique used by the smallholder, nutrients are released from biomass, plant debris on the soil, soil aggregates and sometimes even from parent material. Some nutrients, like nitrogen (N) are partially lost through volatilization. Ashes are key for the increases in soil phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca) and magnesium (Mg) after burning (Farella et al., 2006; Aboim et al., 2008).

The length of the cultivation period generally ranges between one to three years and is always much shorter than the fallow period afterwards during which secondary succession takes place and soil fertility recovers (Kleinman et al., 1995). Often several shorter cycles of cultivation occur with shorter periods of secondary succession, then followed by a long period during which old forest can develop (Pedroso et al., 2009). The number of cultivation cycles before this long fallow determines the degree of negative impacts on soil fertility (Lessa et al., 1996; Hölscher et al., 1997; Farella et al., 2006). Too many cultivation – short fallow cycles, or too short recovery time after long fallow period, are thus likely to be unsustainable (Jakovac et al., 2015, 2016). For Peters and Neuenschwander (1988), sustainable regrowth of forests depends upon a combination of ecological, economic, socio-cultural and political factors.

The tropical world is quickly changing and population pressure and exploitation of its forests affects the practice of swidden cultivation, which threatens its sustainability (Peters and Neuenschwander, 1988; van Vliet et al., 2012; Heinimann et al., 2017). Institutions try to abolish swidden agriculture by promoting intensification towards permanent agriculture or by bringing forests under permanent protection by increasing reserves – placing vulnerable populations in an illegal situation. However, research has pointed out that swidden cultivation cannot be abolished as smallholders rely on these ancient techniques for their subsistence (Beckerman, 1983; Mertz, 2009; Lawrence et al., 2010).

In this study, we assessed the effects of swidden agriculture practiced by local communities (*Caiçaras*) from the Atlantic Forest in Southeast São Paulo state, Brazil. We aimed to analyze (chemical) soil fertility and a number of key nutrients, both available pools and total stocks, in areas of secondary succession in comparison to old (>100 years) preserved forest. By doing this, we may shed some light on the consequences of human action on these lands and to address the issues of sustainability in an area designated for forest conservation (in a protected area) and land sharing (as local inhabitants are allowed to continue swidden agriculture). We hypothesized that i) post-cultivated soils (+3 years) show recovery of soil nutrients, and ii) that the amount of available nutrients in the soil would reach a steady state with increasing fallow age.

MATERIAL AND METHODS

Site description

Cananéia (São Paulo state, Brazil; 25° 00' 52.99'S, 47° 55' 36.01W) is located in the Southeast portion of Atlantic Forest and is practically surrounded by protected nature reserves, ecological stations and state parks (e.g. *Lagamar de Cananéia* and *Ilha do Cardoso* state park, Fig. 1). The municipality is located about 360 km south from São Paulo. The native population includes many social groups, of which *Caiçara* is one of the biggest (Hanazaki et al., 2007, Alarcon et al., 2016;). *Caiçaras* are a mixed blood of descendants from Amerindians, African Brazilian and European colonizers (Hanazaki et al., 2007).

The climate in the area is subtropical humid with a wet and a dry season (Alvares et al., 2013). The average temperature for the last 15 years is about 18 ºC in winter and 27 ºC in summer; average temperature throughout the year is 22 ºC. Precipitation averages between 1700-1900 mm year^{-1} falling mainly between September and March (CIIAGRO, 2020). The main natural elements in the landscape of Cananéia are lagoons bounded by islands, coastal streams occupied by restinga vegetation and mangroves, as well as fluvial-marine plains. These natural elements are surrounded by coastal massifs that are cut by freshwater streams (Ab'Sáber, 2000; Oliveira, 2004). Most of the municipality's territory contains sedimentary environments formed by Entisols such as Fluvents, Aquents and Quartzipsamments. The areas derived from rocky formations contain Ultisols, Inceptisols and small portions of Oxisols (Oliveira, 2004; Rossi, 2017).

Samples from our study were taken in *Itapanhapima* Sustainable Development Reserve (RDS Itapanhapima) and *Bairro Santa Maria* community where swidden agriculture is still practiced by local farmers. The exact locations are shown in Figure 1. All samples were collected at approximately the same altitude (<100m). The main soil type of the land belonging to Bairro Santa Maria is Ultisols (USA taxonomy), the landscape of this zone is a plain between the sea

and the rocky formation (Rossi, 2017). Bairro Santa Maria is consequently characterized by a lowland dense ombrophilous (evergreen) forest formation with soils that can contain more clay minerals. Samples taken from RDS Itapanhapima were mainly Fluvents soils (Entisols; USA taxonomy), which are more susceptible to changes due to floods. RDS Itapanhapima is characterized by high *Restinga* forests, a vegetation type characteristic for sandy, nutrient-poor soils along the Atlantic coast (Monteiro and Cesar, 1995; Guedes et al., 2006; Magnago et al., 2010; Lima et al., 2011).

Only a few families keep small agricultural plots, performing swidden agriculture of secondary vegetation, rotation of small plots, and semi-sedentary home gardens near the house (Hanazaki et al., 2007). These *Caiçaras* are part of the last groups to protect the ancient traditions of maintaining biodiversity and swidden agriculture in the region (Peroni and Martins, 2000). Main cultivars produced by these swidden agriculturalists are: rice (*Oryza sativa* L.), banana (*Musa paradisiaca* L.), sugarcane (*Saccharum officinaruman* L.) and other horticultural crops, like peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth), cassava (*Manihot esculenta* Crantz), beans (*Phaseolus vulgaris* L.), maize (*Zea mays* L.), sweet potatoes (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.) and yam (*Dioscorea spp.;* Peroni and Hanazaki, 2002). Smallholders usually cultivate for one or two production cycles and then abandon the plot. The swidden cycle is then repeated after about 10-15 years after they have observed the regrowth of certain woody species such as *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *Pera glabrata* (Schott) Baill., *Alchornea triplinervia* Müll. Arg. or *Myrsine coriacea* (Sw.) Roem. & Schult.

Sampling approach

Soil samples were collected from forest patches belonging to seven Caiçara families. Two families were from the Itapanhapima reserve and the other five families had land in Bairro Santa Maria. All families practiced swidden agriculture and owned preserved or secondary forest units, varying in fallow period. This time-length difference between the plots examined allowed for post-cultivation analyses with the establishment of a chronosequence (Abreu et al., 2009).

Chronosequences were established after talking to the smallholders who owned the plots, to get to know the field conditions (clearing strategies, fire management practices, age of fallow period, cropping management etc.). Later we conducted exploratory field visits with the smallholders, to explore the areas physically. Patches were selected if they were abandoned after the last cultivation cycle and not reused during the fallow period. Smallholders explained to us that none of the selected zones were cropped using fertilizers or pesticides. A total of 28 forest units were sampled for soil properties with fallow periods ranging from 0 (in use) to 60 years plus preserved areas with no record of use (>100years). The age of 100 years was adopted based on information collected from the local population (elderly - age> 60 years), which indicated that these areas have not changed in the last 100 years - neither them, nor their parents had managed them. This minimum age was therefore used as a reference. Soil sampling occurred in rectangular shaped plots (30x10m) randomly distributed within each selected forest unit. In each forest unit three plots were established. The rectangular plots in each forest unit were constructed using a randomized approach. Soil sampling at RDS Itapanhapima took place in September 2018 and samples from the Santa Maria community were obtained in various field visits in the period of December 2018 - April 2019.

A standardized sampling method was used for collecting soil data (Soil Science Division Staff, 2017). A soil probe was used with a Dutch auger (mud auger) to take soil samples at a depth of 0-10 cm. Soil sampling to greater depths was desired, yet not possible due to financial and time constraints. We consider that sampling the uppermost 10 cm layer of the soil does not invalidate the findings of this study. Studies on soil C in tropical systems show more or less an equal number of studies where 0-10 and 0-30 cm layers have been sampled (Marín-Spiotta and Sharma, 2013). These authors argued that in most cases soil C follows a pattern of exponential decline, and therefore our pool estimates can be compared to other studies where larger sampling depths have been applied by using that scaling relation. Their conclusions were further supported in a recent review that showed no significant differences in fractional changes in soil C (and correlated nutrients) after deforestation and use as cropland when soil depths of 0-10 and 10-50 cm were compared (Veldkamp et al. 2020).

In each plot fifteen soil samples were collected using the soil probe. The litter and debris laying on the soil surface were removed before digging. Samples were placed in a bucket, mixed, and then a composite sample (~0.5 kg) was taken. For bulk density (BD) determination a metal ring (5.1 D x5.3 H cm) was inserted into an undisturbed soil (0-10 cm depth) in the center of each subplot. BD samples were taken to the Forest Ecophysiology and Silviculture laboratory at *Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"* (ESALQ; Piracicaba, Brazil) and oven-dried at 40 ^{o}C until constant weight. Dry soil weight (g) was divided by soil volume (cm^3) to calculate BD ($g.cm^{-3}$).

Soil parameters

The dry soils samples were sieved to 2 mm and analyzed at the Laboratory of Soil Fertility at the Center for Nuclear Energy in Agriculture (CENA; Piracicaba, Brazil). Soil analyses included soil texture (silt, clay and sand content), pH, soil organic matter (SOM), cation exchange capacity (CEC), macro- (P_{resin}, exchangeable K, S, Mg and Ca) and micronutrients (potential availability of Fe, Mn, Cu, Zn) and the metal Al, according to methods outlined by Raij et al. (2001). Mineral associated organic matter (MAOM) was estimated based on soil and clay content with a slightly modified regression for calculating MAOM in tropical soils (Six et al., 2002):

$$MAOM\ (g.\ kg^{-1}) = 2 * (0.92 + 0.30(clay\% + 0.50*silt\%))$$

Available organic matter (AOM) was then calculated by subtracting MAOM from the total amount of SOM.

Additionally, two clay-based chronosequences were established for total carbon and nitrogen analyses at the Soil Organic Matter laboratory at ESALQ (Piracicaba, Brazil). Samples for these analyses were selected based on their clay content, establishing chronosequences of high (±40%) or medium (±25%) clay contents. From each designated soil sample 5 gram was ground to a particle size of 150 μm. These analyses followed the methods outlined by Nelson and Sommer (1982) in which soil carbon is determined by dry combustion. C and N stocks ($Mg.ha^{-1}$) were calculated by multiplying the content (%) of each element, the width of the soil layer (cm), and soil layer density ($g.cm^{-3}$).

Management and site information

To better understand swidden practices of the different families and the political ecology in the area, personal histories, land use history, and fire and agricultural management data were collected through direct observation and informal farmer interviews. Farmers were asked a common set of questions how they practice the swidden cycle (family activity planning, control of fire etc.), about the criteria they use to choose a suitable area to burn, how they till the land after the post-burning phase, and what crops they prefer to cultivate and why. They were also encouraged to expand on some topics when items of interest or questions arose. Informants remained anonymous to protect their integrity, yet we wanted to add information about the complex social-political and ecological constraints these smallholder farmers are frequently dealing with.

