UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ALEXANDRE ANTUNES RIBEIRO FILHO

Impactos do sistema agrícola itinerante sobre
os solos de remanescente de Mata Atlântica
com uso e ocupação por comunidades
quilombolas no Vale do Ribeira (São Paulo,
Brasil)

Impacts of the Quilombola shifting cultivation
system on Atlantic Forest soils (Vale do
Ribeira, SP, Brazil)

São Paulo

2015

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ALEXANDRE ANTUNES RIBEIRO FILHO

**Impactos do sistema agrícola itinerante sobre
os solos de remanescente de Mata Atlântica
com uso e ocupação por comunidades
quilombolas no Vale do Ribeira (São Paulo,
Brasil)**

**Impacts of the Quilombola shifting cultivation
system on Atlantic Forest soils (Vale do
Ribeira, SP, Brazil)**

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo,
para a obtenção de Título de Doutor em
Ciências, na Área de Ecologia de
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientador: Dr. Walter Alves Neves

Co-orientadora: Dra. Sidneide Manfredini

São Paulo

2015

Ficha Catalográfica

Ribeiro Filho, Alexandre Antunes.

Impactos do sistema agrícola itinerante sobre os solos de remanescente de Mata Atlântica com uso e ocupação por comunidades quilombolas no Vale do Ribeira (São Paulo, Brasil) / Alexandre Antunes Ribeiro Filho ; orientador Walter Alves Neves -- São Paulo, 2015.

382 f.

Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Agricultura Itinerante (Shifting Cultivation). 2. Quilombos. 3. Solos. 4. Sustentabilidade. 5. Mata Atlântica. I. Neves, Walter Alves. II. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia. III. Título.

Comissão Julgadora:

Prof.(a) Dr.(a)

Prof.(a) Dr.(a)

Prof.(a)Dr.(a)

Prof.(a)Dr.(a)

Prof. Dr. Walter Alves Neves

Orientador

Dedicatória

Aos brasileiros
de pele saturada de melanina
descendentes dos escravos
vindos da África

Agradecimentos

Agradeço à Profa. Cristina Adams, inicialmente, pela coordenação do Processo FAPESP (2012/17.651-1), o qual financiou este estudo - cuja Instituição de Fomento à Pesquisa do Estado de São Paulo eu expressei a minha mais sincera gratidão – e por disponibilizar o Laboratório de Ecologia Humana, o qual permitiu a execução desta tese. Agradeço à Profa. Cristina Adams também por acompanhar e participar ativamente do meu desenvolvimento científico desde o ano de 2010, integrando-me ao Grupo de Pesquisa em Ecologia Humana em Florestas Neotropicais, que conta com a sua coordenação, e por acreditar nos meus potenciais e nas minhas capacidades. Por fim, quero agradecer à Profa. Cristina Adams por ter me dado a oportunidade de trabalhar nesta linha de pesquisa, a qual foi de encontro inteiramente aos meus anseios existenciais, e por todo aprendizado que adquiri como ser humano, pelo convívio de todos esses anos com uma pessoa absolutamente justa e humana.

Agradeço ao meu orientador Prof. Walter Neves pela oportunidade de aprender com um grande pesquisador, tão caro para a nossa época, e ao Brasil especialmente, e à sua simplicidade de lidar com os seus discípulos, qualidade encontrada somente nos homens de sabedoria única, como o Professor.

Minha sincera gratidão à minha co-orientadora Profa. Sidneide Manfredini, a SID, pedóloga brilhante, grande responsável pelo delineamento do projeto e a otimização dos trabalhos de campo voltados às coletas de solo. Agradeço também a toda equipe do LABOPED da FFLCH/USP: Prof. Queiroz, Dr. Marcos, Dra. Grace, os doutorandos André e Marcelo, e ao geógrafo Lucas.

Agradeço sinceramente aos moradores de São Pedro e Pedro Cubas de Cima por autorizarem a pesquisa, pelo acolhimento, pela participação nos trabalhos relacionados às roças experimentais e, sobretudo, por todo o conhecimento e o aprendizado que me proporcionaram sobre a Mata Atlântica, a agricultura familiar e as lutas sociais. Agradeço também aos moradores de Pedro Cubas e Ivaporunduva pelo apoio a esta tese.

Expresso meus agradecimentos às instituições governamentais representadas no Vale do Ribeira, as quais foram de fundamental importância para a execução desta tese : à CETESB, em nome do analista ambiental Eduardo (Magal); ao ITESP, em nome de Pedro Lima e a toda sua equipe; e à Fundação Florestal. Agradeço a parceria e a colaboração imprescindíveis do ISA (Instituto Socioambiental), em nome de Nilto Tatto, Raquel Pasinato e Ivy Wiens. Também agradeço ao Marcos Gamberini.

Ao amigo Joaquim Junior agradeço pela grande cooperação neste estudo, pela intensa participação e pela importante companhia nos trabalhos de campo, e pelas longas conversas que propiciaram *insights* valiosos sobre o estudo. Agradeço à Lucia Munari por toda disponibilidade oferecida, pelos mapas valiosos, e por tudo que faz pelo grupo de pesquisa e pelos quilombolas. À Daniela Ianovali agradeço pelo trabalho em equipe que realizamos nas etapas de campo. Um agradecimento

carinhoso ao companheiro Helbert Prado, ao biólogo Ramiro Araujo, ao Jordano Roma e ao grande Rodrigo Elias.

Agradeço a contribuição dos Professores Rui Murrieta, Ramiro Aguilar e Carla Morsello. Ao pesquisador Eduardo Gomes pela generosidade e pela contribuição efetiva no estudo.

Aos meus familiares, inicio agradecendo imensamente aos meus filhos João e Clarice, pois foram eles que me irradiaram de amor e de sentido para fazer deste trabalho a enorme importância que ele tem para toda a nossa família. Aos meus pais que continuam no apoio incondicional. Aos meus irmãos Luís Carlos e Ricardo.

À Adriana Lobo agradeço por possibilitar a manutenção da nossa estrutura familiar enquanto estive ausente, sem a qual não haveria como alcançar este resultado.

À Elaine Queiroz por tudo.

Índice

Capítulo 1. Introdução Geral - Apresentação da Tese e Contextualização da Pesquisa.....	01
1.1. Apresentação da Tese.....	01
1.2. Inserção do Estudo no Âmbito de Pesquisas Prévias no Local.....	07
1.3. Formação das Comunidades Quilombolas no Vale do Ribeira.....	10
1.4. As Comunidades de São Pedro e Pedro Cubas de Cima.....	12
1.5. A Prática da Agricultura Itinerante pelas Comunidades Quilombolas do Vale do Ribeira.....	17
Capítulo 2. Impactos da Agricultura Itinerante sobre os Solos de Florestas Tropicais.....	24
2.1. Os Impactos da Agricultura Itinerante sobre os Solos da Floresta Tropical: uma Revisão.....	25
2.2. Dinâmicas das Propriedades Químicas do Solo em Sistemas Agrícolas Itinerantes nos Trópicos: uma Meta-análise.....	71
Capítulo 3. – Dinâmica da Fertilidade do Solo de Mata Atlântica submetido ao Sistema Agrícola Itinerante de Comunidades Quilombolas do Médio Vale do Ribeira.....	99
3.1. Dinâmica da Fertilidade do Solo na Agricultura Itinerante Praticada por Populações Quilombolas em Remanescente de Mata Atlântica do Médio Vale do Ribeira (SP, Brasil).....	100
3.2. Agricultura Itinerante Quilombola na Mata Atlântica (Vale do Ribeira, SP): um Sistema Mulch-Slash-Burn com Alta Eficiência na Preservação da Fertilidade do Solo.....	161
Capítulo 4 – Avaliação da Sustentabilidade do Sistema Agrícola Itinerante Quilombola (Vale do Ribeira, SP) com base na Dinâmica da Fertilidade do Solo.....	216
4.1. A sustentabilidade do sistema agrícola itinerante quilombola na Mata Atlântica (Vale do Ribeira, SP, Brasil).....	217

4.2. Considerações Finais.....	252
Resumo & Abstract.....	258
Resumo.....	259
Abstract.....	261
Anexos.....	263

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

1.1. APRESENTAÇÃO DA TESE

Esta tese é um estudo de Ecologia Humana realizado no contexto de duas comunidades remanescentes de quilombo da região do Vale do Ribeira (Médio Ribeira, SP). Portanto, avalia as interações socioambientais entre as comunidades humanas e as biológicas que constituem o bioma Mata Atlântica na região. Especificamente, esta interação é investigada a partir da dinâmica da fertilidade dos solos, a qual é um subsídio fundamental para o estabelecimento e a manutenção da atividade agrícola quilombola sob os processos ecológicos desse ecossistema florestal.

O sistema agrícola quilombola baseia-se nos processos ecológicos da floresta (Adams, 2000). Corresponde ao amplamente conhecido Sistema Agrícola Itinerante (SAI), que se utiliza dos processos ecológicos, principalmente aqueles relacionados à sucessão ecológica, para manejar os nutrientes do complexo solo/vegetação da floresta (Nye & Greeland, 1960). Desta forma, o manejo do SAI transfere parte destes nutrientes para a produção de cultivares, destinada à subsistência destas populações: o arroz, o milho, o feijão e a mandioca (Adams, 2000; Pedroso-Junior, 2008; Pedroso-Junior et al., 2008).

Portanto, a principal questão teórica que envolve o SAI é como é possível manter o equilíbrio entre o balanço dos nutrientes mantidos no complexo solo/vegetação da floresta, em face da retirada de parte deles do sistema devido à perturbação antropogênica (Kleinman et al., 1995). Sendo um sistema agrícola milenar, resultado da co-evolução entre comunidades humanas e florestais (Adams, 1994; Clement, 1999; Munari, 2009), o SAI apresenta três etapas de manejo (conversão, cultivo e pousio), as

quais culminam com o processo natural de sucessão ecológica, que garante o equilíbrio entre as entradas e as saídas de nutrientes dos ecossistemas florestais (Ribeiro Filho et al, 2013).

As duas primeiras etapas (conversão e cultivo) relacionam-se ao manejo agrícola em si, sendo responsáveis pelos principais impactos que geram a saída de nutrientes do complexo solo/vegetação da floresta (Pedroso-Junior, 2008; Ribeiro Filho et al, 2013). Para compensar esta saída, após o término do cultivo (executado com a abertura de uma clareira na floresta) a área é deixada em descanso (ou o pousio) por um período suficientemente longo para que o processo natural de sucessão ecológica reestabeleça as condições iniciais anteriores à perturbação (Adams, 2000).

Assim, o equilíbrio entre a entrada e a saída de nutrientes no SAI depende de dois aspectos fundamentais: a manutenção de uma baixa pressão demográfica e um período de pousio adequado (Juo & Manu, 1996). Segundo o modelo de intensificação agrícola proposto por Boserup (1989), a interação equilibrada entre os sistemas agrícolas e os ecológicos encontrados no SAI, progrediria em direção a sistemas com pousios cada vez mais curtos, até que fossem eliminados do sistema. Para a autora, o principal vetor destas mudanças seria a pressão demográfica, que obrigaria a adoção de novas técnicas de intensificação pelos agricultores (p.ex. diminuição do tempo de pousio) para aumentar a produção agrícola. A demografia seria, portanto, um fator endógeno de mudança (Grogan et al., 2013).

Além destes fatores físicos, ou seja, de limitação de recursos, as mudanças em SAIs apresentam fatores exógenos ao sistema (Grogan et al., 2013). Estes estariam relacionados aos sistemas socioculturais e econômicos circunjacentes. Por exemplo, Adams et al. (2013) verificaram que fatores, principalmente relacionados às políticas de

conservação ambiental e de desenvolvimento, provocaram mudanças na paisagem e na dinâmica socioeconômica e cultural das populações quilombolas, as quais são o objeto desta tese.

Os solos de florestas tropicais apresentam-se geralmente em condição de baixa fertilidade de tal forma que, mudanças na interação agricultores itinerantes/floresta podem potencializar os impactos negativos sobre este componente do ecossistema (Ribeiro Filho et al., 2013). A sustentabilidade da agricultura itinerante é, atualmente, um tema bastante debatido no meio científico e institucional, sobre o qual ainda não existe consenso. O levantamento da literatura demonstrou que a natureza dos impactos depende da fase do sistema (conversão, cultivo ou pousio) e das propriedades do solo (físicas, químicas e biológicas) (Ribeiro Filho et al. 2013; Capítulo 2.1.), e que existem divergências quanto aos efeitos dos SAIs sobre os solos das florestas tropicais. A revisão sistemática realizada posteriormente sobre os efeitos do SAI sobre as propriedades químicas do solo (Ribeiro Filho et al., *no prelo*; Capítulo 2.2.) confirmaram a sustentabilidade do sistema para algumas das variáveis, e a importância do período de pousio.

Portanto, considerando a exposição acima sobre a problemática que envolve o SAI, esta tese avaliou os impactos do SAI quilombola sobre o solo da Mata Atlântica no Médio Vale do Ribeira (SP). Dentro deste enfoque ecológico, avaliou também se o SAI quilombola mantém o equilíbrio da dinâmica de nutrientes do complexo solo/vegetação da floresta, ou seja, se o sistema é sustentável. A dinâmica da fertilidade do solo sob o SAI quilombola foi avaliada em áreas com vegetação secundária passível de ser convertida, de acordo com a lei (10 anos de pousio) (Brasil 2006, Brasil 2008), e áreas com 25-30 anos de pousio, consideradas mais adequadas pelo etnoconhecimento ecológico quilombola.

O objetivo central desta tese é avaliar os impactos do SAI quilombola sobre o solo numa área de mata atlântica no Médio Vale do Ribeira (SP). Os objetivos específicos são: (1) Analisar a qualidade dos solos nas diferentes fases do SAI - Conversão, Cultivo e Pousio (este último, em período inicial e em biosequência em florestas secundárias em diferentes estádios de regeneração submetidas ao uso agrícola); (2) analisar o papel do fogo sobre a qualidade do solo (nutrientes, SOC, propriedades físicas e biológicas); (3) verificar se o solo apresenta-se num processo conservativo ou de degradação nas áreas submetidas ao cultivo itinerante. As seguintes hipóteses, derivadas das perguntas de pesquisa, serão testadas neste projeto: (1) O SAI quilombola altera as propriedades do solo, medidas através de alterações físicas, biológicas, e perda de nutrientes? (Hipótese 1) O SAI quilombola altera as propriedades do solo nas fases de conversão e plantio. (2) A fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo no SAI quilombola? (Hipótese 2) A fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo do SAI quilombola. (3) Qual é o impacto do uso do fogo sobre o compartimento solo? (Hipótese 3) O fogo aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo e causa mudanças na estrutura. (4) Qual é o período médio de pousio mais adequado (número de anos) para manter a fertilidade do solo e garantir a sustentabilidade do SAI quilombola em áreas de mata atlântica no Vale do Ribeira (SP), do ponto de vista científico? (Hipótese 4) O período de pousio ideal para a recuperação da fertilidade do solo é de cerca de 15 anos.

A tese foi estruturada de modo a apresentar ainda no Capítulo 1, na próxima seção, a inserção deste estudo no âmbito das pesquisas prévias realizadas no local pelo Grupo de Pesquisa em Ecologia Humana em Florestas Neotropicais (USP). Nas seções 1.3. e 1.4. são apresentados, sinteticamente, o histórico de formação das comunidades

quilombolas no Vale do Ribeira, na primeira, com um maior detalhamento para as comunidades que participaram das pesquisas desta tese, na segunda. Na última seção do capítulo, apresenta-se um histórico do SAI praticado pelas comunidades quilombolas da região de estudo.

O Capítulo 2 contextualiza a literatura que deu sustentação a este estudo (a dinâmica do solo sob o SAI), com duas revisões na forma de artigos (um publicado no Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi e outro *no prelo*, na *Soil Use and Management*). A seção 2.1. traz uma revisão descritiva que apresenta os impactos de cada fase do SAI (conversão, cultivo e pousio) sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos das florestas tropicais. Também constrói indicadores de qualidade do solo para essa prática agrícola em florestas tropicais, que poderão servir como base para o acompanhamento das tendências de conservação e degradação de solos impactados. Na seção 2.2., realizou-se a meta-análise de quatro variáveis tradicionalmente avaliadas em estudos primários sobre os efeitos do SAI nas propriedades químicas do solo: pH, CTC (capacidade de troca catiônica), C Total (Carbono) e N Total (Nitrogênio). Os valores médios destas variáveis foram comparados antes e depois da realização do SAI, tendo como valores de referência, para a maioria dos estudos, os das florestas maduras ou aquelas em estágio sucessional tardio. As magnitudes de efeito das variáveis em questão foram comparadas também para as diferentes profundidades e tipos de solo, tipos de bioma, classes de idade de pousio e para as fases do SAI. Estes resultados revisados deram subsídios para o aprofundamento das discussões sobre os resultados primários obtidos nesta tese, no capítulo seguinte.

O Capítulo 3 também é formado por dois artigos, o que apresentam e discutem os resultados dos trabalhos de campo realizados para avaliar a dinâmica da fertilidade

do solo sob o SAI quilombola. O estudo desta dinâmica foi realizado a partir dos métodos diacrônico (cronossequência) e sincrônico (biossequência). Na seção 3.1. são apresentados os resultados do método diacrônico, ou seja, antes e durante a conversão da floresta, e após a colheita. Durante a conversão, mediu-se também a temperatura dos solos sob o fogo usado para queimar a vegetação e abrir a área para o plantio. Com o intuito de avaliar a dinâmica dos nutrientes no complexo solo/vegetação, neste artigo apresentam-se os resultados da fitossociologia e do método destrutivo da vegetação, que possibilitaram estimar a biomassa das roças experimentais, a partir da obtenção de uma equação alométrica específica para aquele ecossistema. Na seção 3.2., são apresentados os resultados do método sincrônico, que permitiu a avaliação da dinâmica da fertilidade do solo em diferentes classes de pousio, que foram comparadas aos solos de floresta madura. Os dois métodos possibilitaram avaliar o SAI quilombola “com uma lente de aumento”, de tal forma que os resultados propiciaram a apresentação de um modelo de SAI praticado por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira. Além disso, ajudou a desmitificar o papel negativo do fogo, muito presente na literatura especializada.

A conclusão da tese e as considerações finais são apresentadas no Capítulo 4. Na seção 4.1. discute-se a sustentabilidade ecológica do SAI quilombola e as transformações que estão levando ao abandono do sistema nas comunidades quilombolas da região. Por fim, na seção 4.2. são apresentadas as considerações finais, incluindo recomendações, a partir das hipóteses geradas, para estudos futuros na região ou para outros contextos socioambientais.

1.2. CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA: INSERÇÃO DO ESTUDO NO ÂMBITO DE PESQUISAS PRÉVIAS NO LOCAL

Esta tese faz parte de um projeto interdisciplinar de investigação de aspectos da ecologia humana das populações quilombolas da região do Vale do Ribeira desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Ecologia Humana em Florestas Neotropicais, atualmente sob a coordenação da Dra. Cristina Adams (Laboratório de Ecologia Humana, EACH-USP e Divisão Científica de Gestão Ciência e Tecnologia Ambiental, IEE-USP). Desde 2003, as comunidades aqui abordadas têm sido o foco de estudos envolvendo o registro demográfico, socioeconômico e agrícola (Pedroso-Junior, 2008, Pedroso-Junior *et al.*, 2008), a etnoecologia dos jardins-quintais (Taqueda, 2009), o histórico de ocupação do território (Munari, 2009), o padrão de regeneração florestal em antigas roças de coivara no local (Gomes, 2008) e a relevância de porções específicas da paisagem na constituição do conhecimento ecológico local sobre o forrageio e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica (Prado, 2012). Atualmente o grupo vem se dedicando à construção de modelos de sistemas multiagentes para compreender os possíveis cenários futuros, condicionados às mudanças geradas por uma gama de fatores endógenos e exógenos e formas de governança, no ambiente cultural, socioeconômico e ambiental das comunidades quilombolas (Adams, 2014, Lima 2013).

Estas pesquisas, agrupadas no projeto de longo prazo “Ecologia Histórica do Vale do Ribeira (SP)”, tiveram origem em perguntas levantadas na dissertação de mestrado da Dra. Cristina Adams (EACH/IEE-USP), intitulada “Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental”, defendida no PROCAM-USP (Adams 2000). Este trabalho já apontava para a importância dos fatores

demográficos e de tempo de pousio para o equilíbrio, ou desequilíbrio, do complexo solo/vegetação no SAI Caiçara, praticado no mesmo bioma aqui investigado.

Nesta linha, Pedroso-Junior (2008) produziu informações inéditas sobre a demografia e os aspectos socioeconômicos de nove comunidades quilombolas da região, e descreveu em detalhes o SAI quilombola, discutindo as transformações históricas associadas ao declínio do sistema no contexto destas populações. Este estudo subsidiou os diversos projetos de pesquisa posteriores e gerou várias publicações (Pedroso-Junior et al., 2008a, b; Pedroso-Junior et al. 2009; Adams et al., 2013).

A tese de Pedroso-Jr. (2008) foi seguida pelas dissertações de mestrado de Lucia Chamlian Munari e Carolina Santos Taqueda, orientadas por Rui Murrieta (IB-USP), intituladas “Memória Social e Ecologia Histórica: a Agricultura de Coivara das populações quilombolas do Vale do Ribeira e sua relação com a formação da Mata Atlântica local” (Munari, 2009) e “A Etnoecologia dos Jardins-quintal e seu papel do Sistema Agrícola de Populações Quilombolas do Vale do Ribeira, SP” (Taqueda 2009). O trabalho de Munari (2009) fez o georreferenciamento das antigas roças, o registro da memória social dos moradores e da história da formação das matas antrópicas locais que permitiram, além da compreensão do histórico de ocupação (Adams et al., 2013), uma aproximação definitiva do grupo de pesquisa às comunidades, beneficiando a realização de projetos de pesquisas futuros, como o desta tese. Taqueda (2009) mostrou que os jardins-quintal das unidades domésticas quilombolas são sistemas agrícolas altamente complexos, tanto em seu aspecto estrutural quanto funcional, estando submetidos a transformações significativas principalmente a partir da década de 1950.

Ianovali (2015) avaliou a produtividade agrícola das roças experimentais executadas para esta tese, comparando-as ao sistema de produção agrícola perene da pupunha, adotado há alguns anos pelas comunidades.

Parcerias realizadas com outros pesquisadores e instituições permitiram investigar a sucessão ecológica em áreas de pousio (Gomes et al. 2013, Instituto de Botânica, SMA/SP) e analisar as mudanças institucionais na governança dos territórios quilombolas (Futemma et al. *no prelo*). O projeto “Sucessão Ecológica em Roças Abandonadas por Populações Tradicionais: o caso de quilombolas do Ribeira SP” (CNPq Edital MCT/CNPq 15/2007, Processo 478520/2001-7) caracterizou a estrutura e a fitossociologia em áreas de capoeira em estágio inicial, médio e avançado de regeneração, cujos resultados foram fundamentais para os estudos desta tese. A relevância das áreas de roças em pousio para a fauna de mamíferos de médio e grande porte foi investigada por Prado (2012), que também levantou o rico conhecimento ecológico local das comunidades quilombola associado ao forrageio e uso de habitats pela mastofauna.

As investigações sobre a governança dos territórios quilombolas, desenvolvidas por Celia Futemma (NEPAM-UNICAMP) (Futemma et al. *no prelo*) e a experiência adquirida em campo levaram ao desenvolvimento de dois projetos na área de modelagem de sistemas sócio-ecológicos complexos. Utilizando a modelagem baseada em agentes, Lima (2013) realizou um estudo que buscou reproduzir, a partir de simulação computacional, a dinâmica do sistema sócio-ecológico que conecta as comunidades quilombolas ao palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius), espécie considerada ameaçada de extinção e cuja exploração, atualmente pode ser descrita como uma Tragédia dos Comuns (Hardin, 1968). Modelando dois cenários distintos, um simulando a situação presente, em que o Estado estabelece as regras de não-extração do

palmito e fiscaliza seu cumprimento e outro a governança comunitária, Lima (2013) mostra o potencial existente para a elaboração de modelos de governança inovadores. Adams (2014) utilizou o mesmo método de modelagem baseadas em agente com o objetivo de compreender o funcionamento do processo de adoção e abandono de inovações agrícolas na comunidade de Pedro Cubas.

Assim, este estudo vem agregar ao conhecimento já gerado no âmbito do projeto “Ecologia Histórica do Vale do Ribeira (SP)” dados sobre o componente solo-vegetação, de forma a contribuir para a elaboração de uma síntese interdisciplinar sobre as várias dimensões que envolvem a relação das comunidades quilombolas do Vale do Ribeira com o seu ambiente (Adams et al., 2013).

1.3. FORMAÇÃO DAS COMUNIDADES QUILOMBOLAS NO VALE DO RIBEIRA

O Vale do Ribeira ocupa 10% do território paulista e subdivide-se em três sub-regiões: a sub-litorânea que compreende os municípios de Iguape e Cananeia; a Baixada do Ribeira onde estão localizados os municípios de Eldorado, Jacupiranga, Pariqueira-Açu, Registro e Sete Barras, também denominado de Médio Ribeira ; e o Alto Ribeira onde se localizam os municípios de Iporanga, Apiaí e Ribeira (ITESP, 2000 Santos & Tatto, 2008). Eldorado abriga sete comunidades quilombolas: Ivaporunduva, São Pedro, Pedro Cubas, Nhunguara, André Lopes, Sapatu e Galvão. Iporanga abriga: Pilões, Maria Rosa, Praia Grande, Castelhanos, Porto Velho, Bombas e Poço Grande como comunidades reconhecidas e Piririca, Ribeirão, Desidério e Rio da Claudia esperando reconhecimento do ITESP (ITESP, 2000; Santos & Tatto, 2008).