Statistical analyses

Data exploration was executed using box plots to visualize general patterns and possible outliers. Possible outliers were identified as data points located outside the 1st and 4th quartile. However, we decided to keep all outliers (2.7% of the data) in the analyses because after double checking we concluded that these data unlikely presented some sort of error. Natural log or square root transformations were applied as needed to meet assumptions of homoscedasticity and normality. All analyses were carried out using JMP pro 14.0.1 software package (SAS Institute, 2018).

Two data sets were created. Data set A comprised soil properties taken in the ombrophilous forest patches (n = 53). The results for data set A, were averaged out per sampled forest site to avoid pseudoreplication (data set A; n=19). Pearson's correlation test was carried out and these data showed (see Results) that most soil properties were (highly) correlated with clay content. We decided for this reason to use multiple linear regressions, for testing for significant sources of variation as a function of fallow period for data set A. Multiple linear regressions were carried out to test whether fallow period (t) might have influenced the different soil properties, meanwhile avoiding noise caused by variation in clay content (c) of the soil samples. We also tested for the fallow period by clay content interaction. Hence, for data set A we studied the probability of a statistical difference in the average values between the different fallow ages.

Soil carbon and nitrogen stocks were calculated for two chronosequences under ombrophilous forest formations, with a medium (±25%) or high (±40%) clay content. For these data a separate data set (B) was created (n = 12). For data set B likewise, multiple linear regressions were carried out with fallow period and clay content as explanatory factors. Likewise, in data set B we considered the probability of a statistical difference in the values between the different fallow ages.

Additionally, with data set A, a principal component analysis (PCA) was performed to understand if clay content of the soil or fallow period played a more significant role on the variance of the nutrient availability. In the PCA, indicators of nutrient availability that are correlated cluster together, demonstrating their correlation either with clay content or fallow period.

RESULTS

Relationships between soil properties in dense evergreen ombrophilous forest areas

Pearson correlation coefficients were calculated to assess relationships between soil chemical properties across 19 ombrophilous forest plots varying in fallow period (Fig. 4). The clay fraction was positive and highly significantly correlated with CEC (r = 0.583, P = 0.009), Mg (r = 0.831, P < 0.001), Ca (r = 0.749, P < 0.001) and micronutrients such as Zn (r = 0.586, P = 0.008), Cu (r = 0.704, P = 0.001) and Mn (r = 0.839, P < 0.001). CEC values are generally higher when soils contain higher clay contents (Fig. 3). As it is implausible that either swidden agriculture or secondary succession modifies soil texture, we consider variation in clay content (and hence variation in macro and micronutrient content) as caused by spatial variability. We used clay as covariate in our analyses to prevent this spatial variability to dominate over any indication of secondary-succession impacts on nutrients. After this correction, pH was positively correlated with K (r = 0.786, P < 0.001) and P (r = 0.599, P = 0.007) and was negatively correlated with Fe (r = -0.702, P = 0.008). Al was positively correlated with P (r = 0.629, P = 0.004), while SOM displayed a positive correlation with P (r = 0.812, P < 0.001), S (r = 0.695, P = 0.001) and Al (r = 0.629 P = 0.004). The importance of clay for the provision of key nutrients was not observed under Restinga formations.

Effect of fallow period on nutrient provision of post swidden soils under ombrophilous vegetation

Fallow period had overall little significant effects on the availability of nutrients in both forest formations examined (Table 1). The samples of the first soil layer (0-10 cm) under ombrophilous vegetation were high in clay content, which ranged from 17 - 44%. These soils had an average bulk density of 0.82 $g.cm^{-3}$. Overall, SOM was high (50 $g.kg^{-1}$), SOC around 30$g.kg^{-1}$, with no effect of fallow age (Table 1). Mineral-associated organic matter (MAOM) was on average 25 $g.kg^{-1}$ and hence about 50% of total SOM was available organic matter (AOM; Fig. 2C). MAOM did not change over the chronosequences, yet AOM was significantly affected by fallow age (P = *0.023*). The amount of AOM increased when the secondary-forest plots were more aged.

There was one significant interaction for Mn (P = 0.016) between clay and fallow period, in which Mn was higher with higher clay content in younger fallows. In ombrophilous forests fallow period had a significant effect on pH (P = 0.047). pH was on average 3.7 and was slightly higher in earlier successional stages than in older forest stands (Table 1). Other important soil nutrients like P ($P_{resin;}$ avg. 8.6 $mg.kg^{-1}$), K (avg. 1.25 $mmol_c\ dm^{-3}$), Ca (avg. 3.5 $mmol_c\ dm^{-3}$) and Mg (avg. 3.8 $mmol_c\ dm^{-3}$) did not change over the chronosequences. Exchangeable Al was not affected by fallow age and was overall high in all plots, on average 18.4 $mmol_c.dm^{-3}$ (Table 1).

Are nutrient stocks mostly influenced by clay content or fallow period within ombrophilous forest areas?

Soil C and N stocks were calculated for two chronosequences, under ombrophilous secondary forest formations, with a medium (±25%) or high (±40%) clay content (Table 2). In the uppermost 10 cm, C-stocks were on average 25.7 $Mg.ha^{-1}$ while N-stocks were 2.0 ($Mg.ha^{-1}$).

C:N ratios were on average 11.5. Linear regression did not show a significant effect of fallow period on the C and N stocks ($P > 0.05$).

The chemical soil properties together with clay content and fallow age, were considered in a principal component analysis (PCA) and grouped in components. Each principal component (PC) was interpreted according to the magnitude of their eigenvalues (Fig. 5). The first principal component (PC1) explained 38.7 % of the variance in the data and was more associated with clay (0.86) compared to fallow period (-0.70; Fig. 5). PC1 is mainly associated with cations such as Mn (0.89), Mg (0.86) and Ca (0.82). Clay content mainly clusters in the biplot with indicators such as CEC, Zn, Cu, pH, K, Ca, Mg and Mn. These former indicators also seem to be lower over time as they mainly associate with early stage samples compared to the intermediate and late-succession samples. Fallow period on the other hand clusters mainly together with Fe. The second principal component (PC2) explained 30.5 % of the variance and was mainly associated with Al (0.94), SOM (MAOM; 0.88) and S (0.82).

DISCUSSION

Fallow period had limited impacts on nutrient provision

Our main finding was that fallow period had little influence on the availability of nutrients in ombrophilous forest formations. This contradicts our (first) hypothesis. It is also different from earlier literature reports on the effect of secondary succession on soil properties (e.g from processes described by Powers and Marín-Spiotta 2017). One possible explanation for lack of (strong) effects of the swidden cycle on dynamic soil properties is the large textural variation between different patches. As some soil properties covaried with clay content (Fig. 4 and 5), it is possible that variability overrode successional patterns. However, by applying linear regression with clay content as additional explanatory factor we tried to correct for that variation. Still there were only minor effects in ombrophilous forests and no effects in restinga. We will therefore continue to focus our discussion on ombrophilous forests.

Our findings showed that Mn was affected by fallow period. This is not an uncommon finding, as discussed by Ribeiro Filho et al. (2013), who reviewed the impact of swidden agriculture on tropical soils based on 19 studies and showed that the increase in pH in young fallows reduced Mn availability. Fallow age also influenced pH after the burning phase, however the change in pH was minor when comparing fallow of different ages, with only slightly higher pH values for younger compared to older fallows. Higher pH in younger stands might be explained by fire that produces carbonate-containing ash, during combustion. However, the pH effect is often short-lasting (Peters and Neuenschwander, 1988). Our soil remained rather acidic (pH < 4) immediately even after combustion took place, suggesting low-intensity fires with limited impact on soil pH and on most nutrients whose availability is pH-dependent. The rise in pH had a marginally positive influence on the availability of P as also reported before (Giardina et al., 2000; Sommer et al., 2004). Lower pH causes more P-sorption to metal (hydr-)oxides and clay edges (Smeck, 1985). Lower pH can also increase exchangeable Al, however, considering the low pH, irrespective of successional age, Al levels were high (Ma et al., 2001). Lessa et al. (1996), Hölscher et al. (1997) and Farella et al. (2006) also reported this effect. Our results are also similar to what was described in the meta-analyses of Ribeiro Filho et al. (2015) on soil

chemistry dynamics after swidden agriculture. Their analysis specified that P or K may be more sensitive to changes in pH after combustion (Sparks et al., 1996; McKenzie, 2003).

Total SOM levels were overall high (avg. 50 $g.kg^{-1}$) in the ombrophilous ecosystem irrespective of fallow age (Table 1). These high levels may seem surprising as it is often considered textbook knowledge that tropical soils are low in SOM (around 20 $g.kg^{-1}$). It is likely that many of such reports come from intensively used systems where the amounts of AOM have been reduced, as most SOM is mineral-associated. Our amounts of MAOM (25 $g.kg^{-1}$) are more comparable with these reports of SOM levels of 20 $g.kg^{-1}$. After estimating the MAOM, we calculated that about 50% of the OM is available and hence subject to fairly rapid turnover which then would release nutrients for plant growth. This is not an uncommon finding, as generally MAOM represents the vast majority of SOM in agricultural soils (Cotrufo et al., 2013, 2015; Lehmann and Kleber, 2015). Due to low pH and abundance of iron oxides, the soil is strongly positively charged and will therefore strongly adsorb and protect SOM. We therefore expect that this forest ecosystem maintains its soil organic matter content, after combustion, for a combination of different reasons.

Firstly, the study area is part of the Atlantic Forest, an old biome where trees and understory species may be highly adapted to local growth conditions (Morellato and Haddad, 2000; da Silva and Casteleti, 2003; George et al., 2012). High availability of aluminum is usually toxic for plants and inhibits microbial growth (Wright, 1989), yet the studied forest ecosystem supports biomass growth and high total SOM levels (Table 1). We expect that part of the extractable aluminum was not available in the toxic ionic form in the soil solution but was adsorbed to dissolved organic matter and hence plant-unavailable in the first 10 cm. Support for this explanation is provided by the strong positive correlation between the SOM and Al content in the soil. That would imply that perhaps Al toxicity mainly affects deeper soil layers where SOM contents are lower, therefore soil samples of deeper soil layers are needed in future investigations.

Secondly, we suppose that the forest soil draws its high fertility from nutrient cycling (Foster and Bhatti, 2006). Young secondary forests quickly recover litter production at rates equal to that of primary forests, especially in the tropics (Ewel, 1976; Barlow et al., 2007). Litter adds nutrients to the soil solution and can thus function as a fertilizer (Loranger-Merciris et al., 2007, Visscher et al., 2020). In tropical zones, decomposition rates are usually high because of favorable conditions for soil microbes, like high temperatures and humidity during most of the year (Berg, 2014) resulting in low amounts of AOM. By taking this and the previous argument into consideration on adaptions of species to local condition, we hypothesized, like Appanna et al. (1995) that the soil microbial community in this forest ecosystem is highly adjusted to acidic soil conditions. Due to their adaptation microbes may continue contributing substantially to the decomposition rates and corresponding SOM contents and stabilization of it (Chander et al., 1998, Kallenbach et al., 2015). However, more research is needed to fully understand this effect.

Finally, by removing the vegetative cover the bare soil surface would usually be directly exposed to precipitation and radiation (Kendawang et al., 2004; Hattori et al,. 2005), it may therefore increase the soil temperature, which could potentially increase organic matter decay (Mendoza-Vega and Messing, 2005; Okore et al., 2007). We think that due to the humid conditions and the moderate burning practices of the smallholders in this area, substantial soil heating and concomitant SOM losses were prevented. Fire-induced soil hydrophobicity is commonly observed after moderate forest burning (Huffman et al., 2001). Specifically for acidic

soils, hydrophobicity is known to increase the structural stability of soil aggregates and pore size (Mataix-Solera and Doerr, 2004). Since SOM is generally strongly correlated with aggregate stability, fire-induced soil hydrophobicity could help preserve SOM rates after moderate burning events as observed in our study area (Chenu et al. 2000).

In the interviews the smallholders explained to us that they usually only burn once after slashing, and then leave the unburned residues on the cropping fields during the subsequent cultivation phase. Even with the selective logging of larger trees before burning, they reported that most of the felled vegetation remains in the area and that some trunks are often only partially burned. That practice contrasts with other swidden systems where the incompletely burned larger woody debris is subsequently piled up for a second, higher-temperature burn. This lack of a second burn was also visible during our field visits where we discovered still trees from the felling phase. This type of observation was also reported by Peters and Neuenschwander (1988) as a contributing factor to the sustainability of swidden systems. In their book they study various outcomes and its causes after the combustion of vegetation, within the swidden cycle in tropical forests.

In our study clay played an important role in the availability of Mg, Ca, Zn, Cu, and the CEC, regardless of fallow period in the sampled plots under ombrophilous formations. The importance of clay for the nutrient provision was under Restinga formation not observed. We suppose that this might be due to the sandy character of the Restinga soil. Sandy soils show generally less fertility compared to soils with a higher clay content (Weil, RR.; Brady 2016).

We calculated Carbon and Nitrogen stocks for two chronosequences, from ombrophilous formations, with medium or high clay content, in an attempt to account for the impact clay content has on nutrient provision. We conclude that again fallow age did not impact C and N stocks, hence swidden practices in our study may not directly result in soil degradation. This is an important finding to keep in mind as nutrient stocks are often negatively impacted as a consequence of a more conventional agriculture (often associated with intense plowing and pesticide use; Reganold and Wachter, 2016). Swidden agriculture, as performed in this study area, might therefore not be as bad for the environment as often negatively implied in related literature.

Our results on nutrient dynamics, especially the trends observed under ombrophilous formations, agree with earlier studies (Ribeiro Filho et al., 2013, 2018). The conversion of forest biomass releases rapid nutrients into the soil solution, a common positive effect of swidden agriculture (Kleinman et al., 1995). We however could not statistically demonstrate with our analyses that the availability of nutrients in the soil lowers to steady state over time in post-cultivated soils, as we hypothesized. This result should be interpreted with caution as we might have not been sufficiently able to demonstrate increases in the soil solution directly after combustion as our focus was on post-cultivated soils. Despite the latter, the lack of impacts of the swidden practice on soil nutrient dynamics is noteworthy and shows that swidden agriculture, when studied in combination with the local practice, is not as negative as often claimed.

The threat of 'conservation' politics on the swidden livelihood in Cananéia

Along with local drivers (inherent; clay content or manageable; fallow period) that impact swidden agriculture, there are also external drivers such as policies that influence the smallholders in their agricultural practices. The municipality of Cananéia is recognized as national cultural heritage because it is one of the oldest settlements of Brazil. The region contains also a large number of protected areas, making it an important territory for biodiversity conservation in the Atlantic Forest (Dias and Oliveira, 2015). This recognition restricts real estate and agricultural expansion into natural areas but is also imperiling local communities' livelihoods and limits their access to zones in the forest. With that, rural communities are getting more isolated (Hanazaki et al., 2007).

Preservation of biodiversity in local territories is largely prioritized, with some areas (e.g. Sustainable Development Reserves) designated for continued anthropic use (e.g. agriculture by local inhabitants; Dias and Oliveira, 2015). This hinders *Caiçara* smallholders in the countryside of Cananéia to continue practicing swidden agriculture as they did for centuries (Jung et al., 2017). The protected status of the area, which makes sustainable swidden agriculture difficult to maintain (e.g. by reduction of fields available for rotation), paradoxically, contributes to fast land degradation. This process likely happens globally but is a fact that many policymakers tend to overlook (Shiferaw et al., 2009). Next to land degradation the process likely also accelerates rural impoverishment (Lawrence et al., 2010; van Vliet et al., 2012).

Conservation policies should be in-line with the local context in order to have the desired outcome (Jung et al., 2017). Otherwise, we risk blaming innocent smallholders for forest degradation, which they, in fact, frequently do not commit. Community farmers are in this specific case just trying to adapt themselves to the new established political ecology (van Vliet et al., 2012). Under restrictive laws and with agricultural products being more accessible in local markets, locals have turned to other economic alternatives abandoning traditional agriculture. In this way the region is suffering a great cultural loss increasing the disconnection with the rest of the nature.

CONCLUSIONS

Fallow period only marginally influenced chemical properties such as pH and Mn, or did have no effect at all on other nutrients, contrary to our hypothesis. After closer investigation we found that time-length difference of secondary succession showed no depletion of the soil nutrients, showing no decrease due to human activities. The impact of swidden agriculture seems therefore limited, suggesting that the system that we observed to date is still sustainable. We further consider chronosequences a valuable method in the analyses of soil properties. However, chronosequences are sensitive to misinterpretation due to spatial differences (such as clay content) in sampling plots. The study site exhibits large spatial variability in texture, which makes demonstrating effects on soils nutrient dynamics more difficult.

External drivers, such as conservation and biodiversity policies, also influence the practice of swidden agriculture in smallholder communities in the countryside of Cananéia. As a consequence, *Caiçaras* often abandon this form of agriculture and enter into more intensive and permanent agricultural practices or illegal forest exploitation. This tendency is likely not only restricted to southeast Brazil, suggesting we can learn from these social-political conditions

globally to sustainably improve smallholder livelihoods. With this case study we want to contribute to changing the negative paradigm of swidden agriculture, by studying smallholder practices in their environment in the pursuit of better understanding and adjusting old technologies such as the fallow duration and cropping cycles.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the smallholder farmers from the Cananéia communities who participated and worked together with us during the fieldwork. We further thank the Cananéia team of *Fundação Florestal* of São Paulo State for their cooperation in this project. We are also grateful for the support given by the Instituto Oceanográfico from the University of São Paulo who gave us field support and shelter in Cananéia. We want to acknowledge the support of the Forest Ecophysiology and Silviculture Lab (LEFS/USP) team in the fieldwork, especially Ciro O. Ribeiro, Gabriella S. Ribeiro and Ayumi Emura. Finally, we thank two anonymous reviewers for constructive suggestions on an earlier version of this manuscript.

REFERENCES

Aboim, M. C., Coutinho, H. L., Peixoto, R. S., Barbosa, J. C., Rosado, A. S., 2008. Soil bacterial community structure and soil quality in a slash-and-burn cultivation system in Southeastern Brazil. App. Soil Ecol. 38, 100-108. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.09.004

Abreu, Z., Llambí, L. D., Sarmiento, L., 2009. Sensitivity of soil restoration indicators during Páramo succession in the high tropical Andes: chronosequence and permanent plot approaches. Restor. Ecol. 17, 619-627. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00406.x

Ab'Sáber, A. N., 2000. Fundamentos da geomorfologia costeira do Brasil inter e subtropical. Rev. Bras. Geomorf. 1, 27-43. http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v1i1.67

Alarcon, G. G., Fantini, A. C., Salvador, C. H., 2016. Local Benefits of the Atlantic Forest: Evidences from Rural Communities in Southern Brazil. Ambient. Soc. 19, 87-112. https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC136361V1932016

Altieri, M. A., 1991. How best can we use biodiversity in agroecosystems? Outlook Agr. 20, 15-23. https://doi.org/10.1177/003072709102000105

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol. Z. 22, 711-728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

Appanna, V. D., Huang, J., Prusak-Sochaczewski, E., Pierre, M. S., 1995. Microbial adaptation to aluminum. Biotechnol. Prog. 11, 159-163. https://doi.org/10.1021/bp00032a007

Barlow, J., Gardner, T. A., Ferreira, L. V., Peres, C. A., 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. For. Ecol. Manag. 247, 91-97. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.017

Beckerman, S., 1983. Does the swidden ape the jungle? Hum. Ecol. 11, 1-12. https://doi.org/10.1007/BF00891227

Béliveau, A., Lucotte, M., Davidson, R., do Canto Lopes, L. O., Paquet, S., 2009. Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. Sci. Total Environ. 407, 4480-4489. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.012

Berg, B., 2014, Decomposition patterns for foliar litter–a theory for influencing factors. Soil Biol. Biochem. 78, 222-232. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005

Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. The Nature and Properties of Soils. Fourteenth. Prentice Hall/Pearson Education

Chander, K., Goyal, S., Nandal, D. P., Kapoor, K. K., 1998. Soil organic matter, microbial biomass and enzyme activities in a tropical agroforestry system. Biol. Fertil. Soils 27, 168-172. https://doi.org/10.1007/s003740050416

Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1479-1486. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x

CIIAGRO, 2019. Portal Agrometeorológico e Hidrológico do Estado de São Paulo. Centro integrado de informações agrometeorológicas, Instituto Agronômico. http://www.ciiagro.org.br (August 6, 2020)

Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? Glob. Chang. Biol. 19, 988-995. https://doi.org/10.1111/gcb.12113

Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H., & Parton, W. J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. Nat. Geosci. 8, 776-779. https://doi.org/10.1038/ngeo2520

Condominas, G., 2009. Anthropological reflections on swidden change in Southeast Asia. Hum. Ecol. 37, 265-267. https://doi.org/10.1007/s10745-009-9248-z

Cramb, R. A., Colfer, C. J. P., Dressler, W., Laungaramsri, P., Le, Q. T., Mulyoutami, E., Peluso, N. L, Wadley, R. L., 2009. Swidden transformations and rural livelihoods in Southeast Asia. Hum. Ecol. 37, 323-346. https://doi.org/10.1007/s10745-009-9241-6

da Silva, J.M.C. Casteleti, C. H. M., 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. CABS and Island Press, Washington, 43-59.