O Vale do Ribeira serviu como uma área de passagem para os ameríndios que desciam para o litoral em busca de alimentos pesqueiros, desde os tempos pré-

colombianos (ITESP, 2000; Neves & Okumura, 2005). A região, posteriormente, serviria como refúgio para estas populações, as quais eram perseguidas pelas bandeiras escravagistas. Assim, a presença indígena iria marcar a dinâmica da formação dos contingentes populacionais da região, influenciando as populações negras e ribeirinhas, estabelecidas posteriormente, com um legado cultural e tecnológico (ITESP, 2000).

Os primeiros núcleos de povoamento rio acima (além de Iguape) foram fundados devido à corrida pelo ouro na região (séculos XVII e XVIII), a saber: Ivaporunduva, Xiririca (atualmente Eldorado), Iporanga, Apiaí e Paranapanema. A mão-de-obra utilizada nesse período era principalmente de escravos de origem africana. Além da atividade na mineração, estes escravos praticavam a agricultura. Com o fim da viabilidade econômica da mineração, e o abandono das terras pelas populações brancas, os escravos utilizados nas minas passaram a ocupar a região como camponeses autônomos, o que permitiria a constituição das futuras comunidades rurais quilombolas (ITESP, 2003, QUEIROZ, 1983).

Após o ciclo da mineração, estabeleceu-se o ciclo do arroz na região da vila de Iguape e na sua freguesia de Xiririca, a partir de meados do século XVIII até o século seguinte (Valentim, 2006). Contudo, a mão-de-obra escrava negra foi utilizada de forma residual neste ciclo econômico.

Desta forma, a história da formação das comunidades negras no Ribeira perpassou por ciclos econômicos, articulada com os ocupantes brancos (ITESP, 2000). A tradição de suas territorialidades foi se constituindo ao longo deste período, consolidando-se com inúmeros bairros rurais onde predominavam os agricultores negros autônomos (QUEIROZ, 1983; ITESP, 2000).

A agricultura itinerante, legado dos ameríndios que ocuparam a região fugindo dos bandeirantes (ITESP, 2000), passou a ser o principal meio de subsistência dessas comunidades negras, além da criação de animais domésticos (porcos e galinhas) (Pedroso-Junior et al., 2008; Adams et al., 2013). Segundo Munari (2009) a prática do SAI orientou o tipo de ocupação e uso do solo das populações quilombolas no Vale do Ribeira, atuando na composição e na configuração da paisagem.

Estas populações estabeleceram relações sociais em nível local a partir dos mutirões agrícolas relacionados a prática do SAI, e às reuniões religiosas, ligadas ao catolicismo (Queiroz, 1983). Em nível regional, principalmente após o descenso do ciclo do arroz (Munari, 2009) as relações tornaram-se mais esparsas, predominantemente de carácter comercial, com a troca dos excedentes agrícolas e de criações de animais por sal, querosene e roupas (Pedroso-Junior, 2008, Munari, 2009). Em meados do século XX políticas infra estruturais que chegam à região começam a transformar estas relações em nível regional (Adams et al., 2013). A partir da década de 1960, com a extração do palmito (*Euterpe edulis* Martius) e a sua comercialização, esta relação com a economia circunjacente aprofunda-se, e as famílias passam a depender da renda advinda deste comércio inclusive para a compra de alimentos, o que gera uma transformação do modo de vida de até então nos bairros negros, principalmente com o gradual abandono das roças de subsistência. Esta transformação permanecerá nas décadas seguintes, pois continuarão a surgir uma gama de novos vetores exógenos de transformações (Adams et al., 2013).

1.4. AS COMUNIDADES DE SÃO PEDRO E PEDRO CUBAS DE CIMA

Anteriormente à fundação de Xiririca (Eldorado), surge Ivaporunduva, a primeira comunidade fundada no Médio Ribeira. Ela foi formada por um povoado de

mineradores e os seus escravos, a partir de 1720 (ITESP, 2000). Suas terras foram posteriormente doadas aos escravos por Joana Maria, natural de Minas Gerais (ITESP, 2000). Esta ocupação foi caracterizada pela intensa mobilidade geográfica, a qual se acentua após o descenso da produção aurífera, que passa a ser substituída pela crescente estabilidade da produção agrícola, transformando os negros em pequenos produtores fixados *nas capuovas e matos virgens dos centros e sertões* (ITESP, 2000).

Este local era ocupado por um número pequeno de grandes fazendas com mão-de-obra escrava e por *capuovas* com pequenos produtores negros libertos, forros ou fugidos. Este carácter de ocupação permitiu uma especificidade à constituição da vida social e econômica das comunidades negras, as quais se tornaram relativamente autônomas e com vida paralela à classe dominante. Desta forma, Ivaporunduva passa a ser um povoado de referência na formação de outros bairros negros às margens do rio Ribeira (ITESP, 2000).

São Pedro (antigamente denominado de Lavrinha), assim como as comunidades de Sapatu e Galvão, é formado a partir da expansão territorial, originada em Ivaporunduva, em busca de terra fértil para a prática do SAI, sendo um dos seus fundadores Bernardo Furquim (ITESP 2000). A estratégia de ocupação se deu pelas alianças de casamento das primeiras gerações entre primos paralelos ou cruzados, entre tios e sobrinhas, sendo estas um fator de povoamento e repovoamento destas regiões pouco habitadas (ITESP 2000). Portanto, a consolidação da ocupação negra no Vale do Ribeira se deu a partir das alianças acima mencionadas e da fixação de descendentes por toda a região (ITESP 2000).

Atualmente, São Pedro é uma das poucas comunidades de remanescente de quilombo da região que possuem a titulação da terra (Santos & Tatto, 2008; Adams et

al., 2013). Reconhecida como remanescente de quilombo em 1998, com uma área de 4.688 hectares, na comunidade residem aproximadamente 41 famílias, com quase a metade declarando-se agricultoras (Santos & Tatto, 2008; Adams et al., 2013). Foi uma das primeiras a montar uma associação de bairro e atualmente trata-se de uma das comunidades com mais recursos humanos e financeiros da região (Futemma et al., *no prelo*). Hoje seus moradores contam com um trator, veículos como carros e motos, equipamentos como motosserras e roçadeiras, além de um edital do Projeto Microbacias II (Governo do Estado de São Paulo) aprovado para a aquisição de um caminhão no valor de R\$ 130 mil. No território da comunidade estão plantadas mais de uma centena de milhares de pés de pupunha, das quais uma parte é de propriedade privada das famílias e a outra parte de propriedade coletiva.

A ocupação atual do território apresenta uma vila, onde se localizam as moradias (Figura 1). As formas agrícolas ocupam aproximadamente 1%, as pastagens 4% e o restante (95%) do território são cobertos por vegetação, sendo 73% desta de mata nunca derrubada (Munari, 2009). A densidade populacional é de 2,6 habitantes por Km² (Santos & Tatto, 2008; Pedroso-Junior, 2008).

Pedro Cubas de Cima é uma dissidência de Pedro Cubas. O fundador desta última, segundo relatos dos moradores atuais, foi Gregório Marinho, escravo da fazenda Caiacanga, considerada uma propriedade importante para a época (primeira metade do século XIX) pelo volume de produção e uso intensivo de mão-de-obra escrava (ITESP, 2000). A comunidade de Pedro Cubas foi reconhecida como remanescente de quilombo também em 1998, e a sua área foi titulada em 2001 (Santo & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Segundo relato da moradora de Pedro Cubas de Cima (PCC) Dona Diva, foi durante este processo entre o reconhecimento e titulação de Pedro Cubas que inicia-se o processo de criação do remanescente de quilombo Pedro Cubas de Cima. Saiu de PCC ainda adolescente e foi trabalhar em São Paulo como empregada doméstica. Durante mais de três décadas, trabalhou, estudou e aposentou-se fora de PCC. Contudo, nunca deixou de voltar regularmente ao local onde nasceu durante todo o tempo que trabalhou fora, de tal forma que participou do processo de reconhecimento do território como remanescente de quilombo, o qual se deu bem depois de Pedro Cubas, São Pedro, entre outras comunidades da região (Santo & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Figura 1 – Vila de moradores da comunidade de remanescente de quilombo de São Pedro (abril de 2007) (Fonte: Munari, 2009).

No começo de 2000 foi chamada às pressas pelos moradores de PCC, pois o atual território de PCC estava ameaçado de ser loteado para compradores privados da região. D. Diva imediatamente mobilizou o ITESP, entre outras instituições como ONGs e conseguiu reverter a situação, contando também com a mobilização dos moradores. PCC obteve o reconhecimento do seu território como remanescente de quilombo em 2003 (Santo & Tatto, 2008; Adams et al., 2013). A área oficial da comunidade é de 6.875 hectares, ocupada por 25 famílias, e somente um terço delas se declaram agricultoras. Assim como São Pedro, 95% do seu território são cobertos por vegetação, sendo que as moradias são dispersas na paisagem, com as famílias ainda ocupando os seus sítios de origem (Figura 2). A densidade populacional é inferior à de São Pedro (Santo & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Figura 2 - Moradia no quilombo Pedro Cubas de Cima. (agosto de 2013) (Fonte: Ianovali, 2015).

1.5. A PRÁTICA DA AGRICULTURA ITINERANTE PELAS COMUNIDADES QUILOMBOLAS DO VALE DO RIBEIRA

O bioma da Mata Atlântica ocupava originalmente uma área de 150 milhões de hectares (ha) e atualmente seus remanescentes florestados são estimados entre 8 a 27% deste total, distribuídos por aproximadamente 250 mil fragmentos, dos quais 83% são menores do que 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009; Prado, 2012). O maior remanescente deste bioma, em área contínuas, encontra-se ao longo da Serra do Mar paulista (7% do total do bioma existente) e do Vale do Ribeira (RIBEIRO *et al.*, 2009; PRADO, 2012). Atualmente, seus remanescentes são habitados por 70 reservas indígenas e 375 comunidades quilombolas, destas últimas, 88 estão localizadas na região do Vale do Ribeira (Andrade e Tatto, 2013).

A partir da década de 1970 a preocupação com o desmatamento das florestas tropicais desencadeou movimentos ambientalistas que defendiam que a saída para salvar estes biomas seria conservá-los integralmente, ou seja, sem o uso e a ocupação de populações humanas (Woster, 2008). Esta posição originava-se do pressuposto de que as florestas tropicais eram prístinas (virgens), ou seja, que a sua complexidade estrutural e funcional foram construídas sem a interferência humana (Adams, 1994; Balée, 1998). Desta forma, as atividades humanas, como a agricultura de subsistência (p.ex. o SAI), têm sido consideradas como um empecilho para a preservação destas florestas (Myers, 1993; Munari, 2009).

Atualmente, este pressuposto de florestas prístinas foi superado pelo conceito de florestas culturais (Adams, 1994; Balée, 1998). Portanto, se considera que as características estruturais e funcionais de muitos ecossistemas florestais são o produto da interação com o homem (Adams, 1994; Pedroso-Junior *et al.*, 2008; Denevan, 2001). A Terra Preta do Índio encontrada na Amazônia é um exemplo destas interações, cujo

solo apresenta uma condição de fertilidade singular em relação aos solos subjacentes, considerado atualmente como um legado dos povos indígenas pré-colombianos para a floresta amazônica (Neves et al., 2003; Fraser & Clement, 2008). Na Mata Atlântica se detectou evidências da presença de populações pré-colombianas que gradualmente passaram da atividade de caça e coleta para o desenvolvimento de técnicas agrícolas de SAI (Dean, 1996).

Como descrito nas seções 1.3. e 1.4., as populações negras que povoaram e repovoaram o Médio Vale do Ribeira praticavam a agricultura de subsistência a partir do legado cultural e técnico deixado pelos ameríndios que por ali passaram e também se fixaram (ITESP, 2000). Estas comunidades negras adaptaram-se aos limites e obstáculos impostos pela Mata Atlântica, adquirindo conhecimentos para o desenvolvimento das melhores práticas agrícolas e das formas de organização familiar (Pedroso-Junior, 2008). Desta forma, a organização social das mesmas baseou-se na criação de um capital social caracterizado por redes de troca e reciprocidade, em regras (normas e sanções comuns) e em formas de organização. Esta organização social era o alicerce para a garantia da produtividade do SAI quilombola (Pedroso-Junior, 2008).

Portanto, o SAI quilombola está estabelecido na região do Vale do Ribeira desde meados do século XVIII. Além da prática do SAI como atividade de subsistência (Queiroz, 1983; Munari, 2009; Pedroso-Junior et al., 2008; Adams et al., 2013; Futemma, *et al.*, In press), a criação de animais (porcos e galinhas), a caça e a coleta oriundas da floresta, e a inserção eventual na demanda da economia convencional circunjacente, ofertando produtos como o arroz e o palmito juçara, configuraram no passado até na atualidade o espectro de atividades de subsistência destas populações.

O SAI tornou-se imprescindível em alguns períodos (primeira metade do XX), enquanto em outros, como uma atividade complementar (Pedroso-Junior et al., 2008;

Munari, 2009; Adams et al., 2013; Ianovali, 2015; Fudemma et al., In press). Na atualidade o SAI quilombola sofre pressões por diferentes vetores transformacionais para sua virtual extinção, principalmente nas comunidades quilombolas em estágios de desenvolvimento influenciados e direcionados pela economia convencional (Van Vliet, et al., 2012, 2013; Adams et al., 2013; Thorkildsen, 2014; Ianovali, 2015; Fudemma, et al., *In press*).

Referências

ADAMS, C. As florestas virgens manejadas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Série Antropologia, v.10, n.1, p 3– 20. 1994.

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

ADAMS, C. et al. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 41, p. 119–137, 2013.

ADAMS, C. **Modelo de sistemas multiagentes como ferramenta para avaliação de adoção e difusão de novas tecnologias agrícolas em comunidades quilombolas no Vale do Ribeira**. São Paulo: USP, Escola de Artes, Ciências e Humanidades (Relatório Científico Final – FAPESP Proc. 2011/10666-0), 2014. 20 p.

ANDRADE, A. M., TATTO, N. 2013. **Inventário cultural de Quilombos do Vale do Ribeira**. Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.

BALÉE, W. **Historical Ecology**: Premises and Postulates. In: *Advances in Historical Ecology*. New York, 1998. p. 13– 29.

Biblioteca Latinoamericana en Ecología Política, 2008. 216 p.

BOSERUP, E. **Evolução agrária e pressão demográfica**. São Paulo: Ed. Hucitec/Polis, p. 210, 1989.

BRASIL, **Decreto nº 6.660**, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. 2008.

BRASIL, **Lei nº 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. 2006.

CLEMENT, CHARLES R. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. **Economic Botany**, v. 53, p. 188– 202. 1999. **Goeldi**, Série Antropologia, v.10, n.1, p 3– 20. 1994.

DEAN, W. **A Ferro e Fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo. 1996. 484 p.

DENEVAN, W.M. **Cultivated Landscapes of Native Amazonia and the Andes**. **Environmental Conservation**, v. 20, n 1. 1993.

FRASER, J. A.; CLEMENT, J. Dark Earths and manioc cultivation in Central Amazonia: a window on pre- Colombian agricultural systems? **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Ciências Humanas, v.3, n.2, p 175– 194. 2008.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Negros do Ribeira: reconhecimento étnico e conquista do território (2ª Ed.)**. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, 2000. 198 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de Pedro Cubas de Cima. Município de Eldorado-SP**. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, 2003. 43 p.

FUTEMMA, R.T.F.; MUNARI, L.C.; ADAMS, C. The Afro-Brazilian collective land: analyzing institutional changes in the past 200 years. **Latin American Research Review**, In press.

GOMES, E. P. C.; FISCH, S. T. V.; MANTOVANI, W. Estrutura e composição do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 451–464, set. 2005.

GROGAN, K.; BIRCH-THOMSEN, T.; LYIMO, J. Transition of Shifting Cultivation and its Impact on People's Livelihoods in the Miombo Woodlands of Northern Zambia and South-Western Tanzania. **Human Ecology**, v. 41, p. 77–92, 2013.

HARDIN, G. Commons 13. **Science**, v. 162, n. June, p. 1243–1248, 1968.

IANOVALI, D. **A agricultura quilombola no Vale do Ribeira - SP: comparação entre as agriculturas itinerante e permanente**. [s.l.] Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz - Universidade de São Paulo, 2015.

JAKOVAC, C. C. et al. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, p. 67–77, 2015.

JUO, A.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 58, n. 1, p. 49–60, jun. 1996.

KLEINMAN, P.J.A., PIMENTEL, D., BRYANT, R. B. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 52, p. 235–249, 1995.

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

LIMA, R. V.A. Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. **Dissertação de mestrado** para obtenção do título de mestre em ciências. Escola de Artes Ciências e Humanidades, USP. 122 p., 2013.

MUNARI, L. C. Memória social e ecologia histórica: a agricultura de coivara das populações quilombolas do Vale do Ribeira e sua relação com a formação da Mata

Atlântica local. **Dissertação de Mestrado** para obtenção de título em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 217 p. 2009.

MYERS, NORMAN. Tropical Forests: The Main Deforestation Fronts.

NEVES E. G.; PETERSEN, J. B.; BARTONE R. N.; DA SILVA C. A. Historical and soio– cultural origins of Amazonian dark earths. *In*: LEHMAN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (Eds.) **Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management**. Kluwer Academic Publishers. 2003. p. 29– 50.

NEVES, W.A.; OKUMURA, M.M.M. Afinidades biológicas de grupos pré-históricos do vale do rio Ribeira de Iguape (SP): uma análise preliminar. *Revista de Antropologia*, São Paulo, USP, v. 48, n.2, p. 525-558, 2005.

NYE, P. H.; GREENLAND, D. J. **The soil under shifting cultivation**. Technical communications 51. Harpenden: Commonwealth Bureau of Soils, p. 250, 1960. Oxford University Press. 2001. 396 p.

PEDROSO JR, N. N.; ADAMS, C.; MURRIETA, R. S. S. 2009. Slash-and-burn agriculture : a system in transformation. *In*: Current Trends

PEDROSO JR, N. N.; MURRIETA, R. S. S.; ADAMS, C. A agricultura de corte e queima : um sistema em transformação The slash-and-burn agriculture : a system in transformation. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 153– 174, 2008.

PEDROSO JR. N. N. et al. 2008. A casa e a roça: socioeconomia, demografia e agricultura em populações quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, Belém, v. 3, n. 2, p. 227-252, maio-ago. 2008b.

PEDROSO– JUNIOR, NELSON NOVAES. No caminho dos antigos: agricultura de corte-e– queima e intensificação agrícola em populações quilombolas do Vale do Ribeira, SP. 201 páginas. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 2008.

PRADO, H. M. et al. Local and scientific knowledge for assessing the use of fallows and mature forest by large mammals in SE Brazil: identifying singularities in folkecology. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 10, p. 7, 2014.

PRADO, H. M. Feeding ecology of five Neotropical ungulates: A critical review. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 4, p. 459–473, 2013.

PRADO, H.M. O conhecimento de agricultores quilombolas sobre forrageio e uso de habitat por mamíferos de grande porte na Mata Atlântica: evidenciando a centralidade dos ambientes antropogênicos na constituição do etnoconhecimento (Vale do Ribeira, SP, BRASIL). **Tese de Doutorado** para obtenção de título de doutor em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 209 p. 2012.

QUEIROZ, R.S. **Caipiras negros no Vale do Ribeira**: um estudo de antropologia econômica. São Paulo: USP, FFLCH, 1983. 166 p. (Antropologia, 1).

RIBEIRO FILHO, A.A., ADAMS, C., MURRIETA, R. S. S. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil : a review Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais : uma revisão. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humans**, v. 8, n. 3, p. 693–727, 2013.

SANTOS, K.M.P.; TATTO, N. **Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira**. São Paulo: Instituto Socioambiental. p. 193. 2008.

TAQUEDA, C.S. A Etnoecologia dos Jardins-quintal e seu Papel no Sistema Agrícola de Populações Quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. **Dissertação de Mestrado** para obtenção de título em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 213 p. 2009.

THORKILDSEN, K. Social-Ecological Changes in a Quilombola Community in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **Human Ecology**, 2014.

VALENTIN, A. **UMA CIVILIZAÇÃO DO ARROZ Agricultura, comércio e subsistência no Vale do Ribeira (1800-1880)**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2006.

VAN VLIET, N. et al. “Slash and Burn” and “Shifting” Cultivation Systems in Forest Agriculture Frontiers from the Brazilian Amazon. **Society & Natural Resources**, v. 26, n. 12, p. 1454–1467, dez. 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, maio 2012.

WORSTER, DONALD. Transformações da terra: para uma perspectiva agroecológica na história. **Ambiente & Sociedade** 5, 1-6.

CAPÍTULO 2

IMPACTOS DA AGRICULTURA ITINERANTE SOBRE OS SOLOS DE FLORESTAS TROPICAIS

CAPÍTULO 2

2.1. IMPACTOS DA AGRICULTURA ITINERANTE SOBRE O SOLO EM FLORESTAS TROPICAIS: UMA REVISÃO

Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais: uma revisão

Alexandre Antunes Ribeiro-Filho^a; Cristina Adams^{a*} & Rui Sergio Sereni Murrieta^b

^a Laboratório de Ecologia Humana (LECH), Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, Brasil

^b Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos (LEEH), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, Brasil

* Autor Correspondente. Tel/Fax: (55) 11 – 3091-1072. Av. Arlindo Bétio, 1.000, São Paulo-SP, 03828-000, Brazil.

Endereço eletrônico: cadams@usp.br (C. Adams)

Abstract

The sustainability of shifting cultivation is presently a topic of debate in scientific and institutional communities; however, there is no current consensus. To address this debate, we performed a search of the pertinent literature that was published during the last 30 years on the impact of shifting agriculture on tropical soils. This search revealed that the nature of the impact depends on the shifting cultivation system (SCS) phase (conversion, cultivation, or fallow) and on the soil properties (physical, chemical, and biological). We also suggest soil quality indicators for evaluating this agricultural practice in tropical forests, which may be used as a basis for analyses on the tendencies of conservation and degradation of impacted soils. Future research should improve the choices of these indicators, relying mostly on practical criteria, so they can be used by shifting cultivators.

Resumo

A agricultura itinerante é uma das principais atividades de subsistência de sociedades de pequena escala e populações rurais em florestas tropicais. Esta prática co-evoluiu com a dinâmica desses ecossistemas. A sustentabilidade da agricultura itinerante é, atualmente, um tema bastante debatido no meio científico e institucional, para o qual ainda não existe consenso. Como forma de subsidiar este debate, realizamos um levantamento da literatura pertinente publicada nos últimos 30 anos sobre os impactos da agricultura itinerante sobre os solos tropicais. Este levantamento demonstrou que a natureza dos impactos dependem da fase do sistema (conversão, cultivo, pousio) e das propriedades do solo (físicas, químicas, biológicas). A maioria dos estudos revisados considerou o sistema itinerante sustentável *per se*, contanto que o número de ciclos de cultivo não exceda a capacidade de resiliência do solo e/ou a duração do período de pousio não seja inferior ao tempo de recuperação do mesmo. Também foram sugeridos indicadores de qualidade do solo para essa prática agrícola em florestas tropicais, a partir dos dados secundários levantados, que poderão servir como base para o acompanhamento das tendências de conservação e degradação de solos impactados.

Keywords: agricultura itinerante; solos; impactos ecológicos.

Highlights (para publicação on line): > Revisamos impactos da agricultura itinerante sobre os solos tropicais. > Impactos negativos ocorrem principalmente nos componentes de conversão e cultivo. > Impactos positivos relacionam-se ao componente de pousio. >

Apresentamos indicadores para tendências de conservação e degradação do solo. > O sistema de agricultura itinerante *per se* não degrada os solos tropicais.

RIBEIRO FILHO, A. A., ADAMS, C., MURRIETA, R. S. S. **The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil : a review Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais : uma revisão.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas, Série Antropologia, v. 8, n. 3, p. 693–727, 2013.

1. Introdução

O sistema agrícola itinerante (SAI) e seus impactos sobre os compartimentos solo/vegetação têm sido amplamente estudados por diversos grupos de pesquisas (Juo & Manu, 1996; Palm *et al.*, 1996; Nandwa & Bekunda, 1998; Pedroso-Junior *et al.*, 1998a; Giardina *et al.*, 2000; Lawrence & Foster, 2002; Milne *et al.*, 2007; Brunn *et al.*, 2009; Mertz *et al.*, 2009). A corrente intensificação de estudos no tema provavelmente relaciona-se com problemas ligados ao aquecimento global (Lal *et al.*, 1995; Kauffman *et al.*, 2009) e ao desmatamento de florestas tropicais (Fearnside, 2005). Este artigo de revisão tem como objetivo identificar e classificar os impactos do SAI sobre as propriedades dos solos de florestas tropicais. Ademais, a partir dos resultados obtidos aqui, pretende-se sugerir indicadores de qualidade de solos que possam auxiliar na criação de novos indicadores quantitativos mais específicos para o SAI, buscando, desta forma, contribuir para que o manejo deste sistema ocorra de forma sustentável.

Após a introdução que se segue, o artigo está organizado em três seções: métodos, resultado e discussão, e conclusão. Na de métodos apresentamos os procedimentos metodológicos adotados nesta revisão; na seção seguinte, são apresentados e discutidos os resultados da identificação e classificação dos tipos de impactos do SAI sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo; na seção quatro são sugeridos indicadores qualitativos (físicos, químicos e biológicos) de avaliação dos impactos sobre o solo, com as tendências de degradação ou conservação do mesmo; e, finalmente, a seção cinco, conclui esta revisão.