Dias, R. L., Oliveira, R. C. D., 2015. Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do estado de São Paulo. Soc. Nat. 27, 111-123. https://doi.org/10.1590/1982-451320150108

Ewel, J. J., 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. J. Ecol. 293-308. Doi: 10.2307/2258696

Farella, N., Lucotte, M., Davidson, R., Daigle, S., 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. Sci. Total Environ. 368, 19-29. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.025

Foster, N. W., Bhatti, J. S., 2006. Forest ecosystems: nutrient cycling. Encyclopedia of soil science, 1, 718-721. Doi: 10.1081/E-ESS-120001709

Fox, J., Fujita, Y., Ngidang, D., Peluso, N., Potter, L., Sakuntaladewi, N., Thomas, D., 2009. Policies, political-economy, and swidden in Southeast Asia. Hum. Ecol. 37, 305-322. https://doi.org/10.1007/s10745-009-9240-7

George, E., Horst, W. J., Neumann, E., 2012. Adaptation of plants to adverse chemical soil conditions. In Marschner's mineral nutrition of higher plants, Academic Press 409-472. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00017-0

Giardina, C. P., Sanford, R. L., Døckersmith, I. C., 2000. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 399-405. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641399x

Guedes, D., Barbosa, L.M., Martins, S.E, 2006. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de Restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. Acta Bot. Bras. 20, 299-311. https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000200006

Hanazaki, N., Castro, F. D., Oliveira, V. G., Peroni, N., 2007. Between the sea and the land: the livelihood of estuarine people in southeastern Brazil. Ambient. Soc. 10, 121-136 https://doi.org/10.1590/S1414-753X2007000100008

Hattori, D., Sabang, J., Tanaka, S., Kendawang, J. J., Ninomiya, I., Sakurai, K., 2005. Soil characteristics under three vegetation types associated with shifting cultivation in a mixed dipterocarp forest in Sarawak, Malaysia. Soil Sci. Plant Nutr. 51, 231-241. https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2005.tb00027.x

Heinimann, A., Mertz, O., Frolking, S., Egelund Christensen, A., Hurni, K., Sedano, F., … Hurtt, G., 2017. A global view of shifting cultivation: Recent, current, and future extent. PLoS One 12, e0184479. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184479

Huffman, E. L., MacDonald, L. H., Stednick, J. D., 2001. Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. Hydrol. Process. 15, 2877-2892. https://doi.org/10.1002/hyp.379

Hölscher, D., Ludwig, B., Möller, R. F., Fölster, H. 1997. Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 153-163. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00077-7

Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Kuyper, T. W., Bongers, F., 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. J. Ecol. 103, 67-77. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298

Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C., Bongers, F., Kuyper, T. W, 2016. Swiddens under transition: consequences of agricultural intensification in the Amazon. Agric. Ecosyst. Environ. 218, 116-125. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.013

Jung, S., Rasmussen, L. V., Watkins, C., Newton, P., Agrawal, A., 2017. Brazil's national environmental registry of rural properties: implications for livelihoods. Ecol. Econ. 136, 53-61. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.004

Kallenbach, C. M., Grandy, A. S., Frey, S. D., Diefendorf, A. F., 2015. Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation. Soil Biol. Biochem. 91, 279-290. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.005

Kendawang, J. J., Tanaka, S., Ishihara, J., Shibata, K., Sabang, J., Ninomiya, I., ... Sakurai, K., 2004. Effects of shifting cultivation on soil ecosystems in Sarawak, Malaysia: I. Slash and burning at Balai ringin and Sabal experimental sites and effect on soil organic matter. Soil Sci. Plant Nutr. 50, 677-687. https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408524

Kleinman, P. J., Pimentel, D., Bryant, R. B., 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 52, 235-249. https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)00531-I

Lawrence, D., Radel, C., Tully, K., Schmook, B., Schneider, L., 2010. Untangling a decline in tropical forest resilience: constraints on the sustainability of shifting cultivation across the globe. Biotropica 42, 21-30. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00599.x

Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. Nature 528, 60-68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Lessa, A. S., Anderson, D. W., Moir, J. O., 1996. Fine root mineralization, soil organic matter and exchangeable cation dynamics in slash and burn agriculture in the semi-arid northeast of Brazil. Agric. Ecosyst. Environ. 59, 191-202. https://doi.org/10.1016/0167-8809(96)01044-4

Lima, R. A. F., Oliveira, A. A., Martini, A. M. Z., Sampaio, D., Souza, V. C., Rodrigues, R. R., 2011. Structure, diversity, and spatial patterns in a permanent plot of a high Restinga forest in Southeastern Brazil. Acta Bot. Bras. , 25, 633-645. https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300017

Loranger-Merciris, G., Imbert, D., Bernhard-Reversat, F., Ponge, J. F., Lavelle, P., 2007. Soil fauna abundance and diversity in a secondary semi-evergreen forest in Guadeloupe (Lesser Antilles): influence of soil type and dominant tree species. Biol.Fertil. Soils 44, 269-276. https://doi.org/10.1007/s00374-007-0199-5

Ma, J. F., Ryan, P. R., Delhaize, E., 2001. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids. Trends Plant Sci. 6, 273-278. https://doi.org/10.1016/S1360-1385(01)01961-6

Magnago, L. F. S, Martins, S. V., Schaefer, C. E. G. R, Neri, A. V., 2010. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de Restinga no sudeste do Brasil. Acta Bot. Bras. 24, 734-746. https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000300017

Marín-Spiotta, E., Sharma, S., 2013. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. Glob. Ecol. Biogeogr.. 22, 105-117 https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00788.x

Mataix-Solera, J., Doerr, S. H., 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. Geoderma 118, 77-88. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00185-X

McKenzie, R. 2003. Soil pH and plant nutrients. AGRI-FACTS, Practical information for Alberta's agriculture industry. http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex6607/$file/soilph.pdf?OpenElement (March 29, 2019)

Mendoza-Vega, J., Messing, I., 2005. The influence of land use and fallow period on the properties of two calcareous soils in the humid tropics of southern Mexico. Catena 60, 279-292. https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.12.002

Mertz, O., 2009. Trends in shifting cultivation and the REDD mechanism. Curr. Opin. Environ. Sustain. 1, 156-160. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.002

Monteiro, R., Cesar, O., 1995. Spatial patterns or trees in the Picinguaba coastal sandy forest (state of Sao-Paulo, Brazil)., Arquivos de Biologia E Tecnologia, 533-540. http://hdl.handle.net/11449/32992

Morellato, L. P. C., Haddad, C. F., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32, 786-792. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00618.x

Nelson, D. W., Sommers, L., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties, 9, 539-579. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29

Obale-Ebanga, F., Sevink, J., de Groot, W. D., Nolte, C. 2003. Myths of slash and burn on physical degradation of savannah soils: impacts on Vertisols in north Cameroon. Soil Use Manage. 19, 83-86. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00284.x

Okore, I. K., Tijani-Eniola, H., Agboola, A. A., Aiyelari, E. A., 2007. Impact of land clearing methods and cropping systems on labile soil C and N pools in the humid zone Forest of Nigeria. Agric. Ecosyst. Environ. 120, 250-258. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.011

Oliveira, T. A., 2004. Compartimentação fisiográfica aplicada à avaliação de terrenos - subsídio ao planejamento territorial do município de Cananéia. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. http://hdl.handle.net/11449/92834.

Pedroso Jr., N. N., Adams, C., and Murrieta, R. S. S., 2009. Slash and-burn agriculture: a system in transformation. In Lopes, P., and Begossi, A. (eds.), Current Trends in Human Ecology. Cambridge Scholars Press, Newcastle upon Tyne, pp. 12–34

Peroni, N., Hanazaki, N., 2002. Current and lost diversity of cultivated varieties, especially cassava, under swidden cultivation systems in the Brazilian Atlantic Forest. Agric. Ecosys. Environ. 92, 171-183. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00298-5

Peroni, N., Martins, P. S., 2000. Influência da dinâmica agrícola itinerante na geração de diversidade de etnovariedades cultivadas vegetativamente. Interciencia. 25, 22-29. ISSN: 03781844

Peters, W. J., Neuenschwander, L. F. , 1988. Slash and burn: farming in the Third World forest. University of Idaho Press.

Powers, J. S., Marín-Spiotta, E., 2017. Ecosystem processes and biogeochemical cycles in secondary tropical forest succession. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 48, 497-519. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022944

Raij, B. van, Andrade, J. C., Cantarella, H., Quaggio, J. A., 2001. Análise Química Para Avaliação Da Fertilidade de Solos Tropicais [Chemical analysis for tropical soils]. Campinas: Instituto Agronômico, p. 285.

Raij, B. van., Cantarella, H., Quaggio, J.A., Furlani, A.M.C., 1996. Recomendações de Adubação e Calagem Para o Estado de São Paulo, 2 [Fertilizer recomendation for São Paulo State]. InstitutoAgronômico & Fundação IAC, Campinas

Reganold, J. P., Wachter, J. M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. Nat. Plants 2, 1-8. https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221

Ribeiro Filho, A.A., Adams, C., Murrieta, R.S.S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciênc. Hum. 8, 693-727. https://doi.org/10.1590/S1981-81222013000300013

Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Manfredini, S., Aguilar, R., Neves, W. A., 2015. Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics: a meta-analysis. Soil Use Manag. 31, 474-482. https://doi.org/10.1111/sum.12224

Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Manfredini, S., Munari, L. C., da Silva Junior, J. A., Ianovali, D., Neves, W. A., 2018. Dynamics of the soil fertility in quilombola shifting cultivation communities of the Atlantic Rainforest, Brazil. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciênc. Nat. 13, 79-106. https://boletimcn.museu-goeldi.br/bcnaturais/article/view/370

Rossi, M., 2017. Mapa Pedológico Do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado. Instituto Florestal. http://iflorestal.sp.gov.br/2017/09/26/mapa-pedologico-do-estado-de-sao-paulo-revisado-e-ampliado/ (March 28, 2019).

SAS Institute, 2018. JMP pro 14.0.1. SAS institute, Cary, North Carolina, USA.