SAI e as Florestas

A agricultura itinerante é uma das principais atividades de subsistência de sociedades de pequena escala e populações rurais em florestas tropicais. Este sistema vem sendo praticado há milhares de anos (Harris, 1971; Dove & Kammen, 1977;

Altieri, 1999; Bellwood, 2005), e tem como base os processos ecológicos de ecossistemas florestais (Boserup, 1965; Altieri, 1999; Long & Zhou, 2001; Vadez *et al.*, 2004; Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009). Nos três últimos séculos, a ocorrência de SAI tem se restringido às áreas florestadas da zona tropical do planeta devido ao adensamento demográfico ocorrido nos continentes europeu e asiático, impossibilitando esta prática (Boserup, 1989; Woster, 2003). Embora as estimativas ainda sejam imprecisas, calcula-se que atualmente entre 35 milhões a 1 bilhão de pessoas em todo o mundo dependam de sistemas agrícolas itinerantes para sua subsistência (Lanly, 1982; Attiwill, 1994; Brady, 1996; Kleinman *et al.*, 1996; IFAD *et al.*, 2001; Sanchez *et al.*, 2005).

Os componentes básicos do SAI são: (1) conversão, (2) cultivo e (3) pousio (Kleinman *et al.*, 1995). A conversão engloba a derrubada e a queima da vegetação nativa, facilitando fisicamente a exposição da área para o plantio, eliminando ervas competidoras e melhorando a fertilidade do solo, deixando-o menos ácido e com maior disponibilidade de nutrientes (Kleinmam *et al.*, 1995). O período de cultivo varia dependendo da região, mas é sempre mais curto que o de pousio. O pousio pode ser natural ou manejado, e tem a função de recuperar a degradação do solo em consequência da conversão e do cultivo. Sua duração também é variável, mas suficientemente longa para que a vegetação lenhosa se torne dominante (Eden & Andrade, 1987; Kleinman *et al.*, 1995; Mertz *et al.*, 2009). Os sistemas itinerantes levam à formação de mosaicos de florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração, contidos numa matriz de floresta madura que lhes dá suporte e sustentabilidade (Conklin, 1961; Harris, 1971; Hiraoka & Yamamoto, 1980; Egger, 1981; Altieri *et al.*, 1987; McGrath, 1987; Adams, 2000a; Martins, 2005).

A semelhança entre as práticas agrícolas itinerantes, nas diferentes florestas tropicais, deve-se ao fato dos agricultores mimetizarem as características e os processos ecológicos do ecossistema florestal na atividade agrícola (Beckerman, 1983; Altieri, 1989; Adams, 2000b; Warner, 2001). O manejo parece manter a diversidade genética dos cultivares e das florestas secundárias em regeneração, evitando a degradação do solo através da baixa exposição do mesmo a elementos erosivos e dessecativos. O período de distúrbio é compensado pelo de recuperação do sistema solo-vegetação (McGrath, 1987; Kleinman *et al.* 1995, Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009).

Os SAIs, dentro de condições específicas - baixas densidades demográficas e uso de tecnologias de baixo impacto – parecem permitir que esta atividade seja mantida de maneira sustentável (Kleinmam *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2001; Pedroso-Junior, 2008a, 2009). Porém, as rápidas e importantes transformações - tanto climáticas quanto econômico-políticas - ocorridas nas últimas décadas (Mertz, 2002; Pedroso-Junior *et al.*, 2008^a, 2009) vêm produzindo uma preocupação crescente quanto a sustentabilidade dos sistemas agrícolas itinerantes (Bruun *et al.*, 2009) e a segurança alimentar dos agricultores de subsistência (Altieri *et al.*, 1987; Adams, *et al.*, 2005).

Historicamente, o debate sobre a sustentabilidade da agricultura itinerante, vinculada à conservação dos ecossistemas onde é praticada, tem sido marcado por posições antagônicas (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009). Na década de 1950, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação - FAO (FAO Staff, 1957), solicitou aos governantes, centros de pesquisa e associações públicas e privadas, que investissem em ações que buscassem a modernização das práticas agrícolas, e desconsiderassem àquelas ligadas à agricultura itinerante. Para a FAO, a agricultura itinerante representava um sistema produtivamente atrasado e inadequado para a

conservação dos ecossistemas de florestas tropicais onde era praticada (Mertz *et al.*, 2009).

Entretanto, algumas décadas mais tarde, estudos sobre o SAI mostraram que tais práticas apresentam uma racionalidade econômica e ambiental (Fox, 2000; Mertz, 2002), aumentando o interesse por este sistema. O efeito destes novos estudos foi alimentar em muitas pesquisas o pressuposto que as técnicas utilizadas tinham características tradicionais e apresentariam, conseqüentemente, sustentabilidade ecológica (Kleinman *et al.*, 1995; Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009).

Apesar desta crescente diversificação da visão sobre os SAIs, a partir da década de 1990, a agricultura itinerante passou a ser considerada como um dos vetores de desmatamento das florestas tropicais (FAO, 1985; Myers, 1993; Bandy *et al.*, 1993; Brady, 1996), sendo responsabilizada por 10% da perda de área florestada na América Latina (Houghton *et al.*, 1991), de 30 a 35% na Amazônia (Serrão *et al.*, 1996) e 50% na Indonésia (Jong, 1997). Além da preocupação com o desmatamento, passou-se a considerar que os impactos sobre os solos poderiam levar ao comprometimento da biodiversidade destas florestais (FAO, 1985; Myers, 1993; Bandy *et al.*, 1993; Brady, 1996). Ademais, as áreas utilizadas para a agricultura itinerante poderiam funcionar como fonte importante para o agravamento do aquecimento global (Fearnside, 2005), já que o solo seria uma fonte de emissão de CO₂ para a atmosfera (Brown & Lugo, 1990), não compensada pela regeneração das florestas secundárias durante o pousio.

Esta percepção negativa sobre a sustentabilidade ambiental do SAI tem direcionado as políticas públicas de muitos países da região tropical, na tentativa de erradicar este sistema agrícola (Ziegler *et al.*, 2009). Este tem sido considerado incompatível, por exemplo, com a conservação da biodiversidade e o manejo de áreas de conservação (Namgyel *et al.*, 2008).

Neste mesmo período, porém, aumentou significativamente o número de autores a defender a tese sobre os possíveis impactos ambientais positivos da agricultura itinerante (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009; Mertz *et al.*, 2009). A escala de tempo da interação homem/florestas tropicais levou vários grupos de pesquisa a argumentar, inclusive, que alguns ecossistemas florestais apresentariam sua formação ligada a atividades humanas como a agricultura itinerante (Sanford *et al.*, 1985; Balée & Campbell, 1990; Brown & Lugo, 1990; Denevan, 1992; Adams, 1994; Lindbladh & Bradshaw, 1998; Uotila *et al.*, 2002; Willis *et al.*, 2004) e que, portanto, poderiam ser denominados de florestas culturais (Balée, 1989). Namgyel e colaboradores (2008), por exemplo, consideraram que a proibição da prática milenar da agricultura itinerante no Butão (Ásia) - com a finalidade estatal de preservar áreas de floresta - resultaria, na verdade, em um risco para a biodiversidade da flora e fauna local, que já estariam adaptadas ao regime de distúrbios. O mesmo tem sido argumentado para outras áreas de floresta tropical do mundo (Willis *et al.* 2004; Bush & Silman, 2007).

SAI e os Solos

Com relação aos impactos sobre o solo, objeto deste trabalho, os autores também não parecem concordar: alguns trabalhos apresentam resultados que indicam processos degenerativos do solo (Borggaard *et al.*, 2003; Rasul *et al.*, 2004), enquanto outros discordam, acusando os primeiros de terem uma visão simplista sobre o tema, baseada numa falta crônica de evidências (Mertz, 2002; Mertz *et al.*, 2009; Bruun *et al.*, 2009). Fortalecendo a última tendência pode-se citar a diminuição de processos erosivos em áreas de SAI quando comparado a outros sistemas agrícolas, bem como a manutenção de vários outros serviços ambientais: hidrológicos (Ziegler *et al.*, 2009), de proteção da biodiversidade (Rerkasem *et al.*, 2009) e de sequestro potencial de carbono (Brunn *et*

al., 2009). Porém, uma revisão recente da literatura mostrou que os impactos sobre o meio ambiente e as populações envolvidas nestes sistemas podem ser tanto positivos, quanto negativos, dependendo do contexto (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009).

Assim, o debate sobre a sustentabilidade da agricultura itinerante e de seus impactos sobre o solo continua inconcluso. Tendo evidenciado as preocupações expostas acima, a pergunta de pesquisa que norteou este trabalho foi: a agricultura itinerante é um sistema sustentável do ponto de vista do compartimento solo?

Seus principais objetivos foram: 1. fazer um levantamento da literatura sobre os impactos (positivos e negativos) causados pelos sistemas agrícolas itinerantes sobre os solos das florestas tropicais; 2. sugerir, a partir dos dados secundários revisados da literatura, indicadores qualitativos representativos desses impactos, que permitam avaliar a sustentabilidade do sistema em diferentes contextos. Para a realização de tal tarefa, foram identificados e classificados os tipos de impactos sobre o solo (considerando os parâmetros físicos, químicos e biológicos) causados pelos diferentes componentes da agricultura itinerante (conversão, cultivo e pousio).

2. Material e Métodos

Para efeito deste estudo, impacto foi definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, causadas por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades relacionadas aos componentes da agricultura itinerante (conversão, plantio e pousio).

Baseando-se no método de Brites (2010), o levantamento de dados teve duas etapas: na primeira buscou-se listar os impactos da prática da agricultura itinerante sobre os solos de florestas tropicais. A identificação dos impactos foi obtida através de um levantamento de artigos de revisão e compilações sobre o tema (Juo & Manu, 1996;

Palm *et al.*, 1996; Nandwa & Bekunda, 1998; Giardina *et al.*, 2000; Lawrence & Foster, 2002; Milne *et al.*, 2007; Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009; Brunn *et al.*, 2009; Mertz *et al.*, 2009).

Na segunda etapa, realizou-se um levantamento sistematizado da literatura para encontrar evidências empíricas destes impactos. Como em Brites (2010), estabeleceram-se critérios prévios que foram utilizados na busca e seleção de publicações. Isso permitiu sumarizar de forma quantitativa as fontes de pesquisa e comparar de forma sistematizada os resultados de diferentes estudos.

As referências foram avaliadas segundo os seguintes critérios: (i) Estudos de impacto do SAI sobre solos de florestas tropicais; (ii) estudos de impactos em algum dos aspectos do solo (físicos, químicos e biológicos); (iii) estudos de dados primários, excluindo revisões bibliográficas; (iv) estudos que apresentavam parâmetros para a conservação ou degradação de solos submetidos à agricultura itinerante.

A revisão foi realizada nas bases de dados: *Scientific Electronic Library Online* (SciELO: www.scielo.org), *Web of Science* (WOS: apps.isiknowledge.com), e (iii) do *Center for International Forestry Research* (CIFOR: www.cifor.cgiar.org/publications). As palavras-chave utilizadas foram: swidden, shifting cultivation, slash-and-burn, agricultura itinerante, derrubada-e-queima e coivara. A busca foi feita com limite de 30 anos de profundidade temporal das publicações (1980-2010).

Os tipos de solos levantados nos estudos revisados apresentaram classificações realizadas segundo o sistema norte americano (System Soil Taxonomy, 1999) e o da FAO (1974). Para facilitar a comparação dos dados, foi realizada a equivalência das classificações utilizadas com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo - SiBCS (EMBRAPA, 2006; Mata, 2007), no nível de Ordem. Os tipos identificados de impactos foram classificados em relação aos aspectos dos solos (físicos, químicos e biológicos),

aos componentes básicos da agricultura itinerante (conversão, cultivo e pousio), e aos possíveis efeitos sobre o solo de florestas tropicais. Os efeitos foram classificados como: (i) positivos, quando promoveram um processo conservativo do solo; (ii) negativos, quando o solo apresentou um processo de degradação; (iii) incertos, quando não foi possível identificar se o processo era conservativo ou de degradação.

A partir da revisão da literatura sobre os impactos causados pelo SAI em solos tropicais foram selecionadas as variáveis relacionadas às propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Estas embasaram a construção dos indicadores de avaliação de impacto do SAI. Esse exercício partiu, também, de uma revisão de artigos sobre a construção de modelos e indicadores da qualidade de solos submetidos ao manejo agrícola (Larson & Pierce, 1991; Andrews & Carroll, 2001; Yemefack *et al.*, 2006a,b), assim como, dos seguintes critérios de inclusão das variáveis que compuseram os indicadores: (1) propriedades do solo que sofreram impactos detectadas na maioria dos estudos revisados; (2) propriedades do solo (variáveis relevantes) comuns aos diversos IQS (Larson & Pierce, 1991; Andrews & Carroll, 2001) e CDM (Yemefack *et al.*, 2006a,b) desenvolvidos para sistemas agrícolas em geral, encontrados na revisão da literatura.

A seção de resultados e discussão é apresentada, a seguir, na forma de texto e tabelas. Porém, os resultados obtidos nesta revisão estão referenciados com base na Anexo I, na qual apresenta-se os artigos numerados que compõem esta revisão. Os tipos identificados de impactos constam nas tabelas e são classificados em relação aos aspectos dos solos (físicos, químicos e biológicos), aos componentes básicos da agricultura itinerante (conversão, cultivo e pousio), e aos possíveis efeitos sobre o solo de florestas tropicais. Todos apresentam suas referências relacionadas à numeração da

Anexo I. Os artigos citados no corpo do texto da próxima seção, ou não estão presentes na Anexo I, ou referem-se a aspectos específicos dos artigos revisados.

3. Resultados e Discussão

Foi levantado um total de 80 artigos (Anexo I), além de nove artigos de revisão sobre o tema (Juo & Manu, 1996; Palm *et al.*, 1996; Nandwa & Bekunda, 1998; Pedroso-Junior *et al.*, 1998a; Giardina *et al.*, 2000; Lawrence & Foster, 2002; Milne *et al.*, 2007; Brunn *et al.*, 2009; Mertz *et al.*, 2009). O mais antigo da lista data de 1981. A década de 2000 apresentou o maior percentual de publicações, 61%, contra 25% na década de 1990 e 13% nos anos 1980 (Anexo I). Este aumento está provavelmente motivado pelo recente debate sobre o aquecimento global e a importância das emissões de carbono derivadas de queimadas nas florestas tropicais (Lal *et al.*, 1995; Kauffman *et al.*, 2009). Os estudos revisados foram realizados em três tipos de florestas, segundo a classificação de biomas de Walter e colaboradores (1975): Floresta Pluvial Tropical, 82%, Floresta Sazonal Tropical, 11%, e Floresta Sazonal Savana, 7% (Anexo I).

Esta revisão bibliográfica apurou que a distribuição geográfica dos estudos sobre os impactos do SAI sobre os solos das florestas tropicais acompanha a importância dos continentes no que se refere à extensão da área florestada e sua biodiversidade. O continente americano concentrou quase a metade dos estudos, sendo 28,8% deles na América do Sul, 11,3% na América do Norte, e 5,0% na América Central (Anexo I).

Apenas no Brasil foram realizados 24,0% dos estudos revisados (Anexo I), resultado condizente com sua extensão territorial e a importância da floresta amazônica, ainda em relativo estado de conservação. Ademais, a existência de populações indígenas e rurais nestas regiões que praticam formas diversas de manejo da vegetação e, conseqüentemente, do solo, e o avanço da fronteira agrícola e seus bem conhecidos

desdobramentos para os ecossistemas tropicais, parecem contribuir para o aumento de interesse nas dinâmicas edáficas desta região.

Em contraste, o número inexpressivo de trabalhos na Mata Atlântica (Anexo I), provavelmente reflete sua reduzida extensão territorial atual e a existência de restrições legais bastantes rigorosas impostas à derrubada da vegetação remanescente (Lei Federal 9.985/2000; Lei 11.428/2006; Art. 33 e 34 do Decreto Federal 6.660/2008; Resolução SMA-027/2010). O continente asiático concentrou 30,0% dos artigos levantados e a África, 12,0% (Anexo I).

Com relação aos tipos de solos investigados, os trabalhos puderam ser agrupados em cinco categorias, de acordo com o SiBCS (EMBRAPA, 2006; Mata, 2007): Argissolo (52%), Latossolo (28%), Cambissolo (13%), Nitossolo (5%) e Neossolo (2%). O tipo de solo pode determinar o número de ciclo de cultivos e tempo de pousio que o sistema deve aplicar para a manutenção da qualidade funcional do solo (Bruun *et al.*, 2009).

A característica principal dos Argissolos - Ferric Acrisols (FAO) e Paleudult (System Soil Taxonomy - SST) - é a presença de horizonte B textural, imediatamente abaixo do horizonte A ou E. Além disso, apresentam argila de atividade baixa e saturação por alumínio igual ou superior a 50% e/ou saturação por bases inferior a 50% na maior parte do horizonte B. A mudança textural abrupta ou de textura contrastante, implica no aumento de problemas relacionados à erosão, a reserva de água e a fisiologia das plantas (Oliveira, 2008b). Boserup (1989) comenta que estes tipos de solo são suscetíveis à degradação em condições de aumento populacional ou de mudança tecnológica, que poderiam levar um aumento dos ciclos de cultivo e/ou diminuição do período de pousio.

Os latossolos - Humic ou Rhodic Ferrasols (FAO) e Acrohumox/Haplorthox (SST) - são solos que apresentam avançado estágio de intemperismo, com material coloidal com baixa capacidade de troca de cátions e baixos teores ou virtual ausência de minerais primários facilmente alteráveis. Com isso, sua reserva de nutrientes é reduzida, fato que não impedem que sejam solos produtivos quando bem manejados (Oliveira, 2008b).

Os cambissolos - Dystric Cambisols (FAO) e Dystrochrept (SST) - são constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial. São pouco profundos, com presença de teores relativamente elevados de minerais primários facilmente intemperizáveis, com fração argila de média a alta. Os cambissolos, por não apresentarem acréscimos de argila no horizonte B, são menos suscetíveis à erosão (Oliveira, 2008b).

Apesar de apresentarem características próprias, que ajudam a determinar a composição e a estrutura das formações vegetais que crescem sobre eles, esta revisão encontrou que os tipos de solos submetidos aos sistemas agrícolas itinerantes não foram determinantes para indicar uma tendência de conservação ou degradação dos solos.

Como ressaltado por Pedroso-Junior *et al* (2008a, 2009), os estudos sobre os impactos da agricultura itinerante sobre o solo das florestas tropicais podem ser positivos e negativos, dependendo das escalas espaciais e temporais consideradas. Entre os impactos positivos apontados tem-se o aumento da fertilidade do solo após a conversão, com o incremento de P, Ca e Mg, de forma a não afetar os estoques desses macronutrientes (Brinkmann & Nascimento, 1973; Stromgaard, 1986; Andriesse & Schelhaas, 1987b; Juo & Manu, 1996; Zarin *et al.*, 1998; McDonald *et al.*, 2002; Johnson *et al.*, 2001; Frizano *et al.*, 2003; Oliveira, 2008a), bem como a reconstituição

relativamente rápida (cerca de 5 anos) dos mecanismos de captura de nutrientes, contidos na serrapilheira e nas raízes finas, após o abandono da roça (Oliveira, 2008a).

Outros estudos apontaram impactos negativos sobre a fertilidade do solo e o aumento na ocorrência de erosão (Ewel *et al.*, 1981a,b; Kyuma *et al.*, 1985; Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Brand & Pfund, 1998; Nagy & Proctor, 1999; McDonald *et al.*, 2002). A desestabilização da dinâmica de ciclagem de nutrientes do sistema solo/vegetação, a partir do aumento do número de ciclos de corte e queima e cultivo, também foi apresentado como um impacto negativo (Ewel *et al.*, 1981a,b; Uhl & Jordan, 1984; Hölscher *et al.*, 1997; Garcia-Oliva *et al.*, 1999; Gafur *et al.*, 2003; Davidson *et al.*, 2007). Alguns autores identificaram, também, impactos nas propriedades físicas dos solos, que poderiam intensificar o processo de lixiviação resultando, principalmente, na diminuição da quantidade de matéria orgânica (Tulaphitak *et al.*, 1985; Hernani *et al.*, 1987; Roder *et al.*, 1994; Alegre & Cassel, 1996; Roder *et al.*, 1997; McDonald *et al.*, 2002; Pereira & Vieira, 2001; Frizano *et al.*, 2003; Chidumayo & Kwibisa, 2003). O comprometimento da diversidade do banco de sementes foi outro aspecto negativo relacionado à utilização do fogo na fase de conversão da agricultura itinerante, que poderia resultar na diminuição da biodiversidade destes ecossistemas florestais (Mamede, 2008).

A seguir, os impactos levantados na revisão da literatura foram agrupados por propriedade do solo (física, química e biológica) e o componente do SAI (conversão, cultivo, pousio).

3.1. Impactos nas propriedades físicas do solo

As principais propriedades físicas do solo impactadas sob a atividade da agricultura itinerante foram: textura, estrutura, densidade, cor, umidade e temperatura.

3.1.1. Impactos da Conversão

A fase de conversão relaciona-se à abertura de uma área, na qual será realizado o cultivo. Nesta fase, ocorre a abertura de uma clareira, geralmente dentro de um mosaico vegetacional com variados estádios sucessionais, para obtenção do espaço para o cultivo. Esta abertura é realizada, comumente, com ferramentas manuais, e após a derrubada das árvores, utiliza-se o fogo com a finalidade de auxiliar na limpeza da área e para aumentar produtividade do plantio (McGrath, 1987; Kleinman *et al.*, 1995). Dentre os trabalhos pesquisados, as duas principais causas dos impactos nas propriedades físicas do solo na fase de conversão foram a derrubada da vegetação e o uso do fogo para a abertura da área de cultivo.

Na Tabela 1 estão listados os principais impactos sobre as propriedades físicas relacionados à fase de conversão, e seus efeitos para o solo. Verificou-se que, para esta fase, a maioria dos impactos nas propriedades físicas do solo foi negativo. Quanto à textura do solo, têm-se a perda de material e a modificação granulométrica, alterando a fração fina do solo, cujos efeitos negativos são o aumento do escoamento superficial, da erosão e da compactação deste compartimento.

A estrutura do solo também é alterada, com impactos nos macroagregados. Com isso, os efeitos vão além daqueles relacionados à textura, afetando a resiliência hidráulica e a capacidade de absorção de nutrientes do solo. Ademais, estes impactos negativos na estrutura são sinérgicos com outras propriedades do solo, como a densidade, a umidade e a temperatura.

A revisão também apontou impactos positivos relacionados à fase de conversão. Apesar do uso do fogo diminuir o teor de matéria orgânica do solo, o impacto na estrutura do solo, com a mudança dos macroagregados, pode resultar em um incremento do carvão mineral (Carbono Negro) e do material carbonificado, aumentando o estoque

do carbono orgânico do solo (SOC – Soil Organic Carbon). Além disso, após a derrubada e anteriormente à queima da vegetação, a umidade do solo é mantida, sendo este efeito importante no controle da intensidade do fogo e, portanto, na diminuição relativa dos seus impactos negativos sobre as propriedades físicas do solo.

A matéria orgânica é um componente relacionado às três propriedades dos solos. Nas propriedades físicas, influencia na textura e estrutura do solo. Os estudos revisados (Tabela 1) mostraram que o principal impacto da conversão da floresta em área cultivável, em relação à matéria orgânica, é provocado pelo fogo, que leva à combustão deste componente. Isso ocasiona um impacto negativo principalmente sobre a estrutura do solo, que é apresentado como o principal argumento para considerar este tipo de manejo insustentável.

Tabela 1. Impactos do sistema de agricultura itinerante nas propriedades físicas do solo na fase de conversão.

Propriedades Físicas	Conversão			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Textura	Perda de material da camada superficial do solo	Abertura da clareira com exposição do solo	- Negativo - Aumento do escoamento superficial; erosão.	(9; 12; 13; 15; 19; 21; 30; 35; 40; 50; 51; 52; 67; 70; 71)
	Alteração da fração fina do solo	Uso do Fogo	- Negativo – compactação. - Incerto - mudança da granulometria leva à diminuição da fertilidade; melhora capacidade de absorção de nutrientes pelo aumento do CTC.	(9; 12; 13; 15; 19; 21; 30; 35; 40; 50; 51; 52; 67; 70; 71)
Estrutura	Alteração dos macroagregados	Derrubada da vegetação Uso do Fogo	- Negativo – compactação; diminuição da capacidade de absorção; diminuição da matéria orgânica do solo; aumento da lixiviação; erosão; alteração da condutividade hidráulica e taxa de infiltração. - Positivo – incorporação do carvão e material carbonificado no húmus.	(2; 12; 13; 15; 19; 20; 21; 30; 40; 41; 50; 51; 62; 67; 70; 71)

Propriedades Físicas	Conversão			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Densidade	Alterada	Derrubada da vegetação	- Negativo - compactação; diminuição da capacidade de absorção; diminuição da matéria orgânica do solo; aumento da lixiviação; erosão; alteração da condutividade hidráulica e taxa de infiltração.	(3; 9; 13; 15; 16; 21; 30; 40; 50; 51; 58; 63; 67; 70; 71)
Cor	Alterada	Uso do fogo	- Incerto – com intensidade acima de 600° C, porém com efeito desconhecido.	(13; 15; 30; 34)
Umidade	Alterada	Derrubada da vegetação	- Positivo – manutenção da umidade do solo com manutenção da vegetação derrubada	(13; 15; 30; 40; 50; 51; 62; 65; 67; 70; 71)
		Uso do Fogo	- Negativo – diminuição da umidade da camada superficial, reduzindo atividade biológica e comprometendo estrutura.	(13; 15; 30; 40; 50; 51; 62; 65; 67; 70; 71)
Temperatura	Alterada	Derrubada da vegetação	- Negativo – aumento da decomposição com diminuição da matéria orgânica	(13; 15; 30; 40; 50; 51; 67; 70; 71)
		Uso do Fogo	- Negativo – altera textura, estrutura e biota.	(13; 15; 30; 40; 50; 51; 67; 70; 71)

3.1.2. Impactos do Cultivo e Pousio

Na Tabela 2 estão listados os principais impactos, e suas respectivas referências, sobre as propriedades físicas do solo, relacionados às fases de cultivo e pousio. Estas fases têm como característica comum o crescimento de vegetação, o que permite a cobertura do solo, evitando uma exposição acentuada aos fatores dessecativos e erosivos.

Entretanto, dependendo do número de ciclos de cultivo antes da fase de pousio, os impactos sobre as propriedades físicas podem ser acentuados, causando uma alteração da textura e estrutura do solo, devido à repetida exposição do mesmo (Tabela 2). O aprofundamento dos efeitos negativos está relacionado à elevação do escoamento

superficial, à erosão e à diminuição da resiliência hidráulica, impedindo a recuperação subsequente do solo na fase de pousio, resultando na sua progressiva degradação (Tabela 2).

Em relação à fase de conversão, as fases de cultivo e pousio diminuem os impactos negativos sobre as propriedades físicas do solo (Tabela 2). A fase de pousio, segundo os artigos revisados, é a responsável pela retomada das condições iniciais do solo antes de sua utilização para a agricultura itinerante.

Tabela 2. Impactos do sistema de agricultura itinerante nas propriedades físicas do solo nas fases de cultivo e pousio.

Propriedades Físicas	Cultivo e Pousio			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Textura	Perda de material da camada superficial do solo	Exposição do solo nos ciclos de cultivo e início do pousio	- Negativo - Aumento do escoamento superficial; erosão.	(9; 13; 21; 30; 35; 40; 50; 51; 52; 64; 67; 71)
	Alteração da fração fina do solo	Exposição do solo nos ciclos de cultivo e pousio	- Negativo – compactação.	(9; 13; 21; 30; 35; 40; 50; 51; 52; 64; 67; 71)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo - melhora capacidade de absorção de nutrientes pelo aumento da Capacidade de Troca Catiônica (CTC); recuperação da camada fina do solo.	(9; 13; 21; 30; 35; 40; 50; 51; 52; 64; 67; 71)
Estrutura	Alteração dos macroagregados	Exposição do solo nos ciclos de cultivo e início do pousio	- Negativo – compactação; diminuição da capacidade de absorção; diminuição da matéria orgânica do solo; aumento da lixiviação; erosão; alteração da condutividade hidráulica e taxa de infiltração.	(2; 13; 20; 21; 30; 40; 41; 50; 51; 62; 64; 67; 71)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – recuperação da estrutura do solo com o aumento progressivo do teor de matéria orgânica.	(2; 13; 20; 21; 30; 40; 41; 50; 51; 62; 64; 67; 71)

Propriedades Físicas	Cultivo e Pousio			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Densidade	Alterada	Crescimento dos cultivares	- Positivo – recuperação gradual da densidade inicial anterior à fase de conversão	(2; 13; 20; 21; 30; 40; 41; 50; 51; 62; 64; 67; 71)
Umidade	Alterada	Exposição do solo nos ciclos de cultivo e início do pousio	- Negativo – diminuição da umidade do solo	(13; 30; 40; 50; 51; 62; 64; 65; 67; 71)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – a cobertura vegetal impede à exposição do solo, aumentando a umidade.	(13; 30; 40; 50; 51; 62; 64; 65; 67; 71)
Temperatura	Alterada	Exposição do solo nos ciclos de cultivo e início do pousio	- Negativo – aumento da decomposição com diminuição da matéria orgânica	(13; 30; 40; 50; 51; 64; 67; 71)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – melhora a textura, estrutura e comunidade microbiótica.	(13; 30; 40; 50; 51; 64; 67; 71)

3.2. Impactos nas propriedades químicas do solo

As principais propriedades químicas do solo impactadas sob a atividade da agricultura itinerante foram: o pH, a dinâmica dos macro e micronutrientes do solo, a capacidade de troca catiônica (CTC), o conteúdo de matéria orgânica (SOM) e o carbono orgânico do solo (SOC). A matéria orgânica faz a intermediação da ciclagem de nutrientes, interferindo na sua dinâmica, influenciando o pH e a capacidade de troca catiônica (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009; Brunn *et al.*, 2009).

3.2.1. Impactos da Conversão

As propriedades químicas do solo são alteradas a partir do componente conversão do sistema de agricultura itinerante. Porém, diferentemente dos impactos sobre as propriedades físicas, seus efeitos foram, principalmente, positivos. Na Tabela 3

estão listados os principais impactos da fase de conversão sobre as propriedades químicas e seus efeitos para o solo, também devidamente referenciado.

Esta condição era esperada, uma vez que o SAI baseia-se na disponibilização dos nutrientes estocados na biomassa queimada, para que a produtividade da fase de cultivo não dependa de recursos externos (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009; Brunn *et al.*, 2009). De tal maneira, uma porção considerável dos macronutrientes estocados na biomassa (vegetação) queimada torna-se disponível para a fase de cultivo, como foi verificado no levantamento bibliográfico.

Os impactos positivos relacionam-se, principalmente, à elevação do pH do solo, pela saturação de bases (Mg, Ca, K, P). A grande maioria dos estudos levantados demonstra o benefício deste impacto, propiciado pela absorção da cinza pelo solo (Tabela 3). Mesmo com a diminuição inicial da matéria orgânica e a volatilização do N, C e S, a fertilidade do solo é aumentada significativamente. Com isso, a etapa de conversão do SAI justifica-se, pois a próxima fase, de cultivo, encontra condições de fertilidade do solo compatíveis com a atividade agrícola.

Todavia, os impactos sobre a dinâmica de macronutrientes como o P e K são incertos. Esta revisão encontrou discordância em relação à disponibilidade destes elementos após o uso do fogo. Entretanto, os estudos também demonstraram que, para as fases seguintes, estes elementos não comprometem a produtividade do cultivo e a recuperação às condições iniciais do solo, durante a fase do pousio (Tabela 3).

Os impactos negativos sobre as propriedades químicas do solo associados à etapa de conversão estão relacionados à matéria orgânica e ao SOC, devido a sua vulnerabilidade à ação do fogo, pela temperatura de volatilização relativamente baixa destes elementos (Tabela 3). Dependendo das características da queimada, como

intensidade e frequência da perturbação, estas propriedades podem comprometer significativamente a capacidade de resiliência e a fertilidade do solo (Tabela 3).

Tabela 3. Impactos do sistema de agricultura itinerante nas propriedades químicas do solo na fase de conversão.

Propriedades Químicas	Conversão			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
pH	Alterado	Derrubada da vegetação	- Negativo – acidificação do solo, devido aumento da taxa de decomposição.	(3; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 53; 55; 57; 58; 69)
		Uso do Fogo com produção de cinzas	- Positivo – alcalinização do solo, a partir da cinza, com a saturação por bases (Mg, Ca, Na, K). Este efeito melhora outras propriedades do solo como a CTC, disponibilização de nutrientes e diminui a saturação pelo Alumínio.	(3; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 53; 55; 57; 58; 69)
Dinâmica de Macronutrientes	Volatilização N, C	Derrubada da vegetação	- Negativo – nesta fase a área é uma fonte de emissão de C para a atmosfera, devido aumento da taxa de decomposição. Menor disponibilização de N, fixado com aumento da atividade microbiana. Diminuição da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 55; 57)
		Uso do Fogo	-Negativo–volatilização destes elementos, tanto maior quanto maior a intensidade do fogo. Diminuição da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 55; 57)
		Saturação das Bases (Ca, Mg)	- Positivo – disponibilização das bases acima da exigência do cultivo. Aumento da fertilidade do solo. Efeito das cinzas	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 55; 57)

Propriedades Químicas	Conversão			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
	Disponibilidade alterada do P	Uso do Fogo	- Incerto – estudos variam sobre a disponibilidade suficiente e insuficiente para a fase do cultivo.	(3; 6; 10; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 38; 43; 47; 49; 55; 57; 63)
	Disponibilidade alterada de K	Uso do Fogo	- Incerto – estudos variam sobre a disponibilidade suficiente e insuficiente para a fase do cultivo.	(3; 6; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 55; 57)
Capacidade de Troca Catiônica	Alterada	Uso do Fogo	- Positivo – aumento da CTC, aumento da condutividade elétrica, maior disponibilidade de bases, aumento da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 50; 55; 57)
Matéria Orgânica	Altera teor	Derrubada da vegetação	- Positivo – melhora a textura, estrutura e comunidade microbiótica, disponibilidade maior de macronutrientes com aumento do seu teor.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 51; 55; 57; 62)
		Uso do Fogo	- Negativo – diminuição do teor, com volatilização significativa de N e C.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 47; 49; 51; 55; 57; 62)
SOC	Altera Estoque	Derrubada da vegetação	- Negativo – taxa de decomposição aumentada, com fluxo de carbono para atmosfera.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 32; 33; 34; 36; 37; 43; 44; 45; 47; 49; 51; 55; 57; 62; 66; 69)

3.2.2. Impactos do Cultivo

O componente cultivo do SAI causa impactos no solo, devido ao fluxo de matéria e energia para fora do sistema. Mesmo assim, o cultivo pode apresentar impactos positivos sobre o solo, contanto que a capacidade de resiliência não seja excedida, através de um aumento no número de ciclos de cultivos (Pedroso-Junior *et al.*, 2008a, 2009; Brunn *et al.*, 2009). Na Tabela 4 estão listados os principais impactos nas propriedades químicas relacionados à fase de cultivo, e seus efeitos para o solo. Estes processos são descritos abaixo.

No início desta fase, coincidindo com a semeadura, o solo está exposto. Os estudos compilados demonstraram que, nesta etapa, os impactos são negativos para as variáveis químicas do solo. Os efeitos negativos sobre o pH, a dinâmica de nutrientes, a matéria orgânica e o SOC são relacionados à sua indisponibilidade transitória. Com o crescimento e o desenvolvimento do cultivo, estas condições são alteradas, garantindo a produtividade agrícola e mantendo boa fertilidade do solo. Porém, é o número de ciclos de cultivo que determinará o grau dos impactos negativos. O efeito pode ser a perda da resiliência do solo, levando à insustentabilidade do sistema de agricultura itinerante, como verificado em muitos estudos desta revisão (Tabela 4).

Tabela 4. Impactos do sistema de agricultura itinerante nas propriedades químicas do solo na fase de cultivo.

Propriedades Químicas	Cultivo			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
pH	Alterado	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – Escoamento superficial e lixiviação modificando o pH do solo com perda de bases.	(3; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 53; 55; 69)

Propriedades Químicas	Cultivo			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – manutenção do pH do solo alterado pela cinza, favorecendo disponibilidade de nutrientes. No decorrer do período de cultivo, o pH vai retornando para condição mais ácida. Favorece disponibilidade dos nutrientes.	(3; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 53; 55; 69)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – quanto maior o número de ciclos diminui teor de bases, acidificando o solo com comprometimento da fertilidade.	(3; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 53; 55; 69)
Dinâmica de Macronutrientes	Alteração do teor de nutrientes	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição do teor de macronutrientes pela ação do escoamento superficial, lixiviação e erosão.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55)
Dinâmica de micronutrientes	Mobilidade do Hg	Crescimento dos cultivares	Positivo – cobertura do solo pela vegetação diminui perda de nutrientes. Aumento progressivo da matéria orgânica com aumento na disponibilidade dos nutrientes.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55)
			- Negativo – maior número de ciclos de cultivo, diminui concentração de nutrientes a níveis impeditivos ao cultivo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – quanto maior o número de ciclos diminui concentração de nutrientes, com comprometimento da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55)
		Manejo do solo	- Negativo – liberação do Hg das partículas do solo, solubilização na solução do solo, com liberação no ambiente.	(9; 12; 13)
Capacidade de Troca Catiônica	Alterada	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição da CTC devido ação do escoamento superficial, lixiviação e erosão.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 50; 55; 64)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo - aumento da CTC, aumento da condutividade elétrica, maior disponibilidade de bases, aumento da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 50; 55; 64)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – quanto maior o número de ciclos diminui concentração de bases, com comprometimento da fertilidade do solo.	(2; 12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 50; 55; 64)

Propriedades Químicas	Cultivo			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Matéria Orgânica	Altera teor	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição do teor de matéria orgânica com comprometimento temporário da disponibilidade dos nutrientes e fertilidade do solo.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55; 64; 68; 69; 72)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – aumento do teor, aumentando as condições de fertilidade como um todo. Com aumento do número de ciclos este parâmetro não é muito afetado, pois o manejo mantém serrapilheira do cultivo.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55; 64; 68; 69; 72)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – quanto maior o número de ciclos diminui teor de matéria orgânica, com comprometimento da fertilidade do solo.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 43; 47; 55; 64; 68; 69; 72)
SOC	Altera Estoque	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – Taxa de decomposição aumentada, com fluxo de carbono para atmosfera.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 42; 43; 44; 45; 47; 55; 66; 69)
		Crescimento dos cultivares	- Positivo – apesar desta fase de cultivo com retirada de biomassa, o estoque estabiliza relativamente à fase de conversão.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 42; 43; 44; 45; 47; 55; 66; 69)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – quanto maior o número de ciclos diminui estoque de SOC, funcionando como uma fonte de emissão de C para a atmosfera.	(12; 13; 20; 21; 23; 24; 30; 33; 34; 42; 43; 44; 45; 47; 55; 66; 69)

3.2.3. Impactos do Pousio

O componente pousio do SAI representa o restabelecimento das condições iniciais do ecossistema florestal, anterior ao manejo. Esta recuperação do ecossistema é propiciada pelos processos ecológicos naturais relacionados à sucessão ecológica. A questão mais relevante, nesta fase, é o período de tempo em que a terra é deixada para descanso. Na Tabela 5 estão os principais impactos identificados nesta revisão nas

propriedades químicas relacionados à fase de pousio, e seus efeitos para o solo. Estes processos são descritos abaixo.

Os impactos negativos estão limitados ao início da fase de pousio. Com a evolução da sucessão ecológica, as variáveis que compõem as propriedades químicas do solo vão se alterando (menor acidez, por exemplo), levando a efeitos positivos, os quais restabelecem a fertilidade inicial do solo. Desta forma, o pousio só resultaria em impactos negativos ao sistema solo, com comprometimento de sua resiliência, com um período de descanso inadequado. O período de 10 anos é considerado o mínimo para evitar a degradação do solo, mas os dados compilados nesta revisão demonstram que períodos mais longos, próximos aos 25 anos, recuperariam, além das condições gerais de fertilidade do solo, o SOC acumulado em condições naturais, emitido para a atmosfera durante a atividade agrícola (Tabela 5).

Tabela 5. Impactos do sistema de agricultura itinerante nas propriedades químicas do solo na fase de pousio.

Propriedades Químicas	Pousio			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
pH	Alterado	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – Escoamento superficial e lixiviação modificando o pH do solo com perda de bases.	(17;53;54; 65;69)
		Sucessão ecológica	- Positivo – mudança gradual do pH durante a evolução dos estádios sucessionais em direção à condição inicial antes do ciclo como um todo.	(17;53;54; 65;69)
		Período de pousio	- Negativo – período inferior à recuperação das condições iniciais do solo, anteriores ao ciclo agrícola implantado. Período abaixo de 10 anos. - Positivo - período superior para a recuperação das condições iniciais do solo, anteriores ao ciclo agrícola implantado. Período acima de 10 anos.	(17;53;54; 65;69)

Propriedades Químicas	Pousio			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Dinâmica de Macronutrientes	Alteração do teor de nutrientes	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição do teor de macronutrientes pela ação do escoamento superficial, lixiviação e erosão.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 54; 55; 68)
		Sucessão ecológica	- Positivo – cobertura do solo pela vegetação diminui perda de nutrientes. Aumento progressivo da matéria orgânica com aumento na disponibilidade dos nutrientes.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 54; 55; 68)
		Período de pousio	- Negativo – menor período impede a recuperação das condições da fertilidade solo anteriores ao uso agrícola. - Positivo – maior o período possibilita recuperação das condições de fertilidade do solo anteriores ao uso agrícola.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 54; 55; 68)
Capacidade de Troca Catiônica	Alterada	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição da CTC devido ação do escoamento superficial, lixiviação e erosão.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 50; 54; 55; 64; 65)
		Sucessão ecológica	- Positivo - aumento da CTC, aumento da condutividade elétrica, maior disponibilidade de bases, aumento da fertilidade do solo.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 50; 54; 55; 64; 65)
		Período de pousio	Positivo – maior período possibilita aumento da CTC, aumento da condutividade elétrica, maior disponibilidade de bases, aumento da fertilidade do solo. - Negativo – menor período impede restabelecimento da concentração de bases, com comprometimento da fertilidade do solo.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 42; 46; 47; 50; 54; 55; 64; 65)
Matéria Orgânica	Altera teor	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – diminuição do teor de matéria orgânica com comprometimento temporário da disponibilidade dos nutrientes e fertilidade do solo.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 46; 47; 54; 55; 64; 65; 68; 69; 72)

Propriedades Químicas	Pousio			
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
		Sucessão ecológica	- Positivo – com a sucessão dos estádios, maior acúmulo de matéria orgânica, aumentando as condições de fertilidade como um todo. Variável considerada fundamental como indicador da fertilidade do solo.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 46; 47; 54; 55; 64; 65; 68; 69; 72)
		Período de pousio	- Negativo – menor impede a formação do húmus, com comprometimento da fertilidade do solo. - Positivo - maior possibilita a formação do húmus, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 46; 47; 54; 55; 64; 65; 68; 69; 72)
SOC	Altera Estoque	Exposição do solo no início da fase	- Negativo – Taxa de decomposição aumentada, com fluxo de carbono para atmosfera.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 44; 45; 46; 47; 54; 55; 65; 66; 69)
		Sucessão ecológica	- Positivo – aumento do estoque de C na biomassa acima do solo com evolução dos estádios. Aumenta serrapilheira e,consequentemente a entrada de carbono no estoque de SOC.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 44; 45; 46; 47; 54; 55; 65; 66; 69)
		Período de pousio	- Negativo – o estoque de SOC altera-se positivamente com diminuição da taxa de crescimento da biomassa acima do solo, assim, nos estádios sucessionais tardios. Menor tempo de pousio não possibilita entrada nova de C para o SOC. O sistema passa a ser um emissor de C para a atmosfera. - Positivo - o estoque de SOC altera-se positivamente com diminuição da taxa de crescimento da biomassa acima do solo, assim, nos estádios sucessionais tardios. Maior tempo de pousio possibilita entrada nova de C para o SOC. O sistema passa a ser um captador de C da atmosfera.	(3; 7; 12; 13; 17; 20; 21; 24; 26; 27; 28; 30; 31; 33; 34; 40; 42; 44; 45; 46; 47; 54; 55; 65; 66; 69)

3.3. Impactos nas propriedades biológicas do solo

As principais propriedades biológicas do solo impactadas pelo SAI encontradas foram: a microfauna (principalmente, a comunidade bacteriana), a macrofauna e o banco de sementes. A Tabela 6 traz os principais impactos da agricultura itinerante sobre as propriedades biológicas, nas três fases, e seus efeitos para o solo. Estes processos são descritos abaixo.

3.3.1. Impactos da Conversão, Cultivo e Pousio

O número de estudos investigando as propriedades biológicas do solo foi reduzido, 17,5% (Tabela 6). Mesmo assim, tais propriedades foram apontadas como fundamentais para conservar a capacidade de resiliência dos solos sob SAIs.

As propriedades biológicas do solo são impactadas negativamente pela ação do fogo e com as repetições dos ciclos de cultivo. A redução do teor de matéria orgânica, causada pelo uso do fogo, vai influenciar a estrutura, a composição e a diversidade da biota (micro, meso e macrofauna) do solo (Tabela 6).

O banco de sementes também sofre forte impacto do fogo, que foi destacado como um aspecto importante por alguns estudos, devido ao efeito que tem sobre a sucessão ecológica (Tabela 6). A perda da diversidade e densidade de sementes facilita o surgimento de espécies invasoras, comprometendo a capacidade de resiliência do solo.

Tabela 6. Impactos do sistema de agricultura itinerante sobre as propriedades biológicas do solo, nas fases de conversão, cultivo e pousio.

Propriedades		Conversão, Cultivo e Pousio		
Biológicas				
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Microfauna	Alteração da biomassa e diversidade	Exposição do solo	- Negativo – aumento da temperatura e dessecação do solo diminuindo atividade da microfauna.	(2; 3; 21; 49; 52; 60; 62; 68)
			- Positivo – aumento da temperatura do solo, aumento taxa de decomposição, com aumento da biomassa da microfauna.	(2; 3; 21; 49; 52; 60; 62; 68)
		Uso do Fogo	- Negativo – diminuição da biomassa e diversidade da microfauna, comprometendo a fertilidade do solo, com redução da mineralização dos nutrientes.	(2; 3; 21; 49; 52; 60; 62; 68)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – redução da condição de fertilidade do solo afeta a biomassa e diversidade da microfauna. A função de reciclagem diminui sua taxa de atividade.	(2; 3; 21; 49; 52; 60; 62; 68)
		Período de pousio	- Positivo – a sucessão ecológica aumenta o teor de matéria orgânica do solo, elevando a taxa de atividades da microfauna, aumentando sua biomassa e diversidade.	(2; 3; 21; 49; 52; 60; 62; 68)
Macrofauna	Alteração da biomassa e diversidade	Exposição do solo	- Negativo – aumento da temperatura e dessecação do solo diminuindo atividade da macrofauna.	(16; 25; 29; 30)
			- Positivo – aumento da temperatura do solo, aumento taxa de decomposição, com aumento da biomassa da macrofauna.	(16; 25; 29; 30)
		Uso do Fogo	- Negativo – diminuição da biomassa e diversidade da macrofauna, comprometendo a fertilidade do solo, com redução da mineralização dos nutrientes.	(16; 25; 29; 30)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – redução da condição de fertilidade do solo afeta a biomassa e diversidade da macrofauna. A função de reciclagem diminui sua taxa de atividade.	(16; 25; 29; 30)
		Período de pousio	- Positivo – a sucessão ecológica aumenta o teor de matéria orgânica do solo, elevando a taxa de atividades da macrofauna, aumentando sua biomassa e diversidade.	(16; 25; 29; 30)

Propriedades Biológicas		Conversão, Cultivo e Pousio		
	Impacto	Causa	Efeito	Referências
Banco de Semente	Alteração da densidade e diversidade	Exposição do solo	- Positivo – possibilidade de entrada de propágulos e germinação de sementes com fototropismo.	(4; 23)
		Uso do Fogo	- Negativo – redução da densidade e diversidade sementes, principalmente do grupo das herbáceas.	(4; 23)
		Número de ciclos de cultivo	- Negativo – redução da densidade e diversidade sementes, principalmente do grupo das herbáceas.	(4; 23)
		Período de pousio	- Positivo – possibilidade de germinação do banco de semente e entrada de propágulos, favorecendo a evolução da sucessão ecológica. Com isso, favorece o restabelecimento das condições iniciais do solo.	(4; 23)

4. Indicadores de avaliação das condições do solo sob sistemas agrícolas itinerantes

Os estudos revisados (Anexo I) mostraram que, sob SAIs, as propriedades do solo em florestas tropicais variam desde o momento da abertura da área para o plantio (conversão), até o final de um ciclo de cultivo e pousio. A direção, a magnitude e a duração dessas mudanças podem ser utilizadas para monitorar os impactos deste sistema agrícola sobre o solo.

O monitoramento da dinâmica das propriedades dos solos sob diferentes usos da terra tem sido realizado com o auxílio de modelos e de indicadores quantitativos (Larson & Pierce, 1991; Andrews & Carroll, 2001; Yemefack *et al.* 2006a,b). O modelo criado por Yemefack e colaboradores (2006b) utilizou o conceito de conjunto de dados mínimos (CDM) para avaliar a qualidade do solo sob SAIs. Nesse modelo, as variáveis das propriedades do solo que se mostraram mais afetadas pelas práticas agrícolas

itinerantes, e que compuseram o CDM, foram: pH medido em água, Ca trocável, P disponível, densidade e SOC.

Outra maneira de se avaliar a qualidade, o status e o potencial de produtividade dos solos sob sistemas agrícolas, é através do uso de um índice de qualidade dos solos (IQS). Andrews & Carroll (2001) construíram um índice que integrou os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, para avaliar sua capacidade funcional. Neste índice, os autores aplicaram conceitos de ecologia do solo para avaliar a sustentabilidade do manejo, combinando uma variedade de informações visando uma análise multi-objetiva.

A escolha dos atributos apropriados para se incluir em um índice de qualidade do solo (IQS) deve levar em consideração as funções do solo, bem como os objetivos do manejo agrícola (Andrews & Carroll, 2001). Um IQS para avaliar a sustentabilidade de SAIs, por exemplo, deveria considerar as características deste tipo de manejo, bem como as funções desempenhadas pelo solo. Contudo, existem limitações para a aplicação destes índices: em primeiro lugar, os índices são sempre sítio-específicos e, portanto, difíceis de serem extrapolados para outros locais; segundo, o desenvolvimento de um IQS necessita de especialistas para a escolha de atributos do solo relevantes para sua composição¹.

Considerando as propostas de Yemefack e colaboradores (2006b) e de Andrews & Carroll (2001), procuramos verificar se as variáveis sugeridas pelos autores para a avaliação dos impactos dos SAIs sobre os solos tropicais concordavam com os parâmetros encontrados na literatura revisada. A partir dos parâmetros comuns, e incluindo outros sugeridos pela literatura, procuramos apontar indicadores qualitativos

¹ Para contornar o primeiro problema e permitir a extrapolação e o uso destes índices em diferentes condições de manejo e solo, pode-se utilizar um método estatístico na construção de um IQS ou de um CDM. O método estatístico quantitativo de multi-critérios criado por Yemefack e colaboradores (2006b), por exemplo, possibilita a definição de variáveis relevantes das propriedades do solo que formarão o índice de qualidade, permitindo seu emprego em diferentes condições ambientais e de manejo.

de avaliação dos impactos dos SAIs sobre os solos. Estes indicadores qualitativos foram escolhidos com o objetivo de permitir o acompanhamento das tendências relativas de degradação ou conservação dos solos em SAIs. Somado a isto, pretende-se contribuir para a construção de futuros indicadores a partir de análises quantitativas que busquem melhorar as formas de manejo do sistema, no intuito de torná-los mais sustentáveis.