Shiferaw, B. A., Okello, J., Reddy, R. V., 2009. Adoption and adaptation of natural resource management innovations in smallholder agriculture: reflections on key lessons and best practices. Environ. Dev. Sustain. 11, 601-619. https://doi.org/10.1007/s10668-007-9132-1

Siahaya, M. E., Hutauruk, T. R., Aponno, H. S., Hatulesila, J. W., Mardhanie, A. B., 2016. Traditional ecological knowledge on shifting cultivation and forest management in East Borneo, Indonesia. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv Manag. 12, 14-23. https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1169559

Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S. J., Gregorich, E. G., ... Paustian, K., 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1981-1987. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1981

Smeck, N. E., 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes., Geoderma 36, 185-199. https://doi.org/10.1016/0016-7061(85)90001-1

Soil Science Division Staff, 2017. Soil survey manual. C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, D.C. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054262.

Sommer, R., Vlek, P. L., de Abreu Sá, T. D., Vielhauer, K., Coelho, R. D. F. R., Fölster, H., 2004. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon–evidence for subsoil nutrient accumulation. Nutr. Cycling Agroecosyst. 68, 257-271. https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000019470.93637.54

Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., ... Sumner, M. E., 1996. Soil pH and soil acidity. Methods of soil analysis. Part, 3, 475-490.

Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., Corre, M. D., 2020. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. Nat. Rev. Earth Environ., 1, 590-605. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5

Visscher, A. M., Vanek, S., Meza, K., de Goede, R. G., Valverde, A. A., Ccanto, R., ... Fonte, S. J., 2020. Eucalyptus and alder field margins differ in their impact on ecosystem services and biodiversity within cropping fields of the Peruvian Andes. Agric. Ecosyst. Environ. 303, 107107 https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107107

van Vliet, N., Mertz, O., Heinimann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., ... Castella, J. C., 2012. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: a global assessment. Global Environ. Chang. 22, 418-429. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.009

Wright, R. J., 1989. Soil aluminum toxicity and plant growth. Commun. Soil Sci. Plant 20, 1479-1497. https://doi.org/10.1080/00103628909368163

Table 1. Mean values for soil chemical properties of chronosequences sampled, at a depth of 0-10 cm, in the ombrophilous forest formations between December 2018 and April 2019 in the Bairro Santa Maria, Cananéia municipality of the Atlantic Forest in Southeast Brazil. Numbers in bold are mean values, numbers between parentheses are standard errors, linear regression (n=16) *P*-values are given for the impact of fallow age (t) and the clay content (c) by fallow age interaction (t x c). *P*-values highlighted are significant interactions ($P < 0.05$).

Soil properties	Units	Adequate range*	Ombrophilous forest								*P*-value	
			Fallow period (years)									
			5	10	15	20	30	40	60	Preserved forest (100)	Time (t)	t x c
pH		> 5	**3.9** (0.04)	**3.7** (0.00)	**3.9** (0.00)	**4.0** (0.07)	**3.7** (0.08)	**3.8** (0.05)	**3.7** (0.07)	**3.6** (0.04)	**0.047**	0.770
SOM	g kg^{-1}	>20	**48.0** (3.54)	**44.3** (1.67)	**53.3** (3.18)	**59.7** (6.12)	**44.0** (1.61)	**59.3** (5.24)	**52.5** (2.64)	**48.1** (2.33)	0.939	0.587
$_{resina}$P	mg kg^{-1}	> 13	**7.3** (1.26)	**8.3** (0.67)	**9.7** (1.45)	**11.7** (1.20)	**6.8** (0.60)	**10.8** (2.41)	**7.0** (0.77)	**8.2** (0.90)	0.279	0.618
K	$mmol_c$ dm^{-3}	> 1.6	**1.9** (0.12)	**0.8** (0.12)	**1.6** (0.24)	**1.5** (0.00)	**0.8** (0.13)	**1.4** (0.19)	**1.3** (0.17)	**0.9** (0.09)	0.123	0.945
Ca	$mmol_c$ dm^{-3}	>4	**9.5** (0.50)	**2.0** (0.58)	**5.7** (0.67)	**1.0** (0.00)	**5.5** (2.08)	**1.7** (0.21)	**2.8** (0.31)	**2.4** (0.39)	0.379	0.357
Mg	$mmol_c$ dm^{-3}	>5	**7.8** (0.65)	**2.7** (0.33)	**7.7** (1.20)	**1.3** (0.33)	**6.3** (1.91)	**1.8** (0.31)	**4.2** (0.70)	**2.5** (0.38)	0.931	0.807
Al	$mmol_c$ dm^{-3}	<5	**13.0** (2.18)	**12.3** (0.67)	**13.7** (0.67)	**39.0** (2.08)	**15.0** (0.89)	**25.0** (5.29)	**14.5** (1.12)	**15.5** (2.29)	0.719	0.556
CEC	$mmol_c$ dm^{-3}	-	**158.5** (15.95)	**131.3** (4.91)	**160.0** (6.66)	**153.6** (9.28)	**165.7** (5.97)	**154.8** (3.87)	**161.3** (4.78)	**142.5** (7.32)	0.061	0.061
S	mg kg^{-1}	>5	**7.2** (0.70)	**4.3** (0.33)	**5.0** (0.000	**10.0** (0.58)	**7.2** (1.56)	**9.8** (1.30	**5.5** (0.50)	**7.5** (1.11)	0.665	0.852
Cu	mg kg^{-1}	> 0.3	**0.9** (0.19)	**0.2** (0.02)	**1.1** (0.34)	**0.2** (0.00)	**1.1** (0.46)	**0.2** (0.00)	**0.3** (0.05)	**0.5** (0.12)	0.703	0.074
Fe	mg kg^{-1}	>5	**103.9** (7.80)	**194.1** (5.09)	**94.4** (11.24)	**101.7** (11.20)	**188.1** (37.86)	**162.7** (18.70)	**143.2** (31.45)	**189.90** (21.66)	0.105	0.519
Zn	mg kg^{-1}	>0.6	**2.6** (0.22)	**1.5** (0.13)	**2.0** (0.21)	**0.8** (0.06)	**1.6** (0.16)	**1.2** (0.19)	**1.6** (0.16)	**1.6** (0.13)	0.225	0.073
Mn	mg kg^{-1}	>1.3	**25.2** (8.35)	**1.4** (0.24)	**34.8** (1.67)	**13.3** (3.55)	**13.9** (5.90)	**4.8** (1.78)	**2.3** (0.43)	**1.9** (0.49)	**0.049**	**0.016**
BD	g.cm^{-3}	<1.6	**0.6** (0.06)	**0.8** (0.05)	**1.1** (0.04)	**0.6** (0.01)	**0.7** (0.03)	**0.6** (0.07)	**0.8** (0.07)	**1.0** (0.08)	0.898	0.079

* Adequate ranges of soil nutrients to support production in conventional agriculture (Raij et al. 1996).

Table 2. Soil nutrient stocks (Mg.ha-1) and ratios of two chronosequences high (±40%) and medium (±25%) in clay content on the first soil layer (0-10 cm). Soil samples were collected in the period of December 2018 – April 2019 under ombrophilous forest formations in the Atlantic Forest of southeast Brazil. linear regression *P*-values are given for the impact of fallow age (*t*) on the different nutrient stocks.

	fallow period	**Texture***	**N-stock**	**C-stock**	**C:N ratio**
	years	*%*	*Mg.ha^{-1}*		-
High clay content	0	(42/37/21)	2.84	23.67	8.3
	5	(43/40/16)	1.69	17.02	10.1
	10	(40/41/18)	4.23	41.16	9.7
	30	(42/38/20)	1.15	16.55	14.4
	40	(35/12/52)	2.09	30.15	14.4
	preserved forest (100)	(34/18/48)	2.02	17.65	8.7
Medium clay content	5	(25/18/57)	1.37	13.12	9.6
	10	(26/26/58)	1.60	19.55	12.2
	30	(23/66/70)	1.88	18.45	9.8
	40	(26/13/60)	1.39	17.65	12.7
	60	(23/16/60)	1.58	20.09	12.8
	preserved forest (100)	(24/9/67)	2.49	24.87	10.0
P-values (t)		-	*0.827*	*0.885*	*0.964*

* (clay/silt/sand)

FIGURES

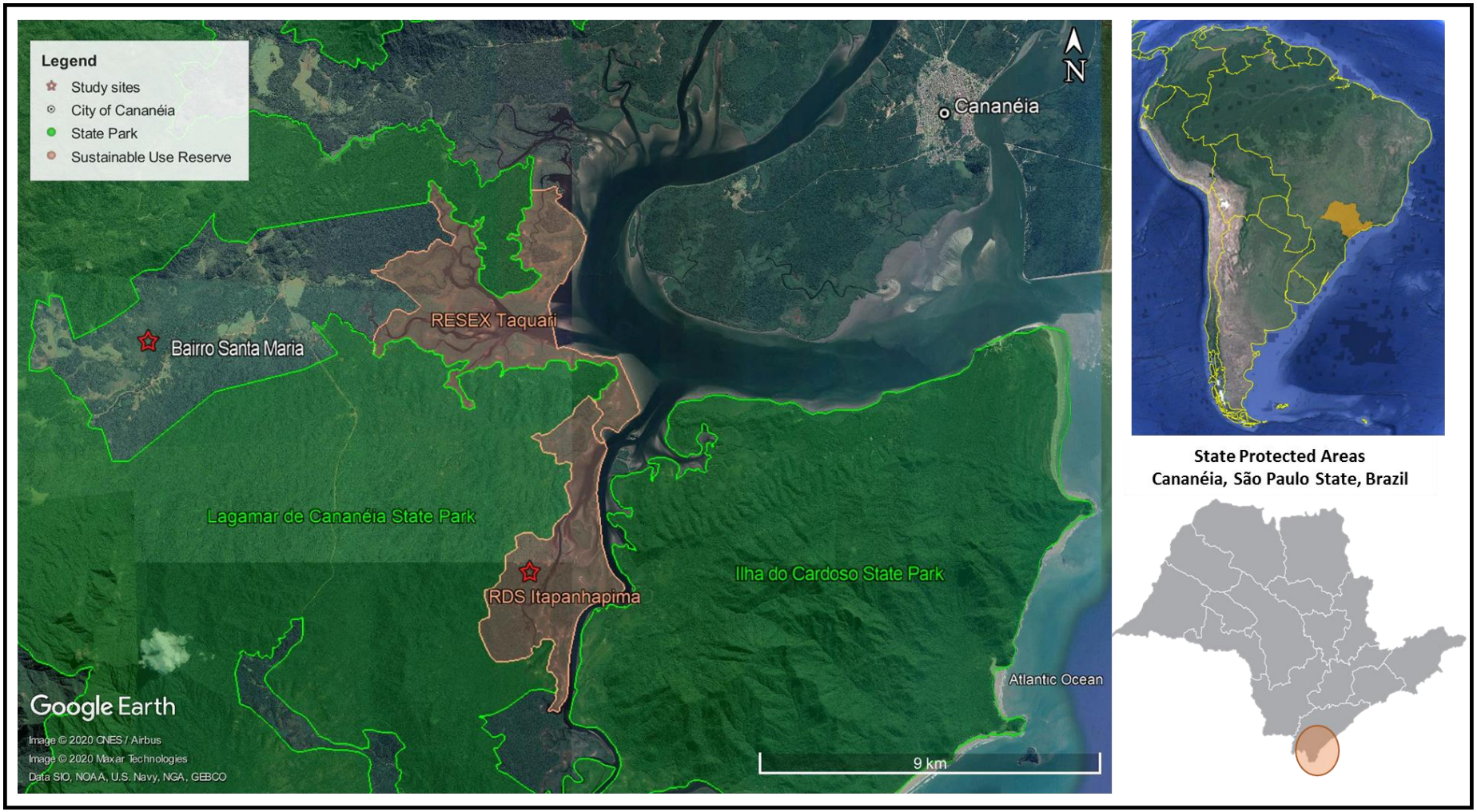


Figure 1. Lay-out sampling area in Cananéia, Sao Paulo, Brazil. Sampling took place at the area of the red stars. The ecosystem surrounding Bairro Santa Maria is characterized by ombrophilous forest formations and around RDS Itapanhapima extractive reserve by Restinga forest formations.