As propriedades físicas impactadas sob sistemas agrícolas itinerantes, comuns a maioria dos estudos desta revisão, foram: textura (variáveis: camada superficial e camada fina do solo), estrutura (macroagregados) e densidade. As causas mais citadas destes impactos foram: o uso do fogo e a exposição do solo.

No caso das propriedades químicas, as mais comuns foram: o pH, a dinâmica dos macronutrientes (variáveis: N total, S total, P e K disponíveis e concentração de bases), a capacidade de troca catiônica, a matéria orgânica e o SOC. As causas mais frequentes destes impactos foram: o uso do fogo, a exposição do solo, o número de ciclos de cultivo e o período de pousio.

Para as propriedades biológicas, as mais comuns citadas na revisão foram: a microfauna (variáveis: biomassa e diversidade), a macrofauna (variáveis: biomassa e diversidade) e o banco de sementes (densidade e diversidade). As causas mais frequentemente citadas dos impactos, neste caso, foram: o uso do fogo, a exposição do solo e o tempo de pousio.

As variáveis relevantes das propriedades do solo, comuns à formação dos diversos IQS e CDM identificados a partir de outra revisão de artigos sobre a construção de modelos e indicadores da qualidade de solos submetidos ao manejo agrícola, podem ser vistas na Tabela 7, adaptada de Andrews & Carrol (2001).

Tabela 7. Variáveis relevantes das propriedades do solo, comuns à formação dos diversos IQS e CDM apresentados na literatura, adaptada de Andrews & Carrol, 2001.

Variável	Propriedade do solo	Referências
Umidade	Física	Doran e Parkin (1994), Lowery <i>et al.</i> (1996)
Densidade	Física	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Arshad <i>et al.</i> (1996), Karlen <i>et al.</i> (1996)
Macroagregados	Estrutura/Física	Harris <i>et al.</i> (1996), Arshad <i>et al.</i> (1996), Karlen <i>et al.</i> (1996)
pH	Química	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Elliot <i>et al.</i> (1994), Sikora and Stott (1996), Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999), Yemefack <i>et al.</i> (2006, a,b)
N total P e K disponível Ca trocável	Dinâmica de macronutrientes /Química	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Elliot <i>et al.</i> (1994), Sikora and Stott (1996), Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999), Yemefack <i>et al.</i> (2006, a,b)
CTC	Química	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Elliot <i>et al.</i> (1994), Sikora and Stott (1996), Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999), Yemefack <i>et al.</i> (2006, a,b)
Matéria orgânica	Química	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Elliot <i>et al.</i> (1994), Sikora and Stott (1996), Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999), Yemefack <i>et al.</i> (2006, a,b)
SOC	Química	Larson and Pierce (1991), Doran and Parkin (1994), Elliot <i>et al.</i> (1994), Sikora and Stott (1996), Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999), Yemefack <i>et al.</i> (2006, a,b)
Biomassa microbiota	Biológica	Andrews and Carroll (2001), Paniagua <i>et al.</i> (1999)

Os indicadores sugeridos foram divididos em físicos, químicos e biológicos, e podem ser vistos na Tabela 8. Para cada classe de indicadores são apresentados os impactos de cada um dos três componentes do SAI (conversão, cultivo, pousio), e a tendência de degradação ou conservação da qualidade do solo.

Tabela 8. Indicadores físicos, químicos e biológicos, os impactos sob o solo que indicam, com as tendências relacionadas de degradação e conservação do solo. Tendência conservativa (C); Tendência degradativa (D)

INDICADORES FÍSICOS				
Variável	Impactos			Tendência final
	Conversão	Cultivo	Pousio	
Camada superficial do solo	Perda de material	Perda de material	Recuperação	(-) perda = C (+) perda = D
Camada fina do solo	Mudança granulométrica	Mudança granulométrica	Recuperação granulométrica	Condição inicial = C Condição alterada = D
Umidade	Perda	Recuperação	Estabilização	Condição inicial = C Condição alterada = D
Densidade	Aumento	Aumento	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Macroagregados	Destruição	Recuperação	Estabilização	Condição inicial = C Condição alterada = D
INDICADORES QUÍMICOS				
Variável	Impactos			Tendência final
	Conversão	Cultivo	Pousio	
pH	Aumento	Diminuição relativa	Retorno à condição inicial	Condição inicial = C Condição alterada = D
N total	Concentração menor	Concentração estável	Retorno à concentração inicial	Concentração inicial = C Concentração alterada = D
P disponível	Concentração maior	Concentração diminuindo	Retorno à concentração inicial	Concentração inicial = C Concentração alterada = D
K disponível	Concentração maior	Concentração diminuindo	Retorno à concentração inicial	Concentração inicial = C Concentração alterada = D
Ca trocável	Concentração maior	Concentração diminuindo	Retorno à concentração inicial	Concentração inicial = C Concentração alterada = D
CTC	Maior	Diminuição	Retorno à CTC inicial	Condição inicial = C Condição alterada = D
Matéria orgânica	Menor teor	Aumento relativo	Recuperação	Teor inicial = C Teor alterado = D
SOC	Menor teor	Aumento relativo	Recuperação	Captura CO ₂ = C

INDICADORES FÍSICOS				
Variável	Impactos			Tendência final
	Conversão	Cultivo	Pousio	
				Emite CO ₂ = D
INDICADORES BIOLÓGICOS				
Variável	Impacto			Tendência Final
	Conversão	Cultivo	Pousio	
Biomassa microfauna	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Diversidade microfauna	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Biomassa macrofauna	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Diversidade macrofauna	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Densidade Banco de semente	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D
Diversidade Banco de Semente	Diminui	Aumenta	Recuperação	Condição inicial = C Condição alterada = D

Desta forma, a qualidade do solo pode apresentar uma tendência conservativa, quando, por exemplo, o indicador tem como resultado o retorno à condição inicial ou semelhante ao início da produção agrícola (C). Caso a variável apresente um resultado diferente daquele anterior à produção agrícola (condição alterada), a mesma estará indicando que a tendência é de degradação da qualidade do solo (D).

Como exemplo, podemos citar a matéria orgânica como indicador químico. O teor desta é modificado ao longo da produção agrícola, com concentrações específicas para cada fase. Na conversão, seu teor é reduzido, recuperando-se nas fases seguintes. Contudo, se ao final da fase de pousio o teor de matéria orgânica estiver muito alterado em relação ao período anterior à conversão, este resultado indica que a qualidade deste

solo apresenta tendência degradante. Caso o resultado se assemelhe à condição inicial, a qualidade do solo apresentará tendência conservativa (Tabelas 3, 4, 5 e 8).

5. Conclusões – um sistema sustentável?

O resultado mais relevante deste levantamento refere-se à relativa homogeneidade dos impactos que os SAIs têm sobre os solos tropicais, ou seja, as causas e efeitos daqueles não variaram de maneira considerável em relação aos diferentes locais, biomas e tipos de solos investigados pelos estudos revisados.

A grande maioria dos estudos revisados, 90,0% (Tabela 1), considerou que os impactos sobre os solos submetidos ao SAI não comprometem sua qualidade. Portanto, do ponto de vista dos solos, os SAIs seria um sistema agrícola sustentável, adaptado às condições ecológicas das florestas tropicais onde são praticados, contanto que seja garantido um período de pousio suficientemente longo para a sua recuperação.

Os impactos negativos sobre o solo estão restritos às fases de conversão e cultivo. Dependendo das condições do manejo e da intensidade das perturbações sobre o ecossistema florestal (principalmente, o número de ciclos de cultivo antes do pousio), tais impactos podem elevar o nível de degradação do solo. Com isso, os solos poderiam perder sua capacidade de resiliência, que é garantida, principalmente, por um período de pousio adequado.

As principais causas dos impactos negativos sobre os solos submetidos à agricultura itinerante também foram comuns à grande maioria dos estudos revisados. O uso do fogo e a exposição do solo nas fases de produção agrícola são as causas mais relatadas. Os efeitos dos impactos negativos também foram semelhantes ao afetar variáveis relacionadas às três propriedades do solo (físicas, químicas e biológicas).

Os efeitos positivos sobre os solos estiveram relacionados principalmente ao componente pousio do sistema e foram comuns à maioria dos estudos revisados. Isso ocorreu porque a fase de pousio mimetiza os processos ecológicos dos ecossistemas florestais, pois utiliza os mecanismos naturais de sucessão ecológica das florestas para restabelecer as condições iniciais do solo antes da atividade produtiva.

Portanto, concluímos que os estudos revisados não consideraram o SAI insustentável *per se* em relação ao compartimento solo. As causas que podem levar a insustentabilidade do SAI relacionam-se a mudanças sociais, econômicas, políticas e culturais que afetam as comunidades que subsistem desta prática agrícola (Mertz, 2002). Estas podem causar o aumento no número de ciclos de cultivo e/ou diminuindo o tempo de pousio, fazendo com que a capacidade de resiliência dos solos seja ultrapassada.

Por fim, acreditamos que a construção de indicadores permite subsidiar a construção de modelos que podem facilitar o controle da qualidade do solo nas diferentes fases do SAI.

Agradecimentos

Agradecemos à Professora Doutora Sidneide Manfredini (Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas) e Professor Doutor Homero Fonseca (Escola de Artes, Ciências e Humanidades), da Universidade de São Paulo, por comentários e sugestões em uma versão anterior deste artigo.

6. Referências

- Aboim, M.C.R., Coutinho, H. L.C., 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. *Applied Soil Ecology* 38, 100 – 108.
- Adams, C., Murrieta, R.S.S., Sanches, R.A. 2005. Agricultura e alimetação em populações ribeirinhas das várzeas do Amazonas: Novas perspectivas. *Ambiente & Sociedade* VIII, 1-22.
- Adams, C. 2000a. Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental. Annablume, São Paulo.
- Adams, C. 2000b. As Populações Caiçaras e o Mito do Bom Selvagem: a necessidade de uma nova abordagem interdisciplinar. *Revista de Antropologia* 43, 145 - 182.
- Adams, C. 1994. As florestas virgens manejadas. *Bol.Mus.Para. Emílio Goeldi, Série Antropologia* 10, 3-20.
- Alegre, J.C., Cassel, D.K. 1996. Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 39-48.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19- 31.
- Altieri, M.A. 1989. Rethinking Crop Genetic Resource Conservation: A View From the South. *Conservation Biology* 3, 77– 79.
- Altieri, M.A., Anderson, M.K., Merrick, L.C. 1987. Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. *Conservation Biology* 1, 49-58.
- Andrews, S.S., Carroll, C.R. 2001. Designing A Soil Quality Assessment Tool For Sustainable Agroecosystem Management. *Ecological Applications* 11, 1573–1585.
- Andriessse, J.P., Schelhaas, R.M. 1987a. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. II. Nutrient stores in biomass and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 19, 285-310.
- Andriessse, J.P., Schelhaas, R.M. 1987b. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 19, 311-332.
- Are, K.S., Oluwatosin, G.A., Adeyolanu, O.D., Oke, A.O. 2009. Slash and Burn Effect on Soil Quality of na Alfisol: Soil Physical Properties. *Soil & Tillage Research* 103, 4-10.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63, 247-300.
- Balée, W., Campbell, D.G. 1990. Evidence of successional status of liana forest (Xingu river basin, Amazonian Brazil). *Biotropica* 22, 36-47.
- Balée, W. 1989. Cultura na vegetação da Amazônia Brasileira. In: NEVES, W. A. (Ed.). *Biologia e ecologia humana na Amazônia: avaliação e perspectivas*. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi – CNPq, 95-109.
- Bandy, D.E., Garrity, D.P., Sanchez, P.A. 1993. The wordwilde problem of slash- and-burn agriculture. *Agrofor. Today* 5, 2-6.
- Beckerman, S. 1983. Does swidden Ape the jungle? *Human Ecology* 11, 1– 12.
- Béliveau, A., Lucotte, M., Davidson, R., Lopes, L.O.C., Paquet, S. 2009. Early Hg Mobility in Cultivated Tropicals Soils One Year after Slash-And-Burn of the Primary Forest, in the Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment* 407, 4480-4489.

- Bellwood, P.S. 2005. *The first farmers: origins of agricultural societies*. Blackwell Publishing, Malden.
- Borggaard, O.K., Gafur, A., Petersen, L. 2003. Sustainability appraisal of shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Ambio* 32, 118-123.
- Boserup, E. 1989. *Evolução agrária e pressão demográfica*. Hucitec/Polis, São Paulo.
- Boserup, E. 1965. *The Conditions of Agricultural Growth: The Economics of Agrarian Change Under Population Pressure*. G. Allen and Unwin, London.
- Brady, N.C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 3-11.
- Brand, J., Pfund, J.L. 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71, 169-183.
- Brasil. Lei Federal n 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamente a art. 225, 1 inciso I, II, III, e IV da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e da outras providências.
- Brasil. Lei Federal 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.
- Brasil. Decreto Federal n 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei n 11.428.
- Brinkmann, W.L.F., Nascimento, J. C. 1973. The effect of slash and burn agriculture on plant nutrients in the tertiary region of Central Amazonia. *Turrialba* 23, 284-290.
- Brites, A. 2010. *Os Efeitos Ecológicos da Extração de Produtos Florestais não Madeireiros: Uma Revisão Sistemática*. Documento de Qualificação para o Curso de Mestrado, Procam, Univ.São Paulo, São Paulo.
- Brown, S., Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6, 1-32.
- Bruun, T.B., Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A.P. 2009. Environmental Consequences of the Demise in Swidden Cultivation in Southeast Asia: Carbon Stokage and Soil Quality. *Hum. Ecol.* 37, 375-388.
- Bruun, B.T., Mertz, O., Elberling, Bo. 2006. Linking yields of upland rice in shifting cultivation to fallow length and soil properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 139-149.
- Bush, M., Silman, M. 2007. Amazonian exploitation revisited: ecological asymmetry and the policy pendulum. *Frontiers in Ecology and Environment* 5, 457-465.
- Chidumayo, E.N., Kwibisa, L. 2003. Effects of deforestation on grass biomass and soil nutrient status in miombo woodland, Zambia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96, 97-105.
- Conklin, H.C. 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2, 27-61.
- Davidson, E.A., Carvalho, C.J.R., Figueira, A.M., Ishida, F.Y., Ometto, J.P.H.B., Nardoto, G.B., Saba, R.T., Hayashi, S.N., Leal, E.C., Vieira, I.C.G., Martinelli, L.A. 2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature* 447, 995-997.
- Denevan, 1992. The Pristine Myth: The Landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* 82, 369-381.
- Diekman, L.O., Lawrence, D., Okin, G.S. 2007. Changes in the Spatial Variation of Soil Properties Following Shifting Cultivation in a Mexican Tropical Dry Forest. *Biogeochemistry* 84, 99-113.
- Dove, M.R., Kammen, D.M. 1997. The epistemology of sustainable resource use: managing forest products, swiddens, and high-yielding variety crops. *Human Organization* 56, 91-101.

- Eden, M.J., Andrade, A. 1987. Ecological aspects of swidden cultivation among the Andoke and Witoto Indians of the Colombian Amazon. *Human Ecology* 15, 339-359.
- Egger, K. 1981. Ecofarming in the tropics – characteristics and potentialities. *Pt. Res. Developm* 13, 96-106.
- Ellingson, L.J., Kauffman, J.B., Cummings, D.L., Sanford Jr, R.L., Jaramillo, J. 2000. Soil N Dynamics Associated with Deforestation, Biomass Burning, and Pasture Conversion in a Mexican Tropical Dry Forest. *Forest Ecology and Management* 137, 41-51.
- Embrapa. 2006. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), Brasil.
- Ewel, J.J., Berish, C.W., Brown, B.J., Price, N., Raich, J.W. 1981a. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site. *Ecology* 62, 816-29.
- Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J. 1981b. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. *Ecology and Society* 62, 816-829.
- Fao. 1985. The Tropical Forestry Action Plan. Rome: UN Food and Agricultural Organization.
- Fao – Unesco, 1974. Soil map of the world ume 1, Legend, FAO Rome Italy, 59
- Fao Staff (1957). Shifting cultivation. *Unasylya* 11, 9–11.
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19, 680-688.
- Fox, J. 2000. How blaming ‘slash and burn’ farmers is deforesting mainland Southeast Asia. *Asia Pacific Issues* 47, 1–8.
- Frizano, J., Vann, D.R., Johnson, A.H., Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J. 2003. Labile Phosphorus in Soils of Forest Fallows and Primary Forest in the Bragantina Region, Brazil. *Biotropica* 35, 2-11.
- Gafur, A., Jensenb, J.R., Borggaard, O.K., Petersen, L. 2003. Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Journal of Hydrology* 274, 30–46.
- Garcia-Oliva, F., Sanford Jr., R.L., Kelly, E. 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88, 1-12.
- Giardina, C.P., Sanford Jr, R.L., Døckersmith, I.C. 2000. Changes in Soil Phosphorus and bNitrogen During Slash-and-Burn Clearing of a Dry Tropical Forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 399-405..
- Harris, D.R. 1971. The ecology of swidden cultivation in the Upper Orinoco Rain Forest, Venezuela. *The Geographical Review* 61, 475– 495.
- Hernani, L.C., Sakai, E., Neto, F.L., Lepsch, I.F. 1987. Effects of clearing of secondary forest on a yellow Latosol of the Ribeira Valley, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 11, 215-219.
- Hiraoka, M., Yamamoto, S. 1980. Agricultural development in the upper Amazon of Ecuador. *Geographical Review* 70, 423-445.
- Hölscher, D., Ludwig, B., Moller, R.F., Fölster, H. 1997. Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 66, 153-163.
- Houghton, R.A., Lefkowitz, D.S., Skole, D.L. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. I. Progressive loss of forests. *Forest Ecology and Management* 38, 143-172.

- Hughes, R.F., Kauffman, J.B., Cummings, D.L. 2000. Fire in the Brazilian Amazon. 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. *Oecologia* 124, 574-588.
- Ifad, Idrc, Ciifad, Icrf, Irr 2001. Shifting Cultivation: Towards Sustainability and Resource Conservation in Asia. In: Cavite, P (Ed.), International Institute of Rural Reconstruction, 421 p.
- Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J., Frizano, J., Johnson, A.H. 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 147, 245-252.
- Jong, W. 1997. Developing swidden agriculture and the threat of biodiversity loss. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62, 187-197.
- Juo, A., Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49-60.
- Kauffman, J.B., Hughes, R.F., Heider, C. 2009 Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19, 1211-1222.
- Ketterings, Q.M., Bigham, J.M. 2000a. Soil Color as an Indicator of Slash-and-Burn Fire Severity and Soil Fertility in Sumatra, Indonesia. *Soil SCI. SOC. AM. J.* 64, 1826-1833.
- Ketterings, Q.M., Bigham, J.M., Laperche, 2000b. Changes in Soil Mineralogy and Texture Caused by Slash-and-Burn Fires in Sumatra, Indonesia. *SOIL SCI. SOC. AM. J.* 64, 1108-1117.
- Kleinman, P.J., Pimentel, D., Bryant, R.B. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52, 235-249.
- Kleinman, P.J.A., Pimentel, D. Bryant, R.B. 1996. Assessing the ecological sustainability of slash-and-burn agriculture through soil fertility indicators. *Agronomic Journal* 88, 122-127.
- Kyuma, K., Tulaphitak, T., Parintra, C. 1985. Changes in soil fertility and tilth under shifting cultivation. I. General description of soil and effect of burning on the soil characteristics. *Soil Science and Plant Nutrition* 31, 227-238.
- Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Whitman, C. 1995. World Soils and Greenhouse Effect: An Overview. In: Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A.(Eds.), *Soils and Global Change*. Lewis Publishers, London. 440 p.
- Lanly, J. P. 1982. Tropical Forest Resources. Rome: FAO, (FAO Forestry Paper, 30).
- Larson, W.E., Pierce, F. J.. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: Dumanski, J., Pushparajah, E., Latham. M., Myers, R., (Eds). *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand, pp.175-203
- Lawrence, D., Suma, V., Moge, J.P. 2005. Change in species composition with repeated shifting cultivation: Limited role of soil nutrients. *Ecological Applications* 15, 1952-1967.
- Lawrence, D., Foster, D. 2002. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: An overview. *Interciencia* 27, 400-408.
- Lindbladh, M., Bradshaw, R. 1998. The origin of present forest composition and pattern in Southern Sweden. *Journal of Biogeography* 25, 463-477.
- Long, C.L., Zhou, Y. 2001. Indigenous community forest management of Jinuo people's swidden agroecosystems in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 10, 753-767.

- Mamede, M.A., Araujo, F.S. 2008. Effects of Slash and Burn Practices on Soil Seed Bank of Caatinga Vegetation in Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 72, 458-470.
- Martins, P.S. 2005. Dinâmica Eutiva em Roças de Caboclos Amazônicos. *Estudos Avançados* 19, 209-220.
- Mata, J.D. 2007. Apostila de classificação de solos. Depto. de Agronomia. Centro de Ciências Agrárias, Univ.Estadual de Maringá, Maringá.
- McDonald, M.A., Healey, J.R., Stevens, P.A. 2002. The effects of secondary forest clearance and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92, 1–19.
- McGrath, D.G. 1987. The role of biomass in shifting cultivation. *Human Ecology* 15, 221-242.
- Menzies, N.W., Gillman, G.P. 2003. Plant growth limitation and nutrient loss following piled burning in slash and burn agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65, 23–33.
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Lam, N.I., Vien, T.D. 2009. Swidden change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. *Hum.Ecol.* 37, 259-264.
- Mertz, O. 2002. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry Systems* 55, 149-159.
- Milne, E., Paustian, K., Easter, M., Sessay, M., Al-Adamat, R., Batjes, N.H., Bernoux, M., Bhattacharyya, T., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., Coleman, K., Falloon, P., Feller, C., Gicheru, P., Kamoni, P., Killian, K., Pal, D.K., Powlson, D.S., Williams, S., Rawajfih, Z. 2007. An increased understanding of soil organic carbon stocks and changes in non-temperate areas: National and global implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122, 125-136.
- Myers, N. 1993. Tropical forests: The main deforestation fronts. *Environmental Conservation* 20, 9-16.
- Nagy, L., Proctor, J. 1999. Early secondary forest growth after shifting cultivation. In: Sist, P., Sabogal, C., Byron, Y. (Eds.). *Early secondary forest growth. Management of Secondary and Logged-Over Forest in Indonesia*. Centre for International Forestry Research, Bogor, pp. 1-12.
- Namgyel, U, Siebert, S.F., Wang, S. 2008. Shifting Cultivation and Biodiversity Conservation in Bhutan. *Conservation Biology* 22, 1349–1351.
- Nandwa, S.M., Bekunda, M.A. 1998. Research on nutrient flows and balances in East and Southern Africa: state-of-the-art. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71, 5-18.
- Oliveira, R.R. 2008a. When the shifting agriculture is gone: functionality of Atlantic Coastal Forest in abandoned farming sites. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 3, 213-226.
- Oliveira, J.B. 2008b. *Pedologia Aplicada*. FEALQ (3 ed.), Piracicaba.
- Palm, C.A., Swift, M.J., Woomer, P.L. 1996. Soil biological dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 61-74.
- Pedroso-Junior, N.N., Murrieta, R.S.S., Adams, C. 2009. Slash-and-Burn Agriculture: A System in Transformation. In: Begossi, A., Lopes, P. (Eds). *Current Trends in Human Ecology*. Cambridge Scholars Publishing, Cambridge, pp.12-34.
- Pedroso-Junior, N.N., Murrieta, R.S.S., Adams, C. 2008a. A agricultura itinerante: um sistema em transformação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas* 3, 153– 174.

- Pereira, C.A., Vieira, I. C. G. 2001. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. *Interciência* 26, 337-341.
- Rasul, G, Thapa, G.B., Zoebisch, M.A. 2004. Determinants of land-use changes in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Applied Geography* 24, 217-240.
- Rerkasem, K., Lawrence, D., Padoch, C., Schmidt-Vogt, D., Ziegler, A.D., Bruun, T.B. 2009. Consequences of swidden transitions for crop and fallow biodiversity in Southeast Asia. *Human Ecology* 37, 347-360.
- Roder, W., Phengchanh, S., Maniphone, S. 1997. Dynamics of soil and vegetation during crop and fallow period in slash-and-burn fields of northern Laos. *Geoderma* 76, 131-144.
- Roder, W., Phouaravanh, B., Phengchanh, S., Keoboulapha, B., Maniphone, S. 1994. In: Lao-IRRI Project. Shifting Cultivation and Rural Development in the LAO PDR, Report of the Nabong technical meeting, Nabong College, Vientiane, pp.152-169.
- Rossi, J.P., Celini, L., Mora, P., Mathieu, J., Lapied, E., Nahmani, J., Ponge, J., Lavelle, P. 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 148-154.
- Sanchez, P.A., Palm, C.A., Vosti, S.A., Tomich, T., Kasyoki, J. 2005. Alternatives to slash and burn. Challenges and approaches of an international consortium In: Palm, C.A., Vosti, S.A., Sanchez, P.A., and Ericksen, P.J. (Eds). *Slash-and-burn agriculture. The search for alternatives*. Columbia University Press.
- Sanford, R.L., Saldarriaga, J., Clark, K.E., Uhl, C., Herrera, R. 1985. Amazon rainforests fires. *Science* 227, 53- 55.
- São Paulo. Resolução Estadual SMA-027, de 30 de março de 2010. Dispõe sobre procedimentos simplificados de autorização para supressão de vegetação nativa, a que se referem os artigos 33 e 34 do Decreto Federal 6.660, de 21-11-2008, para pequenos produtores rurais e populações tradicionais visando a agricultura sustentável nas áreas de regeneração inicial da Mata Atlântica e dá outras providências.
- Serrão, E.A., Nepstad, D., Walker, R.T. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics* 18, 3-13.
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA Agriculture Handbook, 869 p.
- Sommer, R., Vlek, P.L.G., Sá, T.D.A., Vielhauer, K., Coelho, R.F.R., Fölster, H. 2004. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 257-271.
- Stromgaard, P. 1986. Early Succession on Abandoned Shifting Cultivator's Plots in the Miombo of South Central Africa. *Biotropica* 18, 97-106.
- Tulaphitak, T., Pairintra, C., Kyuma, A.K. 1985. Changes in soil fertility and tilth under shifting cultivation. II. Changes in soil nutrient status. *Soil Science and Plant Nutrition* 31, 239-249.
- Uhl C., Jordan C.F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65, 1476-1490.
- Uhl, C., Murphy, P. 1981. A comparison of productivities and energy values between slash and burn agriculture and secondary succession in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Agro-Ecosystems* 7, 63-83.

- Uotila, A., Kouki, J., Kontakanen, H., Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. *Forest Ecology and Management* 161, 257-277.
- Vadez, R.G., Godoy, R.A., Apaza, L., Byron, E., Huanca, T., Leonard, W.R., Pérez, E., Wilkie, D. 2004. Does Integration to the Market Threaten Agricultural Diversity? Panel and Cross-sectional Data from a Horticultural-Foraging Society in Bolivian Amazon. *Human Ecology* 32, 635-646.
- Walter, H., Harnickell, E., Mueller-Dombois, D. 1975. *Climate-diagram Maps of the Individual Continents and the Ecological climatic Regions of the Earth*. Springer-Verlag, New York.
- Warner, K. 2001. Shifting cultivators: Local technical knowledge and natural resource management in the humid tropics. FAO, Roma, pp.85.
- Willis, K.J., Gillson, L., Brncic, T.M. 2004. How “virgin” is virgin rainforest? *Science* 304, 402-403.
- WinklerPrins, A.M.G. 1999a. Local soil knowledge: a tool for sustainable land management. *Society and Natural Resources* 12, 151-161,
- Worster, D. 2003. Transformações da terra: para uma perspectiva agroecológica na história. *Ambiente & Sociedade* 5, 1-6.
- Yemefack, M., Rossiter, D.G., Jetten, G. 2006a. Empirical modelling of soil dynamics along a chronosequence of shifting cultivation systems in southern Cameroon. *Geoderma* 133, 380-397.
- Yemefack, M., Jetten, G., Rossiter, D.G. 2006b. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil & Tillage Research* 86, 84-98
- Zarin, D.J., Duchesne, A.L., Hiraoka, M. 1998. Shifting Cultivation on the Tidal Floodplains of Amazônia: Impacts on Soil Nutrient Status. *Agroforestry Systems* 41, 307-311.
- Ziegler, A.D., Agus, F., Bruun, T.B., van Noordwijk, M., Lam, N.T., Lawrence, D., Rerkasem, K., Padoch, C. 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Montane Mainland SE Asia: Hydrology and geomorphology. *Human Ecology*, this issue.

CAPÍTULO 2

2.2. DINÂMICAS DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS ITINERANTES NOS TRÓPICOS: UMA META- ANÁLISE

DINÂMICAS DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS ITINERANTES NOS TRÓPICOS: UMA META-ANÁLISE

Alexandre Antunes Ribeiro Filho^{a*}; Cristina Adams^{ab}; Sidneide Manfredini^c; Ramiro Aguilar^d; Walter Alves Neves^e

^a Laboratory of Human Ecology (LECH), School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^b Institute of Energy and Environment (IEE), University of São Paulo (USP), Brazil

^c Laboratory of Pedology, Department of Geography, Faculty of Philosophy, Letters and Human Sciences, University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^d Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Universidad Nacional de Córdoba – CONICET, CC495, CP5000, Córdoba, Argentina.

^e Laboratory of Human Evolution Studies (LEEh), Institute of Biosciences, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

* Correspondence author. Tel/Fax: (55) 11 – 2201 7779. Rua Cataguases, 75, compl. 402, São Paulo-SP, 02042-020, Brazil.

Email: alexandreriibeirofilho@usp.br (A.A. Ribeiro Filho)

ABSTRACT

The forest cultivation system (slash-and-burn or shifting cultivation) has contributed to the transformation of social systems since the early Neolithic period. Despite being considered by conservationists and public policy makers as a system of low productivity that generates environmental degradation and contributes to the maintenance of rural poverty, the shifting cultivation system (SCS) is being declared a practice that is highly ecologically and economically efficient. Such dichotomy of opinions is the consequence of the disparate results shown in the studies assessing the effects of SCS on soil properties of rainforests throughout the last three decades. To circumvent this apparent inconsistency, we used a systematic quantitative review method (meta-analysis), with the objective of integrating and synthesizing the data published in the literature to assess the overall effects of SCS on soil chemical properties. Four variables traditionally assessed in primary studies were chosen for the meta-analyses: pH, CEC, Total C and Total N. Our results show that pH values increase under SCS conditions, while Total N and C content are significantly reduced under SCS. No significant impacts are observed on CEC. Our results on pH and CEC support the position from researchers who argue for the sustainability of SCS and highlight the importance of evaluating the soil system as a soil/vegetation complex. Also, our results indicate that soil chemical properties under SCS scenarios are better conserved and more readily recoverable provided there is a rather longer fallow period than has been traditionally studied.

RESUMO

O sistema agrícola florestal (derrubada-e-queima ou agricultura itinerante) tem contribuído para a transformação de sistemas sociais desde o início do período neolítico. Apesar de ser considerado por conservacionistas e formuladores de políticas públicas como um sistema de baixa produtividade, que gera degradação ambiental e contribui

para a manutenção da pobreza rural, o sistema agrícola itinerante (SAI) vem sendo apontado como uma prática altamente eficiente em termos ecológicos e econômicos. Esta dicotomia de posicionamentos é a consequência da divergência de resultados mostrados nos estudos avaliando os efeitos do SAI nas propriedades do solo de florestas tropicais ao longo de três décadas. Para contornar esta aparente inconsistência, utilizamos um método de revisão sistematizado, a meta-análise, objetivando integrar e sintetizar o conjunto de dados publicados na literatura para avaliar a sustentabilidade do SAI nas propriedades químicas do solo. Quatro variáveis tradicionalmente avaliadas em estudos primários foram escolhidas para a meta-análise: pH, CTC, C total e N total. Nossos resultados mostram que os valores de pH aumentam sob as condições do SAI, enquanto o conteúdo de N e C total são significativamente reduzidos. Nenhum impacto significativo é observado na CTC. Nossos resultados para o pH e a CTC sustentam a posição dos pesquisadores que argumentam sobre a sustentabilidade do SAI e corroboram a importância de avaliar o sistema do solo como um complexo solo/vegetação. Ademais, nossos resultados indicam que as propriedades químicas do solo sob o cenário do SAI são melhores conservadas e mais prontamente recuperáveis providos um período de pousio ainda mais longo do que tem sido tradicionalmente estudado.

KEYWORDS: Agricultura Itinerante (Shifting Cultivation, Swidden); Corte-e-queima (Slash-and-Burn); Química do Solo; Meta-análise.

HIGHLIGHTS: >Nós revisamos sistematicamente o impacto do sistema agrícola itinerante (SAI) sobre pH, CTC, C Total C e N Total nos solos tropicais. > Houve limitações em alcançar os objetivos propostos pela inadequação dos artigos revisados. > O resultado positivo do efeito global obtido da meta-análise sobre os impactos do SAI no pH, CTC, C Total e N Total dos solos corrobora o equilíbrio do sistema.

RIBEIRO FILHO, A.A.; ADAMS, C.; MANFREDINI, S.; AGUILAR, R.; NEVES, W.A. Dinâmicas das propriedades químicas do solo em sistemas agrícolas itinerantes nos trópicos: uma meta-análise. **Soil, Use and Management**, *in press*.

1. INTRODUÇÃO

O sistema agrícola itinerante tem sido considerado por conservacionistas e formuladores de políticas públicas como um sistema de baixa produtividade, que gera degradação ambiental e contribui para a manutenção da pobreza rural (FAO Staff, 1957; FAO, 1984; Brady 1996; Tinker et al., 1996; Geist and Lambin, 2002; Mertz et al., 2009; Pedroso Jr. et al., 2009; Padoch and Pinedo-Vasquez, 2010; Grogan et al., 2012). Por outro lado, outros consideram o sistema eficiente ecológica e economicamente, desde que sejam garantidas as condições de baixa pressão demográfica e tempo de pousio adequado (Nye & Greenland, 1960; Ramakrishnan, 1992; Kleinman et al., 1995; Cairns & Garrity, 1999; Bruun et al. 2009; Mertz et al. 2009; Pedroso-Junior et al., 2009; Ziegler et al. 2009; Van Vliet et al., 2012). A sustentabilidade do SAI, nestas condições, baseia-se no equilíbrio entre a entrada e saída de nutrientes do complexo solo/vegetação dos ecossistemas florestais. Esta dinâmica é garantida por um ciclo no qual as etapas de conversão e cultivo, responsáveis por um aumento relativo na saída de nutrientes do ecossistema, sejam compensadas por um aporte na etapa de pousio (Nye & Greenland, 1960; Boserup, 1989; Kleinman et al., 1995; Altieri, 1999; Long & Zhou, 2001; Vadez et al., 2004; Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Ribeiro Filho et al., 2013).

Do ponto de vista do solo, os requerimentos básicos para manter um sistema agrícola estável são: (i) que os nutrientes químicos removidos pelo plantio sejam restabelecidos; (ii) que suas condições físicas estejam adaptadas ao tipo de manejo, o qual precisa manter ou aumentar a quantidade de húmus; (iii) que ele mantenha-se livre de infestações de ervas daninhas, doenças e pestes; (iv) que suas condições de acidez, ou a concentração de seus elementos tóxicos, não se acentuem (e.g. Alumínio); e (v) que a erosão seja controlada (Greenland, 1975; Okibo, 1981; Kang, 1993). Estes requerimentos básicos são atendidos quando a razão entre o tempo de cultivo e o tempo

de pousio leva em consideração o histórico de uso da área, o tipo de solo, a topografia, o estágio sucessional da vegetação (biomassa e diversidade), o bioma e o clima (Kleinman et al., 1995; Szott et al., 1999), as quais são consideradas como variáveis independentes do sistema. Para a maioria das zonas agroecológicas, as variáveis independentes condicionariam uma razão de tempo de cultivo por tempo de pousio entre 1:5 (Aweto, 1981) e 1:10 (Ribeiro Filho et al., 2013).

Um dos aspectos levantados pelos críticos do SAI refere-se à sua tendência a degradar os solos (Borggaard et al., 2003; Rasul et al., 2004), embora outros autores consideram que não há evidências suficientes para generalizar esta observação (Mertz, 2002; Bruun et al., 2009; Mertz et al., 2009), e consideram que o SAI apresenta vantagens em relação aos outros sistemas agrícolas por conter os processos erosivos e por salvaguardar diversos serviços ambientais prestados por ecossistemas florestais (Rerkasem et al., 2009).

Esta dicotomia de posições em relação aos impactos do SAI sobre as propriedades químicas dos solos tropicais é revelada em numerosos estudos e dezenas de revisões sobre o tema, realizados desde a segunda metade do século XX, dos quais 50% deles foram publicados no século XXI (Ribeiro Filho et al., 2013). Esta extensa literatura divide os impactos da agricultura itinerante sobre o solo das florestas tropicais em positivos e negativos (Pedroso-Junior et al., 2008; Ribeiro Filho et al., 2013), os quais são identificados e classificados a partir da dinâmica das variáveis que compõem as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Esta dinâmica geralmente é avaliada considerando-se os três componentes do SAI: conversão, cultivo e pousio (Ribeiro Filho et al., 2013).

De acordo com a revisão de Ribeiro Filho et al. (2013), as variáveis mais usadas na literatura para avaliar o impacto do SAI sobre as propriedades físicas do solo são:

textura, estrutura, densidade, cor, retenção da umidade e temperatura do solo. Para as propriedades químicas do solo, as mais recorrentes são o pH, a dinâmica de macro e nutrientes no solo, a capacidade de troca catiônica (CTC), a matéria orgânica (MO), o carbono total (C) e o nitrogênio total (N) (Ribeiro Filho et al., 2013; Larson & Pierce, 1991; Andrews & Carroll, 2001; Yemefack et al. 2006a, b). Já em relação às propriedades biológicas, as mais relevantes são a micro e a macrofauna, e o banco de sementes (Ribeiro Filho et al., 2013).

Considerando as etapas do SAI, a literatura indica que a etapa de conversão potencializaria as condições de fertilidade do solo, principalmente por respeitar os quatro primeiros requerimentos básicos para manter um sistema agrícola estável, mencionados acima (Greenland, 1975; Okibo, 1981; Kang, 1989). É na etapa de cultivo que os cinco requerimentos básicos acima mencionados seriam potencialmente desrespeitados, motivo pelo qual esta é considerada pela literatura a etapa mais crítica para a manutenção da estabilidade do SAI (Nye & Greenland, 1960; Sanchez & Logan, 1992; Kleinman et al., 1995; Roder et al., 1995; Juo & Manu, 1996; Giardina et al., 2000). O pousio é a etapa crucial para restabelecer as condições que garantem a estabilidade destes sistemas (Greenland, 1975; Okibo, 1981; Kang, 1989), redirecionando a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas do solo para as condições iniciais (Ribeiro Filho et al., 2013). Todavia, conforme apontado anteriormente, a incerteza quanto aos impactos do SAI sobre as propriedades dos solos tem gerado conclusões inconsistentes na literatura sobre a sustentabilidade deste sistema agrícola nas florestas tropicais (Ramakrishnan, 1992; Kleinman et al., 1995; Juo & Manu, 1996; Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Ziegler et al. 2009; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010; Van Vliet et al., 2012). Uma das formas de contornar esta inconsistência é utilizar um método de revisão sistematizado, como a meta-análise, que

tem a capacidade de integrar e sintetizar o conjunto de dados publicados na literatura (Aguilar et al., 2008, Borenstein et al., 2009).

Neste artigo apresentamos os resultados de uma meta-análise que teve como objetivo avaliar os impactos do SAI sobre as propriedades químicas dos solos de ecossistemas florestais tropicais, de forma a discutir sua sustentabilidade. As quatro variáveis mais frequentemente citadas em uma revisão recente da literatura (Ribeiro Filho et al., 2013), que apresentam relação direta com as propriedades do solo, foram as escolhidas para a meta-análise,: pH, CTC, C total e N total. Especificamente, determinamos (i) a magnitude total e a direção dos efeitos do SAI sobre estas variáveis; (ii) se os efeitos do SAI variam em diferentes profundidades do solo, tipos de solo, biomas, classes de idade de pousio e etapas do SAI; (iii) e se a etapa de pousio restabelece as condições iniciais anterior ao início do ciclo do SAI.

2. Material e Métodos

2.1. Levantamento da Literatura

Para o levantamento da literatura foram utilizadas as bases de dados Web of Science, Scopus e Scielo. O levantamento foi delimitado entre o período de 1980 a 2013, com a seguinte combinação de palavras-chave: 'shifting cultivation*' OR 'swidden*' OR 'slash-and-burn*' AND 'soil*'. Inicialmente obtivemos mais de 1.000 artigos, que foram triados para serem utilizados na meta-análise. Os critérios de inclusão dos artigos na meta-análise foram: aqueles que avaliaram os impactos do SAI sobre o solo; apresentaram dados primários; investigaram florestas tropicais; avaliaram a dinâmica das variáveis operacionais pH, C total e N total e CTC nas diferentes etapas do SAI (Conversão, Cultivo, Pousio); compararam os efeitos do SAI em relação aos solos de florestas em estágio avançado (controle); e avaliaram a variação do pH, CTC, C total e N total entre áreas de florestas maduras e áreas submetidas ao SAI.

2.2. Meta-Análise

A meta-análise é um método de revisão quantitativo que permite alcançar conclusões gerais a respeito de um determinado tema, a partir de um conjunto de estudos individuais com resultados contraditórios (Borenstein, et al., 2009). Para determinar a magnitude de efeito do SAI sobre as variáveis operacionais (pH, C total, N total e CTC) nós calculamos as diferenças das médias ponderadas com o desvio padrão (Hedges'd) entre cada dessas variáveis das propriedades do solo em áreas controles (floresta) e sob as condições do SAI (ver Aguilar et al. 2008 para detalhes do cálculo do Hedge's d). Os dados foram coletados dos textos, tabelas ou gráficos consultados. Ou seja, para cada estudo coletamos as médias e os desvios padrões dos valores das variáveis operacionais sob o efeito do SAI, e de áreas controle (floresta). As análises foram conduzidas utilizando o programa Meta-Win 2.0, utilizando-se do modelo de efeito randômico. O cálculo do intervalo de confiança da magnitude de efeito utilizou o procedimento descrito por Adams et al. (1997). Um efeito do SAI foi considerado significativo quando 95% do intervalo de confiança corrigido da magnitude de efeito não sobrepujam o zero (Borenstein et al., 2009).

Os valores positivos da magnitude de efeito (d) para as variáveis meta-analisadas implicam efeitos positivos do SAI sobre os solos de florestas tropicais, enquanto os valores negativos mostram que o SAI promove um impacto negativo sobre estas variáveis. Para o pH dos solos impactados pelo SAI, valores positivos da magnitude do efeito indicam que os solos submetidos ao manejo alteraram seu teor de acidez para uma condição menos ácida. Para todas as demais variáveis avaliadas neste estudo, valores positivos da magnitude do efeito indicam aumento da fertilidade do solo, e negativos, o oposto.

Nós também comparamos os efeitos relativos do SAI sobre as variáveis das propriedades do solo em diferentes profundidades (0-5 cm, 0-10 cm, 10-20 cm, e > 20 cm), tipos de solo (Latosolos, Cambissolos, Argilossolos, Espodossolos, outros, sem dados), biomas (Floresta Tropical Fluvial, Floresta Tropical Seca, Floresta de Savana Decídua, sem dados), classes de idade de pousio (0-5, 5-10, > 10 anos) e etapas do SAI. As comparações estatísticas entre essas categorias foram testadas com Q_{entre} (Borenstein et al., 2009).

Todas as revisões quantitativas estão sujeitas a um potencial enviesamento do conjunto de publicações revisadas. Para testar se houve enviesamento neste estudo, nós utilizamos testes gráficos (gráfico do funil) e numéricos (número de segurança - *fail-safe number*; ver Aguilar et al., 2008 para detalhes de cada teste). Na ausência de enviesamento no conjunto de publicações revisadas os gráficos resultantes apresentam a forma de funil, com a abertura maior correspondendo às publicações com amostras de menores tamanhos. O *fail-safe number* estima o número de estudos não significantes, não publicados ou perdidos que necessitariam ser adicionados na meta-análise para anular a magnitude de efeito global (Rosenthal, 1979). Se o número de segurança for maior do que $5n + 10$, cujo n é o número de estudos, então o enviesamento do conjunto de publicações (se ele existe) pode ser ignorado (ou seja, os resultados estão robustos independente do enviesamento das publicações; Rosenthal, 1991).

3. Resultados

Um total de 55 estudos (Anexo II) foi compilado para as quatro variáveis de solo meta-analisadas (pH, CTC, C total, N total). Entretanto, o estimador (valores médios ponderados utilizados para o cálculo do Hedge's d) para cada variável foi maior que o número de estudos revisados, pois vários apresentaram mais de um resultado: 44

estudos para pH (216 estimadores), 38 para C Total (206 estimadores), 39 para N Total (185 estimadores) e 22 para CTC (105 estimadores). Entre os estudos meta-analisados, 28% avaliaram as variáveis pH, CTC, C Total e N Total do solo na etapa da conversão, 42% na etapa de cultivo e 30 % na etapa de pousio. O tempo médio dos pousios das áreas dos estudos incluídos na meta-análise foi de 28 anos $\pm$ 9,6 anos.

Para a variável pH a magnitude de efeito total foi positiva, significativamente diferente de zero (Figura 1), implicando uma mudança na direção de solos menos ácidos depois do SAI (valores médios do pH aumentaram de 5,1 para 5,6). Por outro lado, a magnitude de efeito total para C Total e N Total foi negativa e significativamente diferente de zero (Figura 1), mostrando que os solos sob o SAI apresentam uma significativa depleção do conteúdo de C e N. Embora a CTC tenha mostrado uma magnitude de efeito total negativa, esta não foi significativamente diferente de zero (Figura 1), implicando que não houve mudança desta variável depois da CTC (valores médios foram de 28 cmolc/Kg).

Nenhuma das quatro variáveis das propriedades do solo mostrou enviesamento de publicação. Todos os gráficos de magnitude de efeito versus tamanho da amostra mostraram formas simétricas (não mostrado) e todos os resultados dos números de segurança (*fail-safe number*) foram sempre maiores do que $5n + 10$ (pH: 11.901>216; C Total: 5582>206; N Total: 1137>185; CTC: 2119>105), suportando a robustez dos nossos resultados.

Nós também avaliamos os efeitos relativos do SAI sobre as quatro variáveis das propriedades do solo nas diferentes profundidades (Figura 2). O SAI apresentou um efeito significativo sobre o pH nas camadas superiores do solo (0-20 cm), especialmente na camada superficial (0-5 cm, Figura 2; $Q_{\text{entre}} = 22,87$; $P = 0,002$).

Figura 1. Magnitude de efeito total e 95% do intervalo de confiança corrigido do SAI sobre pH, C Total, N Total e CTC. O tamanho das amostras para cada meta-análise está mostrado entre parênteses. A linha tracejada mostra Hedge's $d = 0$. Quando o intervalo de confiança sobrepõe o zero, implica que a magnitude de efeito não é significativamente diferente de zero.

Nas profundidades > 20 cm os efeitos do SAI não foram significativos, implicando na ausência de mudanças nos níveis do pH. A magnitude de efeito para o pH nos diferentes tipos de solo ($Q_{\text{entre}} = 18,44$; $P = 0,319$) e nas classes de idade do pousio ($Q_{\text{entre}} = 6,18$; $P = 0,293$) não foram significativos, mas as comparações entre os biomas foram significativas ($Q_{\text{entre}} = 36,24$; $P = 0,01$) (Figura 3).

Nossos resultados também mostraram que o N Total diminui significativamente nas camadas superiores do solo (0-10 cm) como uma consequência do SAI (Figura 4; $Q_{\text{entre}} = 12,33$; $P = 0,02$), enquanto nenhum efeito foi observado nas camadas profundas (> 10 cm, Figura 3). A magnitude de efeito para o N Total foi significativo entre os tipos de solos ($Q_{\text{entre}} = 28,92$; $P = 0,03$) (Figura 4), mas sem significância entre os biomas ($Q_{\text{entre}} = 17,10$; $P = 0,108$) e classes de idade de pousio ($Q_{\text{entre}} = 0,63$; $P = 0,75$).

Figura 2. Magnitude de efeito total e 95% do intervalo de confiança corrigido do SAI sobre pH, Total C, Total N e CTC nas diferentes profundidades do solo. A linha tracejada mostra Hedge's $d = 0$. Quando o intervalo de confiança sobrepõe o zero, implica que a magnitude de efeito não é significativamente diferente de zero.

Figura 3. Magnitude de efeito total e 95% do intervalo de confiança corrigido das diferentes etapas do SAI (direita) e biomas (esquerda) sobre o pH. A linha tracejada mostra Hedge's $d = 0$. Quando o intervalo de confiança sobrepõe o zero, implica que a magnitude de efeito não é significativamente diferente de zero.

O C Total foi negativamente afetado pelo SAI em todas as profundidades investigadas. A comparação da magnitude de efeito entre os biomas não foi significativa ($Q_{\text{entre}} = 9,82$; $P = 0,78$), mas foram entre os tipos de solo ($Q_{\text{entre}} = 160,31$; $P = 0,001$) e classes de idade de pousio ($Q_{\text{entre}} = 21,99$; $P = 0,05$) (Figura 4).

Os padrões dos resultados observados para a CTC foram similares àqueles do N Total (isto é, diminuíram nas camadas superficiais e aumentaram nas camadas inferiores), entretanto nenhum dos efeitos foi significativamente diferente de zero. A magnitude de efeito da CTC não foi significativa entre biomas ($Q_{\text{entre}} = 1,11$; $P = 0,867$) e classes de idade de pousio ($Q_{\text{entre}} = 7,61$; $P = 0,381$), mas foram significativas entre os tipos de solo ($Q_{\text{entre}} = 124,48$; $P < 0,001$) (Figura 4).

A comparação da magnitude de efeito entre as etapas do SAI foram marginalmente significativas ($Q_{\text{entre}} = 4,26$; $P < 0,08$), somente para pH (Figura 2). O pH aumentou aproximadamente 0,8 em média na fase de conversão, quando ocorrem a derrubada e a queima da vegetação. Entretanto, esse efeito mostra uma tendência de diminuição durante o ciclo, na medida em que na fase de pousio o pH do solo é de cerca de 0,4 unidades mais baixo do que no nível original.

Figura 4. Magnitude de efeito total e 95% do intervalo de confiança corrigido, das diferentes categorias (tipos de solo, classes de idade de pousio) do SAI sobre C Total, N Total, CTC. A linha tracejada mostra Hedge's d = 0. Quando o intervalo de confiança sobrepõe o zero, implica que a magnitude de efeito não é significativamente diferente de zero.

4. Discussão

4.1. A respostas da variável pH do solo para os impactos dos SAIs

A variável pH é considerada um dos indicadores mais importantes para avaliar a fertilidade dos solos submetidos ao SAI (Nye & Greenland, 1960; Andriesse & Schellass, 1987a,b; De Rouw, 1994; Kleinman et al., 1995; Szott et al., 1999; Yemefack et al., 2006a,b; Ribeiro Filho et al., 2013) e os nossos resultados corroboram esta importância.