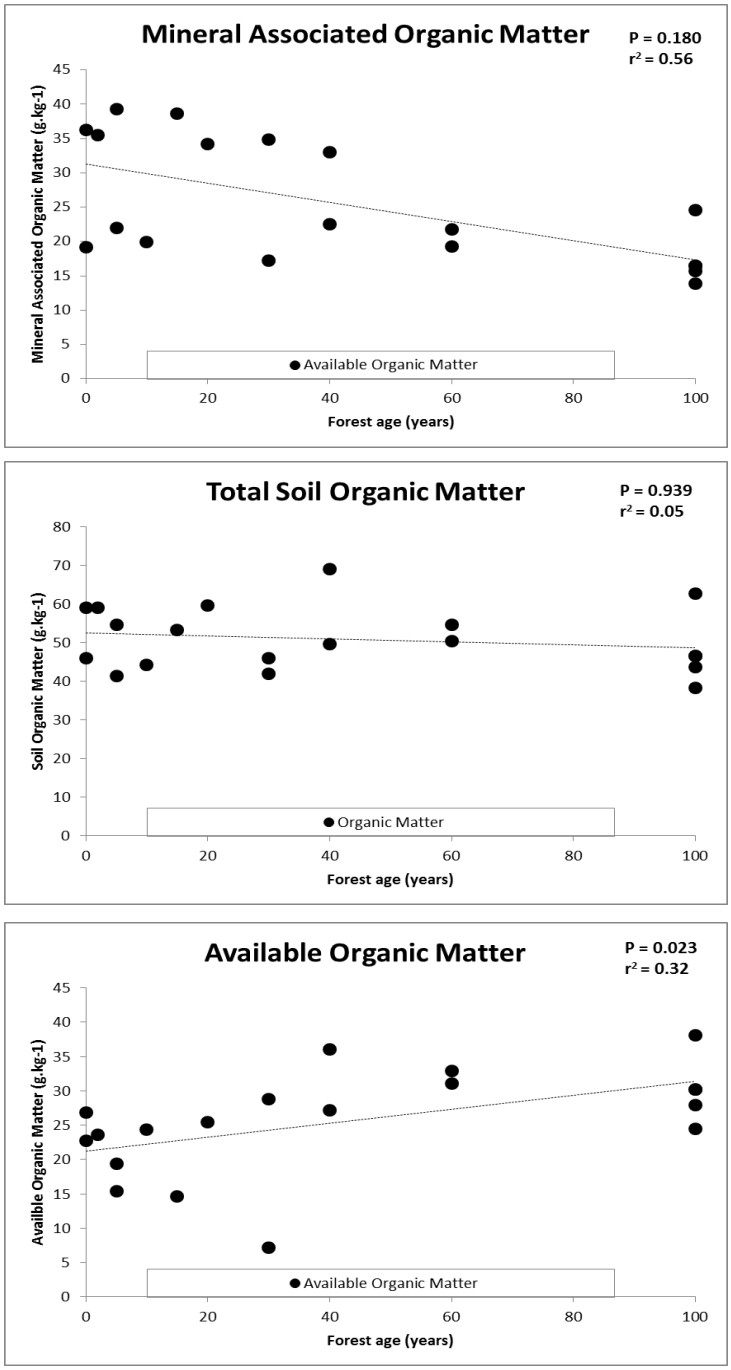


Figure 2. Soil organic matter dynamics in the first soil layer (0-10 cm) from secondary ombrophilous forest plots of which fallows varied in age. Mineral associated organic matter rates (MAOM; A), total soil organic matter rates (SOM; B) and available organic matter rates (AOM; C) are being displayed. Linear regression showed significant interaction between succession age and the amount of available organic matter available. Sampling occurred in the period of December 2018 – April 2019 in the Atlantic Forest of southeast Brazil.

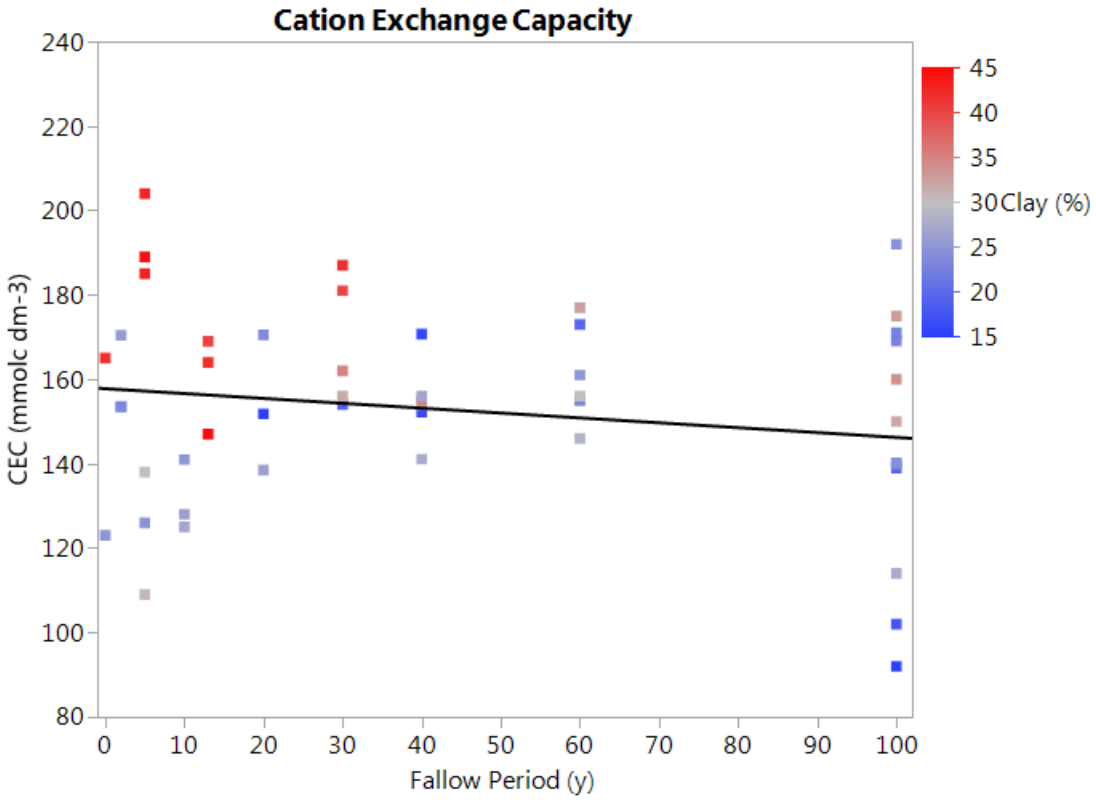


Figure 3. Cation exchange capacity (CEC) values from the first soil layer (0 – 10 cm) taken from secondary ombrophilous forest plots varying in age. Clay content in these forest patches varied and is account for by using a color scale, blue marks represent lower clay contents and red marks represent higher clay contents. The *P*-value and R^2 are given for the significant CEC by clay correlation. Sampling occurred in the period of December 2018 – April 2019 in the Atlantic Forest of southeast Brazil.

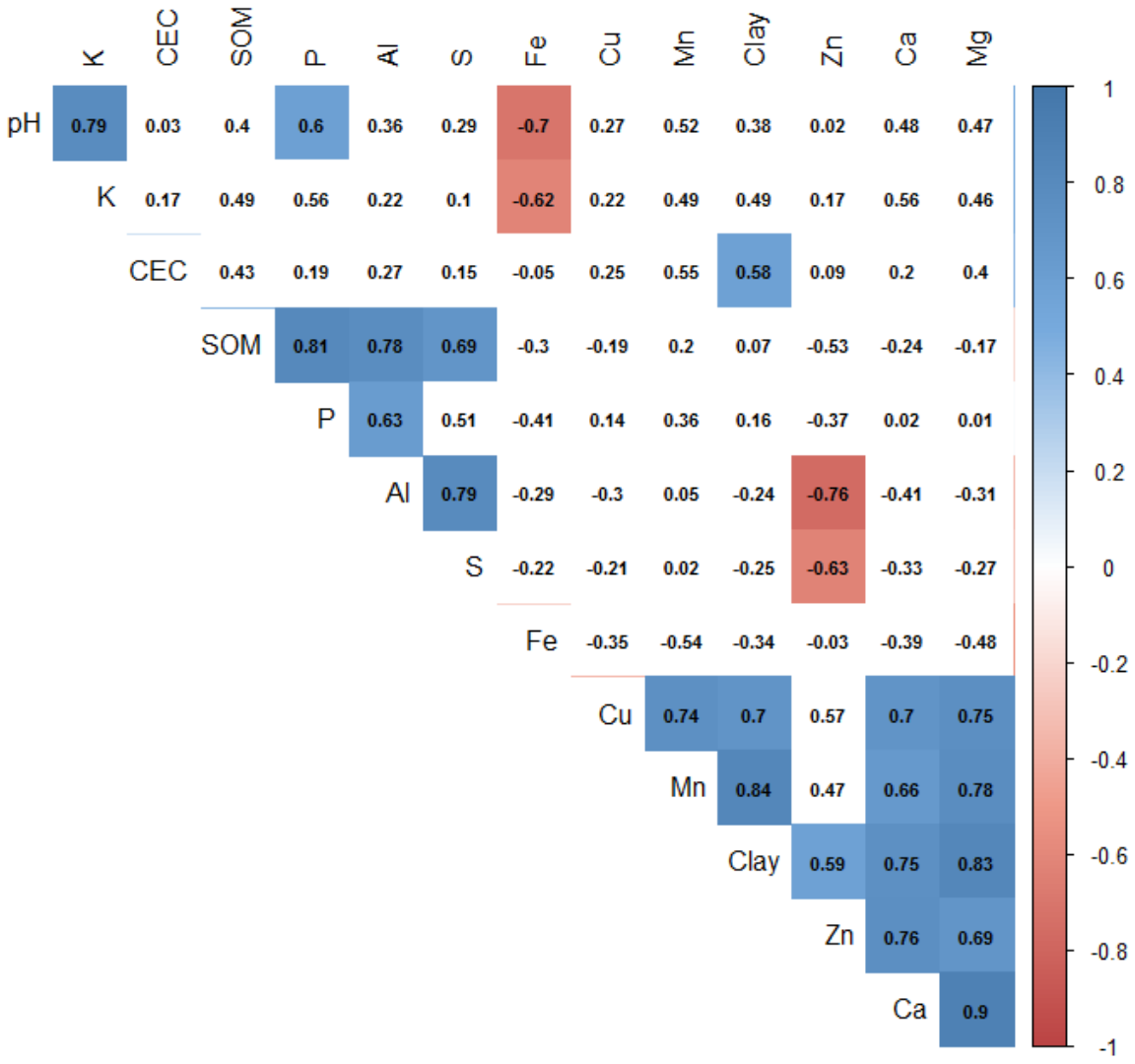


Figure 4. Pearson correlation test of soil chemical properties until 10 cm depth (n = 19) under ombrophilous forest formations in the Atlantic Forest of southeast Brazil. Blue and red circles represent significant positive or negative correlation between properties in the soil. Blank grids are left out as these correlations were insignificant. Variables included are: cation exchange capacity (CEC), soil organic matter (SOM), pH, Resina-P (P), exchangeable K, Ca, Mg, S, potential available Cu, Fe, Mn, Zn and clay content.

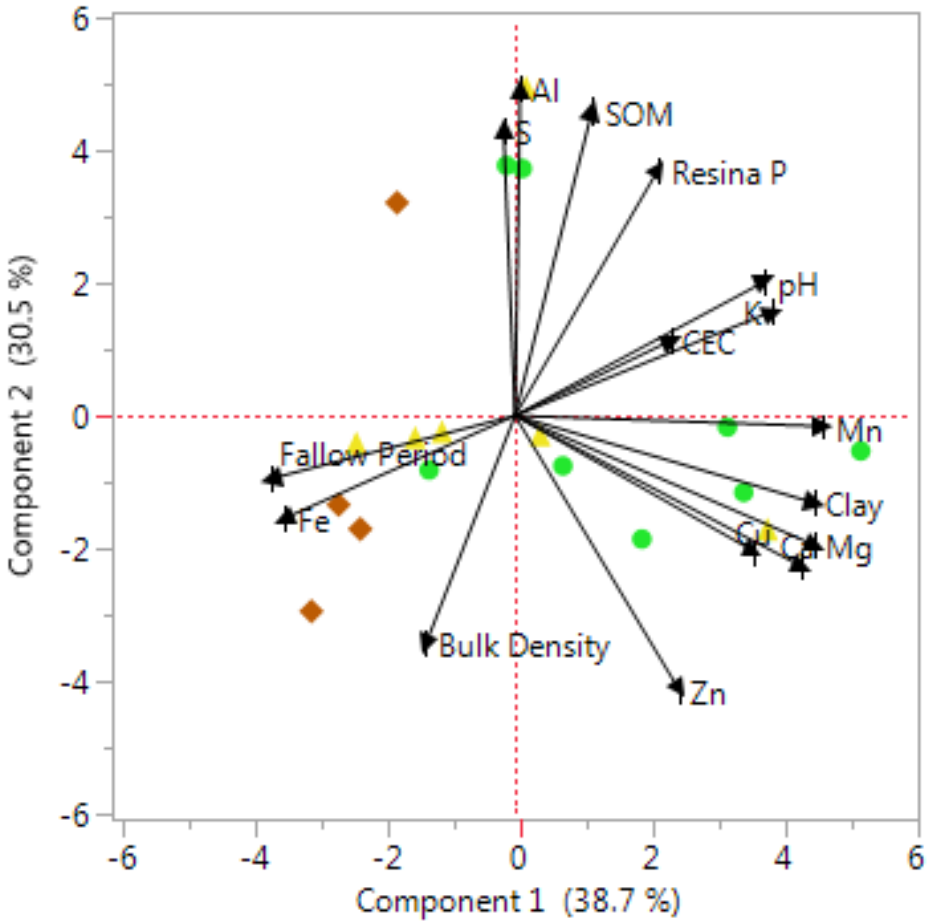


Figure 5. Bi-plot showing how fallow period and clay content relate to different soil chemical properties. Samples were taken at a depth of 10 cm from ombrophilous forest plots varying in fallow period in the Atlantic Forest of southeast Brazil. Principal components 1 and 2 explain 38.7% and 30.5% of total variation, respectively. See table 1 for additional description of abbreviations. *Green circles* are samples of early succession stages (<20 years), *yellow triangles* are samples from moderate succession stages (20-60 years) and *brown squares* are samples from late successional stages (> 60 years)

APÊNDICE C – DENDROGRAMAS DE SIMILARIDADE DAS COMUNIDADES VEGETAIS ESTUDADAS

Figura C-1 Dendrograma de similaridade com base no índice de Bray -Curtis para todas as áreas em pousio e fragmentos de floresta nas formações vegetais Floresta de Restinga (áreas iniciadas com a letra R) e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (áreas identificadas com a inicial “O”).

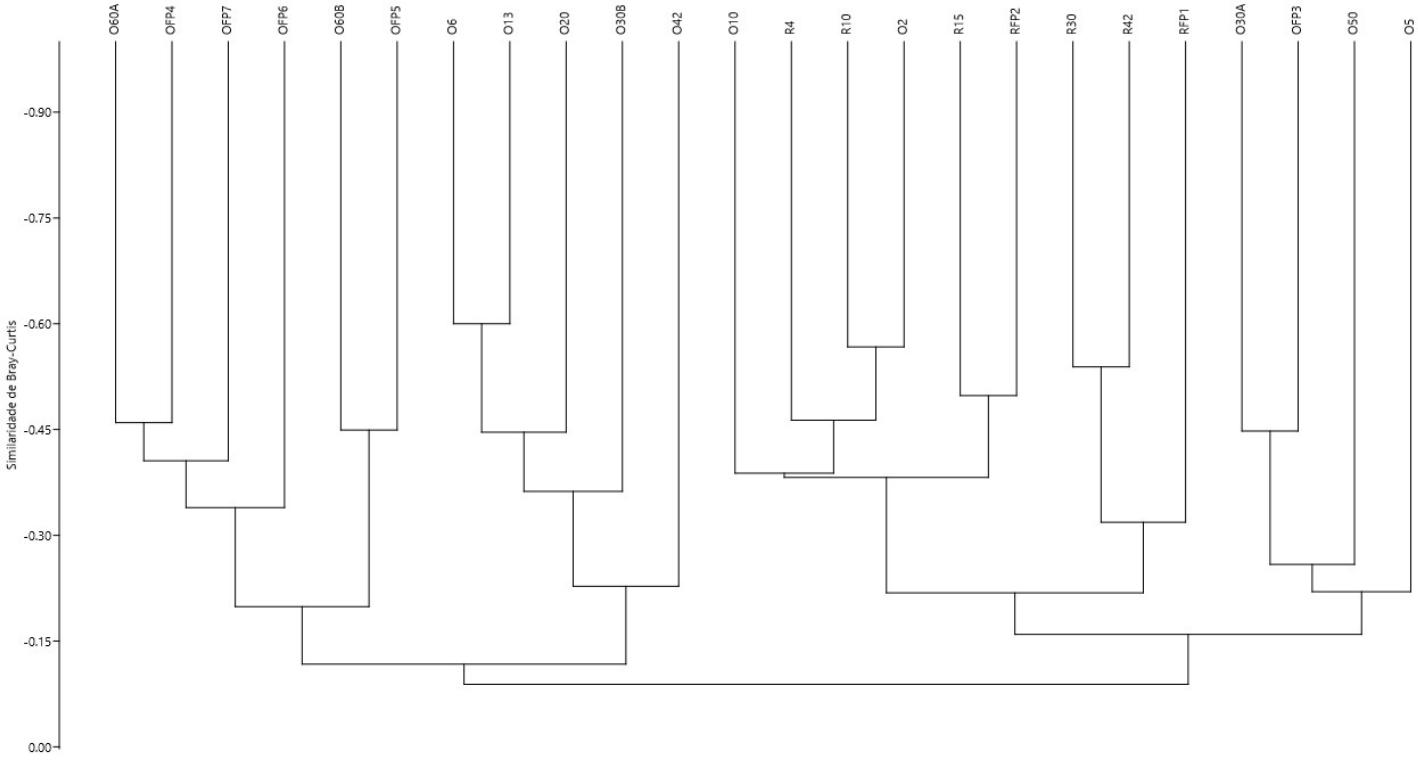
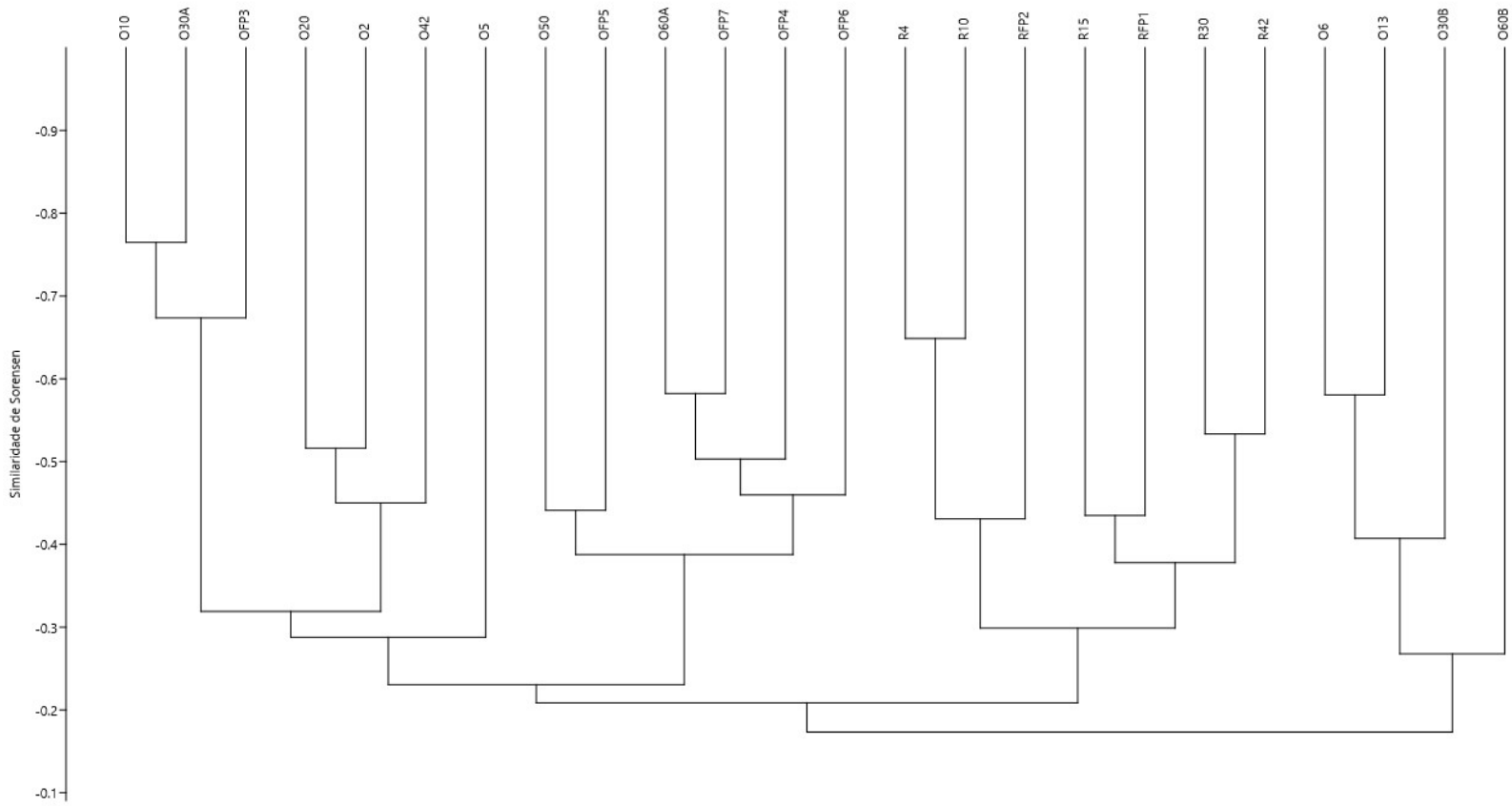