A magnitude total com valor positivo para a variável pH (Figura 1) indica que o impacto da derrubada e da queima da biomassa vegetal sobre esta variável reduz a acidez do solo. Esta redução ocorre principalmente pela desmobilização das bases (K, Ca, Mg) da vegetação queimada e a sua deposição no solo através das cinzas (Tanaka et

al., 1997) e, em menor grau, pelo aquecimento da camada superficial do solo promovido pelo uso do fogo (De Rouw, 1994).

A diminuição da acidez promove também alterações na dinâmica de outras variáveis ligadas às propriedades do solo. De interesse para essa revisão, a alcalinização do solo promovida na fase de conversão do SAI promove o aumento da saturação por bases, por disponibilizar cargas negativas pH-dependentes contidas na matéria orgânica do solo (MOS) e nas argilas (Schertmann & Herbillon, 1992; Tiessen et al., 1992; Kleinman, et al., 1995; Juo & Manu, 1996; Lessa et al., 1996; Hölscher et al. 1997; Ribeiro Filho et al., 2013). Além disso, o aumento do pH promove a hidrólise do alumínio e manganês, diminuindo a saturação do solo por esses elementos e, consequentemente, reduzindo sua toxicidade para os cultivares (Tiessen et al., 1992; Kleinman, et al., 1995; Juo & Manu, 1996; Lessa et al., 1996; Hölscher et al. 1997).

Houve um aumento significativo do pH na camada superior do solo (0-5 cm, Figura 3; $Q_{entre} = 22,87$; $P = 0,002$) onde estão as maiores concentrações de nutrientes disponíveis para o cultivo, bem como a principal porção da MOS (matéria orgânica do solo), aumentando a fertilidade e a resiliência do solo (Sanchez et al., 1989; Woomer et al., 1994; Tiessen et al., 1994; Lemenih et al., 2005).

A Figura 2 demonstra que o impacto inicial de mudança na acidez do solo é mitigado no decorrer do ciclo do SAI, e que as condições anteriores ao início da atividade agrícola tendem a se restabelecer na etapa de pousio. Este resultado corrobora a importância, destacada pela literatura, do pousio para o restabelecimento das condições do solo (Nye & Greenland, 1960; Boserup, 1989; Kleinman, 1995; Altieri, 1999; Szott et al., 1999; Long & Zhou, 2001; Vadez et al., 2004; Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Ribeiro Filho et al., 2013). Embora o Hedge's d do pH não atingiu a linha de ausência de impacto para esta etapa (isto é, magnitude de efeito zero), deve-se

considerar que dos 216 estimadores avaliados para esta variável, somente 24,1% foram coletadas nos últimas etapas de pousio (> 10 anos) e que a média de idade destes foi de $28,4 \pm 9.6$ anos. Isso provavelmente explica porque a comparação entre as classes de idade de pousio não mostraram diferenças significativas (Figura 2) e indica que a maioria das etapas de pousio avaliadas não tinha um período de tempo suficiente que pudesse garantir o equilíbrio do balanço de nutrientes do sistema (Szott et al., 1999; Vadez et al., 2004). O retorno da acidez do solo para as condições anteriores às etapas de conversão e cultivo é considerado fundamental para a sucessão ecológica, a qual garante a recuperação da biomassa e da diversidade da vegetação secundária (De Rouw, 1994; Juo & Manu, 1996; Szott et al., 1999). Nossos resultados também mostram que o pH não mudou significativamente entre os tipos de solo e os biomas (Figura 2), confirmando os dados de uma recente revisão da literatura (Ribeiro Filho et al., 2013).

4.2. A resposta da variável do solo CTC para os impactos dos SAIs

O fato de que a CTC não é alterada pelo efeito do SAI (Figura 1) significa que os solos mantêm a sua habilidade para reter bases trocáveis (Sanchez & Logan, 1992). A manutenção da CTC durante o ciclo poderia ser explicado pelas mudanças observadas no pH durante o SAI, as quais manteriam os solos em condições menos ácidas promovendo a estabilidade das propriedades do solo.

A liberação de cargas negativas pH-dependentes promove o aumento da CTC do solo (Sanchez & Logan, 1992). A CTC dos solos tropicais consiste principalmente de argilas de baixa atividade e matéria orgânica, e esta última pode determinar mais do que 50% dos seus valores (Nye & Greeland, 1960). Um aumento nas cargas pH-dependentes pode compensar a perda da matéria orgânica, a qual foi indiretamente verificada nesse estudo pela redução do N Total e C Total durante o ciclo. Ademais, 50% dos estudos

meta-analisados avaliaram o SAI sobre Latossolos e Argissolos (relativamente férteis) que mostraram um aumento na CTC, enquanto o restante estava em tipos de solos menos estruturados, os quais apresentaram uma diminuição (Figura 4).

A CTC inalterada e o pH menos ácido são dois resultados sinérgicos que contribuem para aumentar os efeitos da MOS, mesmo se esta foi parcialmente reduzida, contribuindo para a manutenção da resiliência do solo (Sanchez et al., 1989; Lemenih et al., 2005). Os valores médios altos da CTC encontrados na superfície do solo nessa revisão (28 cmolc/Kg) concordam com aqueles apresentados para a maioria dos solos tropicais (Sanchez & Logan, 1992).

4.3. As respostas do C Total e N Total para os impactos dos SAIs

O C Total e N Total apresentaram uma redução significativa com o SAI (Figura 1), a qual é esperada devido à exposição da superfície do solo para a irradiação e a chuva durante a etapa de cultivo, ao aumento da taxa de mineralização, além da retirada de nutrientes com a colheita no final desta etapa (Brand & Pfund, 1998).

A magnitude total negativa para o N Total significa que este nutriente do solo é perdido após o ciclo do SAI, em comparação com o solo de uma floresta madura. A perda do N Total do solo no ciclo do SAI ocorre devido à volatilização causada pelo uso do fogo, ao aumento da taxa de mineralização da MOS durante o cultivo e devido à lixiviação, ao escoamento superficial e à erosão (Ribeiro Filho et al., 2013).

Entretanto, o N tem uma dinâmica complexa no solo, movimentando-se de uma forma para outra rapidamente (mineral, orgânica, formas de diferentes íons, formas gasosas). A dinâmica do N Total é determinada principalmente pela cinética da MOS, já que a maior parte do N do solo está na forma orgânica (Szott, et al., 1999). O aumento na taxa de mineralização da MOS observada depois da derrubada e queima da

vegetação aumenta a taxa de nitrificação, a qual eleva a concentração de nitrato (Ilstedt et al., 2003; Bruun et al., 2006). A maior concentração de nitrato favorece o cultivo, enquanto aumenta a perda de nitrogênio por lixiviação. Em solos mais férteis e estruturados esta perda pode ser mitigada, como se observa na Figura 4 (Topoliantz et al., 2006).

O mesmo processo parece estar ocorrendo para o C Total em relação aos diferentes tipos de solos (Figura 4). Perdas do carbono do solo sob o cultivo regular são bem estabelecidas na literatura e, geralmente, ocorrem dentro de poucos anos (Murty et al., 2002; Okore et al., 2006; Topoliantz et al., 2006).

4.4. SAI: um sistema sustentável para solos tropicais?

A maioria dos estudos incluídos nesta meta-análise (72%) avaliaram os impactos do SAI sobre o pH, N Total, C Total e CTC durante as etapas de cultivo e pousio no nível das áreas cultivadas. Durante estas etapas, o fluxo de matéria (nutrientes, especialmente os cátions base e o N) e a energia são acumulados na biomassa da vegetação (Kleinman et al., 1995, 1996). Portanto, um déficit é esperado em N Total e C Total quando seus níveis são comparados aos da floresta madura (ou a etapa de referência) onde o processo de acumulação na vegetação é mais lento (Szott et al., 1999; Béliveau, 2008).

Considerando a variável N Total sob o ponto de vista do complexo solo/vegetação, verifica-se que o seu estoque está localizado, em sua maior parte, no compartimento solo (Johnson et al., 2001), que é pouco afetado durante as etapas agrícolas do SAI (revisado por Murty et al., 2002). Porém, na etapa do pousio, com o acréscimo linear de biomassa através do tempo, principalmente nos primeiros 5 a 10 anos, há um deslocamento do estoque de N Total do solo para a vegetação, o qual será

compensado posteriormente pela fixação do N₂ do ar para o solo (De Rouw, 1994; Juo & Manu, 1996; Szott et al., 1999; Murty et al., 2002; Béliveau, 2008) .

Como muitos outros sistemas agrícolas, o SAI também promove uma diminuição do estoque do C Total, entretanto, em quantidades marcadamente menores quando comparadas com sistemas agrícolas intensivos que não são baseados em processos ecológicos naturais (Kleinman et al., 1996).

O tempo médio das áreas de pousio dos estudos inclusos na meta-análise é de 28 anos. Nossos resultados indicam que este período de tempo não é suficientemente longo para permitir a recuperação completa do solo. Portanto, nós destacamos a necessidade de melhorar o conhecimento das propriedades químicas do solo nas áreas de pousio de períodos mais longos, para confirmar a importância destes na manutenção da sustentabilidade do SAI. Ademais, nossos resultados limitaram-se às propriedades químicas do solo, e uma discussão mais ampla sobre a sustentabilidade do SAI deve incluir também as propriedades físicas e biológicas (Figura 5).

A sustentabilidade do SAI pode mudar quando aumenta a razão cultivo/pousio, uma situação comum quando ocorre a transição em direção aos usos de terras mais intensivos (van Vliet et al., 2012), os quais aumentam a acidificação e a perda de C e N, assim como comprometem a CTC dos solos. Assim, em muitos lugares esta transição pode levar a necessidade de melhorar o sistema ou mesmo substituí-lo. A iniciativa no sentido de manejar ativamente os pousios como resultado de mudanças biofísicas, sociais, econômicas e de políticas ambientais tem sido o caminho adotado pelos agricultores itinerantes (Burgers et al., 2005), e estratégias de diferentes de manejo de pousio tem sido propostas (Burgers et al., 2005; Robiglio and Sinclair, 2011).

Finalmente, para colocar em perspectiva a discussão da sustentabilidade do solo, os impactos do SAI deveriam ser também discutidos *vis a vis* com agrossistemas

modernos. Nossos resultados indicam que as propriedades químicas do solo sobre o cenário do SAI são melhores conservadas do que sob as atuais práticas da agricultura extensiva, além de apresentarem uma recuperação mais rápida quando um período razoável de pousio é mantido (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010; Van Vliet et al., 2013).

5. Conclusões

O objetivo desta meta-análise foi avaliar os impactos do SAI sobre as propriedades químicas de solos de ecossistemas florestais tropicais, de forma a discutir sua sustentabilidade. Nossos resultados, obtidos a partir da avaliação de quatro variáveis do sistema (pH, CTC, C total e N total), mostraram que o ciclo do SAI consegue atender aos requerimentos básicos para a manutenção de um sistema agrícola sustentável, conforme preconizado por Greenland (1975), Okibo (1981) e Kang (1989), considerando-se um período de pousio não muito curto.

A magnitude total positiva obtida para a variável pH, e a CTC inalterada, mostram que o SAI possibilita a estabilidade das condições pedológicas, de forma a garantir a manutenção do complexo solo/vegetação de florestas tropicais. Os resultados obtidos para N Total e C Total, apesar de apresentarem magnitude total significativamente negativa, não refutaram as conclusões obtidas a partir das variáveis pH e CTC, e portanto, as conclusões do artigo. Entretanto, solos mais férteis têm um potencial maior para manter o complexo solo/vegetação.

Quando profundidades de solos diferentes foram levadas em consideração, nossos resultados mostraram que o SAI tem um efeito mais significativo sobre o pH nas camadas superficiais do solo (0-5 cm), sobre o N Total e CTC na camada 0-10 cm e sobre o C Total nas mais profundas (0-20 e > 20cm). A comparação da magnitude de efeito sobre as etapas do SAI foram marginalmente significativas

($Q_{entre} = 4.26$; $P < 0.08$) somente para a variável pH. Para este estudo, as outras categorias de variáveis independentes (biomas, classes de idade de pousio) não mostraram magnitude de efeito para as variáveis meta-analisadas. Nós destacamos a necessidade de se aprofundar o conhecimento sobre as propriedades químicas do solo em relação aos pousios tardios no nível local, para que se obtenha uma melhor avaliação dos impactos do SAI sobre os solos tropicais.

Figura 5. Ciclo do SAI e mudanças nas variáveis respostas (pH, CTC, N Total e C Total)

Nossos resultados ressaltam a necessidade de se avaliar o SAI do ponto de vista do complexo solo/vegetação. Além disso, nossa meta-análise limitou-se às propriedades

químicas do solo, e as demais propriedades (físicas e biológicas) também devem ser avaliadas. Para terminar, como sugerido por Kleinman et al. (1995), além dos parâmetros ecológicos considerados neste estudo, deve-se incluir os econômicos e sociais para o entendimento mais completo do SAI.

6. Referências

- Adams D.C., Gurevitch, J., Rosenberg, M.S. 1997. Resampling tests for meta-analysis of ecological data. *Ecology*, 78, 1277–1283.
- Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y., Lobo, J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* 17, 5177-5188.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19- 31.
- Andrews, S.S., Carroll, C.R. 2001. Designing A Soil Quality Assessment Tool For Sustainable Agroecosystem Management. *Ecological Applications* 11, 1573–1585.
- Andriesse, J, Schelhaas, R.M., 1987a. A Monitoring Study of Nutrient Cycles in Soils Used for Shifting Cultivation under Various Climatic Conditions in Tropical Asia . II . Nutrient Stores in Biomass and Soil--Results of Baseline Studies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 285–310.
- Andriesse, J., Schelhaas, R., 1987b. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 311–332.
- Aweto, A.O., 1981. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria. I. Succession. *J. Ecol.* 69, 601-607.
- Béliveau, A., 2008. Déforestation et agriculture sur brûlis en Amazonie brésilienne : les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du Tapajós. PhD Thesis <http://www.archipel.uqam.ca/1412/1/M10433.pdf>
- Borestein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R. 2009. Introduction to Meta-Analysis. Ed. John Wiley & Sons Ltd,UK.
- Borggaard, O.K., Gafur, A., Petersen, L. 2003. Sustainability appraisal of shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Ambio* 32, 118-123.
- Boserup, E. 1989. *Evolução agrária e pressão demográfica*. Hucitec/Polis, São Paulo, Brasil.
- Brady, N.C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 3-11.
- Brand, J., Pfund, J., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 71, 169–183.

- Bruun, T.B., de Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Southeast Asia: carbon storage and soil quality. *Human Ecology* 37, 375–388.
- Bruun, T.B., Mertz, O., Elberling, B., 2006. Linking yields of upland rice in shifting cultivation to fallow length and soil properties. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 139–149.
- Burgers, P., Ketterings, Q., Garrity, D., 2005. Fallow management strategies and issues in Southeast Asia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **110**, 1–13.
- Cairns M., Garrity, D.P. 1999. Improving shifting cultivation in Southeast Asia by building on indigenous fallow management strategies. *Agrofor Syst* 47, 37–48
- De Rouw, A. 1994. Effect of fire on soil, rice, weeds and forest regrowth in a rain forest zone (Côte d'Ivoire). *Catena* 22, 133–152.
- FAO 1984. Improved production systems as an alternative to shifting cultivation, 215p. FAO Soils Bulletin No. 53
- FAO Staff 1957. Shifting cultivation. *Unasylva* 11, 9–11.
- Geist, H. J., and Lambin, E. F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52, 143–150.
- Giardina, C. P., Sanford, R.L., Døckersmith, I.C., Jaramillo, V.J., 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant Soil* 220, 247–260.
- Greenland, D.J., 1975. Bringing the Green Revolution to the Shifting Cultivator. *Science* 190, 841–844.
- Grogan, P., Lalnunmawia, F., Tripathi, S. K. 2012. Shifting cultivation in steeply sloped regions: a review of management options and research priorities for Mizoram state, Northeast India. *Agroforestry Systems* 84, 163–177.
- 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.
- Ilstedt, U., Giesler, A., Nordgren, A., Malmer, A., 2003. Changes in soil chemical and microbial properties after a wildfire in a tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 1071–1078.
- Juo, A., Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.

- Kang, B.T., 1993. Alley cropping: past achievements and future directions. *Agrofor. Syst.* 23, 141–155.
- Kleinman, P.J.A., Pimentel, D., Bryant, R.B. 1996. Assessing the ecological sustainability of slash-and-burn agriculture through soil fertility indicators. *Agronomic Journal* 88, 122-127.
- Kleinman, P.J., Pimentel, D., Bryant, R.B. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52, 235-249.
- Larson, W.E., Pierce, F. J.. 1991. Conservation and enhancement of soil quality, in: Dumanski, J., Pushparajah, E., Latham. M., Myers, R., (Eds). *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand, pp.175–203
- Lemenih, M., Karlton, E., Olsson, M., 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109, 9–19.
- Lessa, A.S.N., 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.
- Long, C.L., Zhou, Y. 2001. Indigenous community forest management of Jinuo people's swidden agroecosystems in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 10, 753–767.
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Lam, N.I., Vien, T.D. 2009. Swidden change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. *Hum.Ecol.* 37, 259-264.
- Mertz, O. 2002. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry Systems* 55, 149-159.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Glob. Chang. Biol.* 8, 105–123.
- Nye, P. H.; Greenland, D. J. 1960. The soil under shifting cultivation. Technical communications 51. Harpenden, UK: Commonwealth Bureau of Soils.
- 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.
- Okigbo, B.N., 1981. Alternatives to shifting cultivation. *Ceres* 14, 41-45.

- Padoch, C., and Pinedo-Vasquez, M. 2010. Saving Slash-and-burn to Save Biodiversity. *Biotropica* 42, 550–552.
- 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.
- Pedroso-Junior, N.N., Murrieta, R.S.S., Adams, C. 2008. A agricultura itinerante: um sistema em transformação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas* 3, 153– 174.
- Ramakrishnan P.S. 1992 *Shifting agriculture and sustainable development: an interdisciplinary study from north-eastern India*. Parthenon, Paris
- Rasul, G, Thapa, G.B., Zoebisch, M.A. 2004. Determinants of land-use changes in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Applied Geography* 24, 217-240.
- Rerkasem, K., Lawrence, D., Padoch, C., Schmidt-Vogt, D., Ziegler, A.D., Bruun, T.B. 2009. Consequences of swidden transitions for crop and fallow biodiversity in Southeast Asia. *Human Ecology* 37, 347-360.
- Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Murrieta, R.S.S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil : a review Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais : uma revisão. *Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humans* 8, 693–727.
- Robiglio, V., Sinclair, F., 2011. Maintaining the conservation value of shifting cultivation landscapes requires spatially explicit interventions. *Environmental Management*, **48**, 289–306.
- Roder, W., Phengchanh, S., Keoboulapha, B., 1995. Relationships between soil, fallow period, weeds and rice yield in slash-and-burn systems of Laos. *Plant Soil* 176, 27–36.
- Rosenthal, R. 1991. *Meta-analytic procedures for social research*. Sage, Newbury Park, California, USA.
- Rosenthal, R. 1979. The ‘file drawer’ problem and tolerance for null results. *Psychol. Bull.*, **86**, 638_ 641.
- Sanchez, P. A., Logan, T.J. 1992. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics, in: R. Lal and P. A. Sanchez (Eds.). *Myths and science of soils of the tropics*. Soil Science Society of America special Publication no. 29.

- Sanchez, P.A., Palm, C.A., Szott, L.T., Cuevas, E., Lal, R. 1989. Organic Input Management in Tropical Agroecosystems, in: Coleman, D.C., Oades, J.M., Uehara, G. (Eds.). Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. University of Hawaii Press, Honolulu, HI, USA.
- Schwertmann, U, Herbillon, A.J. 1992. Some Aspects of Fertility Associated with the Mineralogy of Highly Weathered Tropical. In R. Lal and P. A. Sanchez. Myths and science of soils of the tropics. Soil Science Society of America special Publication no. 29.
- Szott, L.T., Palm, C.A., Buresh, R.J., 1999. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Soil Biol.* 47, 163–196.
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P., 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371, 783-785.
- Tiessen, H., Salcedo, I., Sampaio, E., 1992. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 139–151.
- Tinker, P. B., Ingram, J. S. I., and Struwe, S. 1996. Effects of Slash-and-burn Agriculture and Deforestation on Climate Change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, 13–22.
- Topoliantz, S., Ponge, J.-F., Lavelle, P., 2006. Humus components and biogenic structures under tropical slash-and-burn agriculture. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 269–278.
- Vadez, R.G., Godoy, R.A., Apaza, L., Byron, E., Huanca, T., Leonard, W.R., Pérez, E., Wilkie, D. 2004. Does Integration to the Market Threaten Agricultural Diversity? Panel and Cross– sectional Data from a Horticultural– Foraging Society in Bolivian Amazon. *Human Ecology* 32, 635– 646.
- Van Vliet, N., Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.-C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bruun, T. B., Ickowitz, A., Chi Vu, K., Yasuyuki, K., Fox, J., Padoch, C., Dressler, W. D., and Ziegler, A. D. (2012). Trends, Drivers and Impacts of Changes in Swidden Cultivation in Tropical Forest-Agriculture Frontiers: A Global Assessment. *Global Environmental Change* 22: 418–429.
- Woomer, P.L., Martin, A., Albrecht, A., Resck, D.V.S., Scharpenseel, H.W. 1994. The Importance and Management of Soil Organic Matter in the Tropics. In: Woomer, P.L., Swift, M.J. (Eds.) *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. UK, p.47-80.

- Yemefack, M., Rossiter, D.G., Jetten, G. 2006a. Empirical modelling of soil dynamics along a chronosequence of shifting cultivation systems in southern Cameroon. *Geoderma* 133, 380–397.
- Yemefack, M., Jetten, G., Rossiter, D.G. 2006b. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil & Tillage Research* 86, 84–98.
- Ziegler, A.D., Agus, F., Bruun, T.B., van Noordwijk, M., Lam, N.T., Lawrence, D., Rerkasem, K., Padoch, C. 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Montane Mainland SE Asia: Hydrology and geomorphology. *Human Ecology*, this issue.

Capítulo 3

**DINÂMICA DA FERTILIDADE DO SOLO DE MATA ATLÂNTICA
SUBMETIDO AO SISTEMA AGRÍCOLA ITINERANTE DE COMUNIDADES
QUILOMBOLAS DO MÉDIO VALE DO RIBEIRA.**

Capítulo 3

3.1. DINÂMICA DA FERTILIDADE DO SOLO NA AGRICULTURA ITINERANTE PRATICADA POR POPULAÇÕES QUILOMBOLAS EM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA DO MÉDIO VALE DO RIBEIRA (SP, BRASIL).

Dinâmica da Fertilidade do Solo na Agricultura Itinerante Praticada por Populações Quilombolas em Remanescente de Mata Atlântica do Médio Vale do Ribeira (SP, Brasil).

Alexandre Antunes Ribeiro Filho ^{a*}; Cristina Adams^{ab}; Sidneide Manfredini^c; Joaquim Alves da Silva Junior^a, Daniela Ianovali^a, Jomar Magalhães Barbosa^d, André Mateus Barreiros^c, Walter Alves Neves^c;

^a Laboratory of Human Ecology (LECH), School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP), São Paulo, Brazil

^b Institute of Energy and Environment, University of São Paulo (IEE-USP), São Paulo, Brazil

^c Laboratory of Pedology, Department of Geography, Faculty of Philosophy, Letters and Human Sciences, University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^d Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Rua do Matão, 321 - Trav. 14, 05508-900, São Paulo, Brazil.

^e Laboratory of Human Evolution Studies (LEEh), Institute of Biosciences, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

* Correspondence author. Tel/Fax: (55) 11 – 2201 7779. Rua Cataguases, 75, compl. 401, São Paulo-SP, 02042-020, Brazil.

Email: alexandreriibeirofilho@usp.br (A.A. Ribeiro Filho)

ABSTRACT

The Shifting Cultivation System (SCS), currently restricted to tropical areas, continues to be relevant in the XXI century, raising, maintaining or decreasing their practices depending on cultural, institutional, political, socioeconomic and environmental conditions of each region. The main diagnostic feature of the SAI is rotation, or roaming the cultivated areas, which are used for planting in less time to that intended for fallow. Although the SCS depicts different forms, ensuring its ecological and economic efficiency depends on three fundamental conditions: maintaining a low population pressure, an appropriate period of fallow and a low expectation of consumption. The SCS has three main components: the conversion, cultivation and fallow. The nutrient flow model for the SCS considers increasing soil fertility from the conversion phase, with the addition of nutrients contained in the biomass cleared and burned, and made available by ash. In this case, the fire would have a key role on fertility, which would be mainly determined by the efficiency of the burning of vegetation. This study assessed the impacts of the conversion and the cultivation of the soil under the SCS *quilombola*, from the use of diachronic method (chronosequence) in six experimental plots with two age classes, with intent to confront the traditional knowledge and existing environmental laws. The outcomes showed that the role of fire is not the protagonist for cycling and maintenance of the stock of nutrients in the complex soil/vegetation. In addition, these phases studied of the SCS significantly alter the soil fertility status, regardless of fallow class plots. The SCS *quilombola* has a specific form which is the decomposition of the unburned vegetation as a protagonist in the cycling and thus maintenance the stock of the nutrients in the complex soil/vegetation. The results agree with the traditional knowledge of these populations,

whereas the ideal cycle for fallow plots must be 25-30 years, and not until 10 years as provided by law.