Figura C-2 Dendrograma de similaridade com base no coeficiente de Sørensen para todas as áreas em pousio e fragmentos de floresta nas formações vegetais Floresta de Restinga (áreas iniciadas com a letra R) e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (áreas identificadas com a inicial “O”).



APÊNDICE D – CURVAS DE RAREFAÇÃO DAS ÁREAS ESTUDADAS

Figura D1 – Curvas de rarefação de espécies levantadas em áreas com 4 a 42 anos de pousio após cultivo em sistema agrícola itinerante, comparadas a floresta preservada (FP1 e FP2) em matriz de Floresta de Restinga, RDS Itapanhapima, Cananéia – SP.

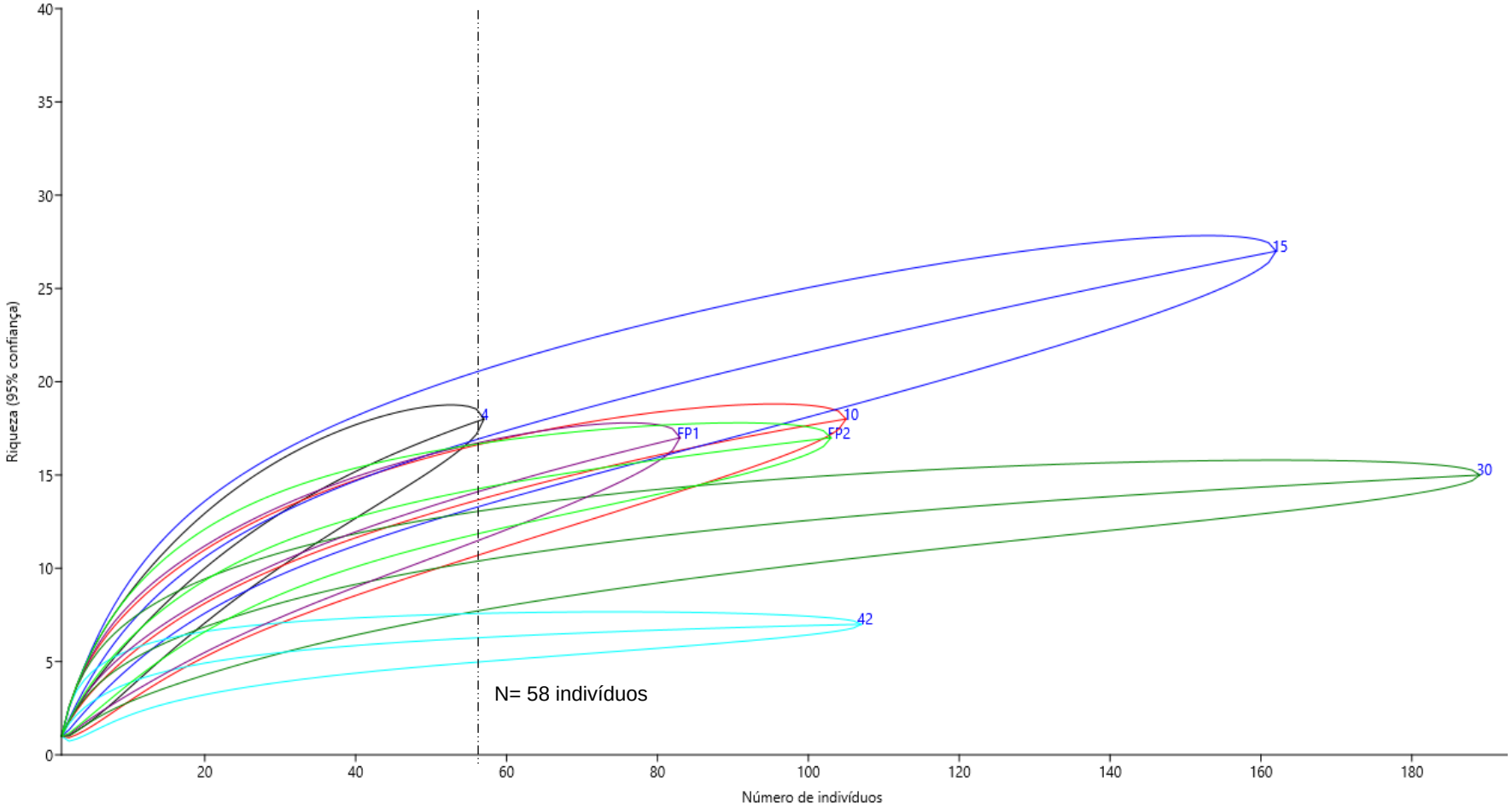
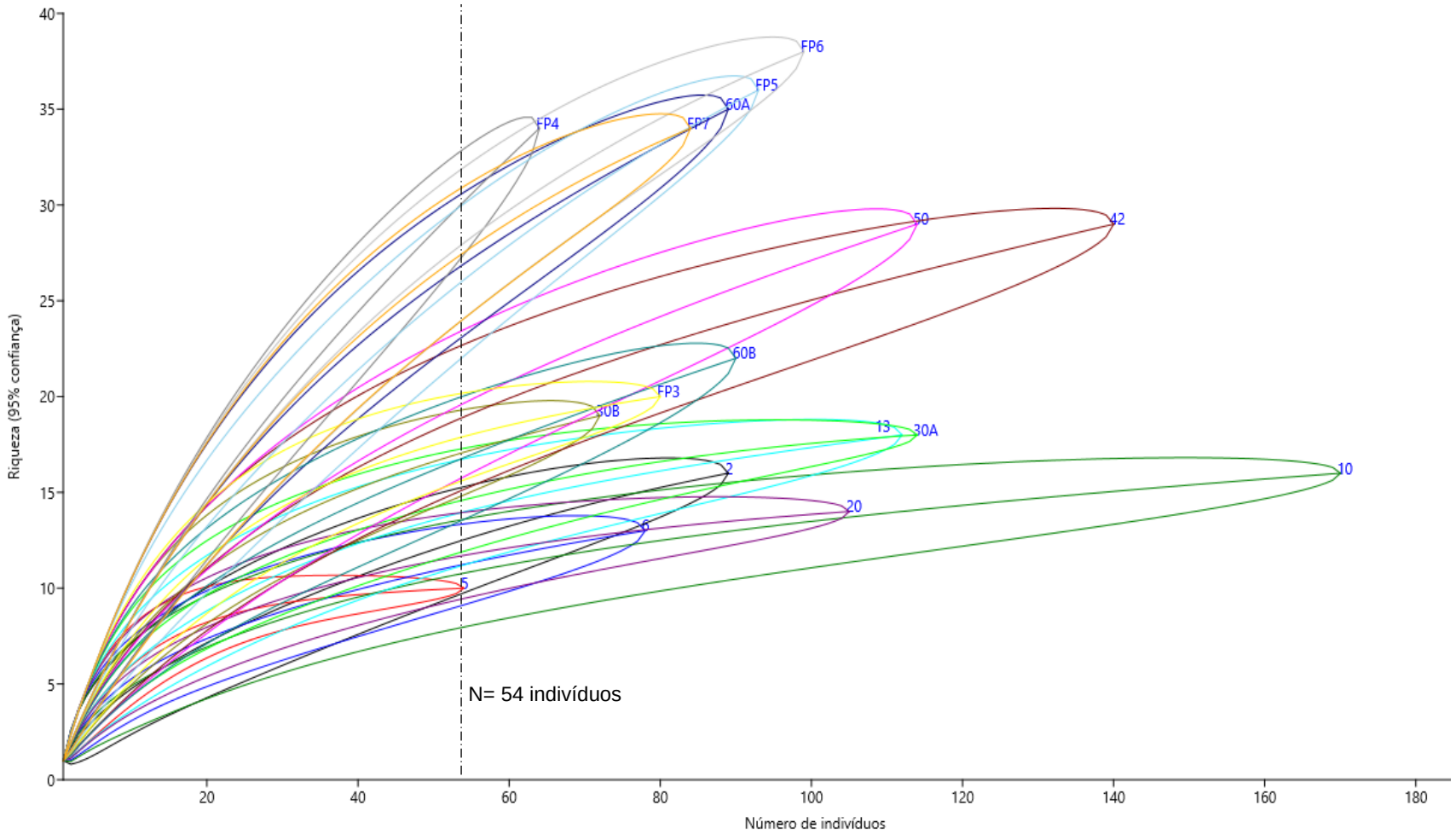



Figura D2 – Curvas de rarefação de espécies levantadas em áreas com 2 a 60 anos de pousio após cultivo em sistema agrícola itinerante, comparadas a floresta preservada (FP 3 a FP7) em matriz de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Bairro Santa Maria, Cananéia – SP.