RESUMO

O Sistema Agrícola Itinerante (SAI), atualmente restrito às zonas tropicais, continua relevante em pleno século XXI, aumentando, mantendo ou diminuindo as suas práticas dependendo de fatores culturais, institucionais, políticos, socioeconômicos e ambientais de cada região. A característica diagnóstica principal do SAI é a rotação, ou a itinerância das áreas cultivadas, as quais são utilizadas para o plantio num tempo menor àquele destinado ao pousio. Apesar do SAI apresentar diferentes formas, a garantia da sua eficiência ecológica e econômica depende de três condições fundamentais: a manutenção de uma baixa pressão demográfica, de um período de pousio adequado e uma baixa expectativa de consumo. O SAI apresenta três principais componentes: a conversão, o cultivo e o pousio. O modelo de fluxo de nutrientes para o SAI considera o aumento da fertilidade do solo a partir da fase de conversão, com a incorporação dos nutrientes contidos na biomassa derrubada e queimada, e disponibilizados pelas cinzas. Nesse processo o fogo teria um papel fundamental sobre a fertilidade, a qual seria determinada principalmente pela eficiência da queima da vegetação. Este estudo avaliou os impactos da conversão e do cultivo sobre o solo submetido ao SAI quilombola, a partir da utilização do método diacrônico (cronossequência), em seis roças experimentais com duas classes de idade de pousio, com intuito de confrontar o conhecimento tradicional e as leis ambientais vigentes. Os resultados obtidos mostraram que o papel do fogo não é o protagonista para a ciclagem e manutenção do estoque de nutrientes do complexo solo/vegetação. Além disso, estas fases estudadas do SAI não alteram significativamente o status de fertilidade dos solos, independente da classe de pousio da roça. O SAI quilombola apresenta uma forma específica, a qual tem a decomposição da vegetação não queimada como protagonista na ciclagem e, portanto, na manutenção do estoque de nutrientes do complexo solo/vegetação. Os resultados obtidos concordam com o conhecimento tradicional destas populações, considerando que o ciclo ideal de pousio para roças devem ser de 25-30 anos, e não até 10 anos como previsto em lei.

PALAVRAS-CHAVE (KEYWORDS): *Agricultura itinerante (Shifting Cultivation; Slash-and-Burn; Swidden); Química do solo (Soil chemistry); Fogo (Fire); Ciclagem de nutrientes (nutrient cycling).*

HIGHLIGHTS: >Avaliamos os impactos da conversão e cultivo do Sistema Agrícola Itinerante sobre o solo > Resultados mostraram que não houve mudança do status do solo com o uso do fogo> Os resultados concordam com o conhecimento tradicional das populações quilombolas do Vale do Ribeira (SP, Brasil).

Este artigo está formatado para o periódico **Agriculture, Ecosystems & Environment**.

Introdução

O sistema agrícola itinerante (SAI) vem sendo considerado, desde a década de 1990, como um dos vetores do desmatamento das florestas tropicais (FAO, 1985; Myers, 1993; Bandy et al., 1993; Brady, 1996). O SAI tem sido responsabilizado por 10% da perda de área florestada na América Latina (Houghton et al., 1991), de 30 a 35% na Amazônia (Serrão et al., 1996) e 50% na Indonésia (Jong, 1997). Esta percepção negativa sobre a sustentabilidade ambiental do SAI tem direcionado as políticas públicas de muitos países da região tropical, na tentativa de erradicar este sistema agrícola (Ziegler et al., 2009; Adams et al., 2013). Este tem sido considerado incompatível, por exemplo, com a conservação da biodiversidade e o manejo de áreas de conservação (Namgyel et al., 2008).

Além da preocupação com o desmatamento, acredita-se que os impactos do SAI sobre os solos poderiam levar ao comprometimento da biodiversidade dessas florestas (FAO, 1985; Myers, 1993; Bandy et al., 1993; Brady, 1996), além de funcionar como fonte importante para o agravamento do aquecimento global (Fearnside, 2005). O solo seria uma fonte de emissão de CO₂ para a atmosfera (Brown & Lugo, 1990), não compensada pela regeneração das florestas secundárias durante o pousio.

Uma revisão da literatura sobre os impactos do SAI sobre os solos mostra que não existe um consenso entre os autores (Ribeiro Filho et al., 2013): alguns trabalhos apontam resultados degenerativos (Borggaard et al., 2003; Rasul et al., 2004), enquanto outros discordam, acusando os primeiros de terem uma visão simplista sobre o tema (Mertz et al., 2009; Brunn et al., 2009), baseada numa falta crônica de evidências (Mertz, 2002; Mertz et al., 2009; Bruun et al., 2009). A favor de seus defensores, está a ocorrência de baixa erosão do solo em SAIs, quando comparados a outros tipos de uso (Ziegler et al., 2009). Além disso, ao se comparar o SAI com outros sistemas de

produção observa-se que vários outros serviços ambientais também são mantidos: hidrológicos (Ziegler et al., 2009), de proteção da biodiversidade (Rerkasem et al., 2009) e de sequestro potencial de carbono (Brunn et al., 2009).

No Brasil, o debate também divide os especialistas. Alguns apontam para os impactos positivos do SAI sobre o solo, com a manutenção do seu status de fertilidade quando o pousio é adequado (Hughes et al., 2000; Johnson et al., 2001; Frizano et al., 2003; Farella et al., 2006; Oliveira, 2008; Aboim et al., 2008). Em oposição, alguns trabalhos consideram que o SAI pode levar à degradação do solo, devido à liberação do mercúrio no ambiente (Béliveau et al., 2009). Adicionalmente, o emprego do fogo poderia causar a diminuição da fertilidade do solo, impactando o banco de sementes, a estrutura e a macro e microfauna do solo (Sampaio et al., 2003; Sommer et al., 2004; Mamede & Araujo, 2008; Lima et al., 2010).

Em relação à Mata Atlântica, existem apenas três estudos sobre os impactos do SAI sobre os solos (Hernani, et al., 1987; Oliveira, 2008; Aboim et al., 2008), em que pese a forte pressão que tem sido exercida sobre a Mata Atlântica desde o início da colonização (Dean, 1996). O estudo de Oliveira (2008) apontou de maneira indireta os impactos positivos do SAI sobre o solo, estudando a produção de serrapilheira nos diferentes componentes (conversão, cultivo e pousio) do sistema. Já o trabalho realizado por Aboim *et al.* (2008), utilizou o método de biossequência, obtendo resultados que demonstraram que o SAI pode contribuir para a manutenção da fertilidade do solo. O terceiro artigo apresenta os impactos da derrubada de vegetação secundária sobre o solo, porém submetido a um sistema agrícola convencional (Hernani, et al., 1987). Esta escassez de informações para o bioma Mata Atlântica mostra a relevância deste trabalho.

A Mata Atlântica possui apenas 11,7% de sua cobertura original (Ribeiro et al., 2009), e seus remanescentes são habitados por 70 reservas indígenas e 375 comunidades quilombolas (SOS Mata Atlântica 2011); destas últimas, 88 estão localizadas na região do Vale do Ribeira (Andrade e Tatto, 2013). O SAI é uma prática histórica das comunidades indígenas e tradicionais na Mata Atlântica, e muitas delas ainda o utilizam para a sua subsistência (Adams, 2000; Adams et al., 2013). Embora exista um padrão básico que caracteriza o SAI – conversão da floresta através do corte e queima da vegetação, cultivo e pousio (Nye & Greeland, 1960; Adams, 2000; Bellwood, 2005; Pedroso-Junior et al., 2009; Mazoyer & Rodart, 2010) – as práticas variam conforme a comunidade considerada, e não existem estudos específicos sobre o SAI praticado por populações quilombolas do Vale do Ribeira e seus impactos sobre o solo.

Desde 1965 existe um histórico de implantação de políticas e leis ambientais abrangendo o Vale do Ribeira, que vêm restringindo as atividades humanas no bioma da Mata Atlântica, contribuindo para o abandono do SAI quilombola (Adams et al., 2013). A Lei da Mata Atlântica de 2006 (Lei Federal 11.428/Decreto Federal 6.600/2008) (Brasil, 2006,2008) tentou corrigir os impactos das restrições anteriores, permitindo às estas populações tradicionais, por meio de solicitação de licença, a supressão de vegetação florestal em estágio inicial de sucessão para fins de agricultura de subsistência (Varjabedian, 2010). A Resolução 27/2010 (São Paulo, 2010), regulamentou esta licença, contudo proibiu o uso do fogo, o que é contestado pelas populações quilombolas (Adams et al., 2013). Neste contexto, o presente trabalho pretende contribuir para avaliar os impactos do SAI sobre a fertilidade dos solos da Mata Atlântica, gerando dados que podem servir para embasar as discussões relacionadas à legislação e às políticas públicas ambientais e de desenvolvimento rural, bem como ao planejamento territorial das comunidades quilombolas.

A seguir, descreveremos os métodos utilizados para responder às perguntas de pesquisa específicas do projeto, bem como para testar nossas hipóteses sobre o papel do fogo e da biomassa. No item 3 apresentamos os resultados obtidos pela pesquisa, que são discutidos na seção seguinte. Por fim, o item 5 apresenta as conclusões do trabalho.

2. Material e Métodos

Para avaliar o papel do SAI na dinâmica da fertilidade do solo na conversão e no cultivo, realizamos estudos em seis áreas de roças experimentais². Três delas tinham pousios entre 10-15 anos e três entre 25-30 anos. Nestas áreas de roças experimentais (RE) inicialmente levantamos a estrutura florestal, com amostragem de medições do diâmetro à altura do peito (DAP) e da altura de indivíduos arbóreos. Realizamos o método destrutivo para medir a biomassa epígea em duas áreas amostrais e, a partir deste estudo, obtivemos um modelo alométrico e estimamos a biomassa das áreas de RE. Em relação à dinâmica da fertilidade do solo, coletamos amostras de solo em três momentos: na pré-conversão, ou antes do início do ciclo agrícola; no pós-fogo, ou depois de uma semana do uso do fogo nas áreas; e na pós-colheita, ou depois de uma semana da colheita da produção agrícola. Além disso, a temperatura do solo foi medida durante o uso do fogo, para avaliar o seu impacto.

Estes procedimentos foram realizados com o objetivo de responder as seguintes perguntas e hipóteses: Pergunta I: O SAI quilombola altera as propriedades do solo, medidas através de alterações da fertilidade do solo? Hipótese I: O SAI quilombola altera as propriedades do solo nas fases de conversão e cultivo. Pergunta II: Qual é o

² Foram obtidas junto à CETESB, com a entrada dos processos no dia 27/04/2012, as autorizações “para intervenção em APP e/ou supressão de vegetação nativa e/ou corte de árvore isolada” para as áreas de estudo, onde será realizada a derrubada e queima da vegetação. O processo nº 4910033/12 refere-se à autorização para as áreas de estudo a serem realizadas em Pedro Cubas de Cima. O processo nº 4910034/12 para as áreas a serem estudadas em São Pedro.

As duas comunidades situam-se entre 100 e 600 m de altitude, sob clima tropical de monção (Am Köppen), com médias anuais ao redor de 22°C (variando entre 17°C e 30°C) nas altitudes mais baixas e maior pluviosidade (69,4% do total) de outubro a março, tendo como média anual de 1.500 mm de chuvas (Gomes et al, 2013). O relevo apresenta dois padrões distintos, segundo Theodorovicz (2007): relevo variando de montanhoso a localmente forte ondulado, com declividades de encostas em geral superiores a 30% e amplitudes superiores a 300 metros; e um segundo padrão variando de predominantemente forte ondulado a localmente montanhoso, com predomínio de declividades entre 20 e 30%, com amplitudes semelhantes ao padrão anterior.

No Vale do Ribeira, devido à complexidade de formação da rocha matriz, oriunda da sequência de ambientes tectônicos com significativo tempo geológico, encontram-se diferentes tipos de solos: Argissolos, Cambissolos, Latossolos, Neossolos e Gleissolos (Santos e Tatto, 2008). A vegetação predominante é a Floresta Pluvial Atlântica (Floresta Ombrófila Densa, IBGE), cobrindo 95% da paisagem, a qual se apresenta como um mosaico de vegetação em diferentes estágios sucessionais (Ivanauskas, et al., 2012). As roças experimentais estudadas situam-se entre 24°31,173' e 24°30,405'S e 48°22,369' e 48°17,987'O.

São Pedro limita-se com as comunidades de Ivaporunduva, Galvão, Pedro Cubas de Cima e com o Parque Estadual Intervales. A população levantada pelo Instituto Socioambiental, em 2008, era de 135 pessoas e a área oficial de São Pedro é de 4.688 hectares (Santos & Tatto, 2008), parcialmente localizada no perímetro dos municípios de Iporanga e Eldorado (SP) (Figura 1). Todas as formas agrícolas de uso da terra, com exceção das pastagens, ocupam menos de 1% do território da comunidade. As maiores porções de terra são ocupadas por cobertura vegetal natural secundária, como vegetação rasteira e capoeiras de diversas idades, além de matas maduras (Munari, 2009). A

comunidade obteve o título da terra em 2001 (Santos & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Pedro Cubas de Cima faz fronteira com as comunidades de São Pedro, Ivaporunduva e Sapatu, e com o Parque Estadual Intervales e a Área de Proteção Ambiental da Serra do Mar (Santos & Tatto, 2008) (Figura 1). Em 2008, a comunidade era constituída por 69 pessoas (Santos & Tatto, 2008), abarcando uma área total de 6.875 hectares. As pastagens, abertas por fazendeiros que não pertencem à comunidade constituem cerca de 5 % da área total, sendo esta a forma dominante de uso da terra, seguida pelo cultivo de arroz (Santos & Tatto, 2008). A vegetação secundária em diversos estágios de regeneração e a mata madura cobrem 6.050 ha. Pedro Cubas de Cima foi reconhecida como comunidade remanescente de quilombo em 2003, porém ainda aguarda a titulação da terra (Santos & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

2.2. Classificação dos solos dos territórios de São Pedro e de Pedro Cubas de Cima

Os mapas pedológicos foram elaborados através do cruzamento de informações obtidas em trabalhos de campo e gabinete, análises de laboratório e pesquisa bibliográfica. Os trabalhos de campo consistiram na descrição e análise de perfis de solos ao longo de barrancos de estradas/trincheiras e sondagens feitas com trado holandês, sendo realizados cinco perfis e sete tradagens em Pedro Cubas de Cima e quatro perfis e 6 tradagens em São Pedro. Os parâmetros analíticos foram obtidos por meio da análise de amostras coletadas em campo nos laboratórios da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP) (Anexo IV). Em gabinete foram cruzadas as informações dos mapas base, mapa geológico e observações de campo para a delimitação das unidades de mapeamento (associações de solos).

A base cartográfica digital na escala 1:50.000, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), foi utilizada para a elaboração dos mapas hipsométrico e clinográfico. As informações sobre as unidades litológicas foram extraídas do Mapa Geológico do Estado de São Paulo (PERROTTA *et al.*, 2005).

A descrição e classificação dos perfis seguiu critérios definidos por Santos *et al.* (2005) e pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). O mapeamento das unidades de solos seguiu indicações do IBGE (2007).

2.3. Definição das áreas de roças experimentais

O delineamento utilizado para o estudo da dinâmica da fertilidade do solo sob o SAI denomina-se acompanhamento diacrônico (cronossequência) (Yemefack *et al.*, 2006), o qual foi definido por Green (1979) como Desenho de Estudo de Impacto Ideal. A ideia básica deste delineamento experimental refere-se à amostragem das áreas de estudo (amostras de solo) antes e depois do potencial impacto (prática do SAI), juntamente com áreas controles (adjacentes às áreas de roças) que não sofreram o impacto. A premissa é que as mudanças naturais terão os mesmos efeitos sobre os dois tipos de áreas (amostradas e controle) e, portanto, as mudanças encontradas nas áreas de potencial impacto (áreas das roças) podem ser atribuídas ao impacto (SAI) (Manly, 2009).

As fases de manejo do SAI voltadas à produção agrícola (conversão da floresta e cultivo) foram acompanhadas *in loco*, com a obtenção de amostras de solo (ver Seção 2.5.) anteriormente e durante a fase de conversão: pré-conversão, anterior ao início das atividades nas áreas (Fase 1); pós-fogo, uma semana após o uso do fogo para a limpeza das roças (Fase 2); pós-colheita, depois de uma semana da colheita (Fase 3). As áreas foram pré-definidas em comum acordo com os informantes locais. A declividade, a

exposição da vertente, a área da roça, número de cultivo (quantidade de cultivos realizados na área, considerando no mesmo e em ciclos diferentes), o histórico de uso (proporção entre anos de cultivo e anos de pousio) e a cultura plantada de cada área foram anotados em fichas para cada roça (ver Tabela 1, Figura 2).

Tabela 1. Variáveis independentes para as seis roças experimentais.

	Comunidade	Idade	Número de cultivo	Histórico de Uso	Declividade	Vertente	Área de Roça (ha)	Cultura plantada	Coordenadas (GPS)
SP2	São Pedro	10	2	1:15; 1:15	20	Sudeste	0,381	Milho	22- J0766051/7 287856
SP5	São Pedro	12	3	1:12; 1:10; 1:15	35	Sul	0,334	Arroz	22- J0763401/ 7285743
PCC6	Pedro Cubas de Cima	15	3	1:15; 1:30; 1:10	0	Plana	0,704	Arroz	22-J 773390/7 291819
PCC7	Pedro Cubas de Cima	30	2	1:30; 1:150	35	Noroeste	0,785	Milho	22-J 773785/7 291198
PCC2	Pedro Cubas de Cima	30	3	1:30; 2:30	30	Sudoeste	0,689	Milho	22- J0775693/ 7288199
SP6	São Pedro	30	2	1:30; 1:15	30	Nordeste	0,183	Milho	22- J0764995/ 7287798

Com o efeito de confrontar o que dispõe a Resolução SMA/027 com o Conhecimento Ecológico Local (Nazarea, 1999) dos agricultores, estas áreas foram divididas em dois blocos/grupos, de acordo com o tempo de pousio (tempo de regeneração da capoeira): 10-15 e 25-30 anos. Inicialmente foram licenciadas 13 áreas, porém por motivos relacionados aos agricultores somente seis áreas continuaram no estudo (Tabela 1; Figura 2). Desta forma, foram acompanhadas pelo método diacrônico seis áreas de roças, distribuídas entre as comunidades de São Pedro (3) e Pedro Cubas de Cima (3). Em São Pedro, duas capoeiras com idade de cerca de 10-15 anos e uma com idade entre 25-30 anos de regeneração. O mesmo foi feito em Pedro Cubas de Cima, sendo uma com idade de cerca de 10-15 anos e duas com idade entre 25-30 anos de regeneração (Tabela 1, Figura 2). Este número amostral foi determinado após a

negociação com as comunidades envolvidas, limitado pelo o número disponível de informantes que participaram deste estudo. A declividade, a exposição da vertente, a área da roça, número de cultivo (quantidade de cultivos realizados na área, considerando no mesmo e em ciclos diferentes), o histórico de uso (proporção entre anos de cultivo e anos de pousio) e a cultura plantada de cada área foram anotados em fichas para cada roça (Tabela 1).

2.4. Estimativa da biomassa das roças experimentais

Para quantificar as diferenças no estágio de regeneração da vegetação das áreas utilizadas para as roças experimentais (além do tempo de pousio obtido dos informantes), foi realizada uma estimativa da fitomassa epígea destas capoeiras, antes da fase de conversão. Inicialmente, foi realizado estudo estrutural da vegetação das áreas, nas quais foram instaladas em cada RE três parcelas quadráticas de 10 x 10 m (total de 300 m²/área, somando 18 parcelas), no interior das quais se mediu o perímetro (posteriormente convertido em diâmetro) do tronco à altura do peito (~1,3 m) e a altura de todos os indivíduos lenhosos com altura igual e superior a um metro e meio (1,5 m) (adaptado de Mueller-Dombois & Elenberg, 1974). Para estimar a fitomassa epígea foram utilizados os dois únicos modelos específicos para Mata Atlântica (Burger et al., 2008). Outros modelos utilizados para esse fim são de abrangência pan-tropical (Brown et al. 1989; Scatena et al. 1993; Chave et al. 2005).

Figura 2. Localização das roças e dos Quilombos São Pedro e Pedro Cubas de Cima. (Fonte: Ianovali, 2015, Adaptado de www.acervofundiário.incra.gov.br)

Visando obter uma estimativa da fitomassa epígea de maior precisão, desenvolveu-se uma nova equação alométrica, aproveitando o fato de que a vegetação seria cortada para a realização das roças e a licença para supressão da vegetação obtida da CETESB. Esta parte do estudo foi liderada pelo Dr. Jomar Magalhães Barbosa (IB-USP), em colaboração com o Dr. Eduardo P. C. Gomes (Instituto de Botânica, SMA-SP)³. Para tal, realizou-se a pesagem da fitomassa epígea de duas parcelas de 100 m², uma em cada área (SP/6 e PCC/7, Tabela 1) com aproximadamente 30 anos de pousio, utilizando-se o método destrutivo (Whittaker et al. 1974, Chapman 1976, Burger & Delitti, 2008). Portanto, 66 árvores foram derrubadas na sua base, com auxílio de motosserra e machados. As folhas foram manualmente separadas dos galhos e ramos, e o peso úmido de todos estes componentes medido com dinamômetro em campo. Amostras da base do tronco, dos ramos e galhos e das folhas de cada árvore foram separadas, em sacos apropriados, e identificadas. Todas as sub-amostras coletadas em

³ BARBOSA, J.M.; RIBEIRO FILHO, A.A.; GOMES, E.P.C.; IANOVALI, D. ADAMS, C. Carbon stock in the Atlantic forest: uncertainties behind allometric equations. In: ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA 99TH ANNUAL MEETING, 99., 2014, Sacramento. **Proceedings...**

campo foram enviadas ao laboratório, secadas à 80° C até o peso constante, para determinar o peso úmido e o peso seco (Kg) de cada árvore.

2.5. Papel do fogo na qualidade do solo

A temperatura atingida pelo solo no momento da queimada da vegetação derrubada foi medida com auxílio de termopares resistentes a altas temperaturas e acoplado a um “Fieldlogger Logger” (datalogger), os quais foram enterrados em cinco pontos da área de estudo nas profundidades de 1 cm, 5 cm e 10 cm, totalizando 15 pontos em cada roça experimental (Figura 3). Os dados foram coletados a cada 3 segundos a partir de 15 minutos antes do início da queimada e até 60 minutos depois da passagem do fogo (Mamede & Araujo, 2008).

Em relação à preparação para a queima, três componentes foram considerados para compor a avaliação sobre a eficiência do fogo (baixa, média e alta) sobre os solos das roças experimentais: o cuidado e a quantidade de trabalho dedicado à derrubada e picada da vegetação, o qual é responsável por produzir maior ou menor camada de *facho* (material da vegetação derrubada), que servirá de combustível para aumentar a eficiência da queima; o tempo de secagem da vegetação derrubada; e as condições climáticas anteriores e no dia da queima. Áreas que foram mais preparadas tem maior potencial para uma queima mais eficiente. Todas as informações foram anotadas nas fichas das roças.

Figura 3. A e B – Imagens da instalação dos termopares nas roças experimentais antes da queimada; D – Canaleta da passagem dos cabos da roça para o local onde se registrava os dados de temperatura do solo sob o fogo com os fieldloggers; D – pesquisador operando o registro dos dados.

2.6. Amostragem e análises da fertilidade dos solos nas áreas de roças experimentais

Nas áreas de roças experimentais (Tabela 1) foi realizada a coleta de sub-amostras de solo com o uso de transectos paralelos em relação às curvas de nível do terreno, nas porções superior, médio e inferior das áreas, sendo cada sub-amostra tratada independentemente, totalizando três (3) pontos dentro e dois (2) fora, por transecto, em cada área (Figura 4). As profundidades coletadas foram, consecutivamente, de 0-1 cm, de 1-5 cm e de 5-10 cm, totalizando, 45 sub-amostras de solo por roça experimental. Os parâmetros investigados e os respectivos métodos para as análises de solo realizadas no Laboratório de Solo do Departamento de Solo da ESALQ/USP e no Departamento de Solos da Universidade de Viçosa estão apresentados detalhadamente no Anexo III.

A análise para fertilidade foi feita utilizando-se os seguintes parâmetros, no Laboratório de Solos da ESALQ/USP: pH em água e em KCl (1:2,5), Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, H +Al, Soma de Bases (SB), Capacidade de

Troca Catiônica (CTC), Saturação da CTC por Bases (V) e Saturação por Alumínio (m) (Manual de Métodos de análise de solo EMBRAPA, 2ª edição, 1997); a análise orgânica correspondeu aos parâmetros: Matéria Orgânica e Carbono Orgânico por titulação (Boletim técnico 106, IAC, 2009); a análise física correspondeu aos parâmetros: análises físicas de textura, Areia Total, Silte e Argila (com dispersante) para determinação da Classe de Textura (Manual de Métodos de análise de solo EMBRAPA, 2ª edição, 1997). O Departamento de Solos da UFV realizou as análises de N Total (Anexo III). No LABOPED/USP realizou-se a determinação da estabilidade de agregados dos solos das áreas das roças experimentais (Anexo III). A metodologia usada foi adaptada por Grohmann (1960) e permitiu a avaliação da estabilidade dos agregados do solo por tamizagem em água. Para isso, utilizou-se a agitação lenta de 25g de amostra previamente umedecidas em um jogo de peneiras submersas em água, por 15min (utilizando-se o equipamento Agitador de Yoder). Com a massa das frações retidas em cada peneira calcularam-se o diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados para expressar o índice de estabilidade dos agregados, utilizando-se as seguintes equações (Ferreira, 2008):

$$DMP = \sum_{i=1} (x_i \times w_i)$$

em que w_i é a proporção de cada classe em relação ao total e x_i é o diâmetro médio das classes de agregados (mm).

$$DMG = \exp \left\{ \frac{\sum_{i=1}^6 w_i \log x_i}{\sum_{i=1}^6 w_i} \right\}$$

em que w_i é a proporção de cada classe em relação ao total e x_i é a massa média dos agregados.

Figura 4 – Esquema de coleta do solo para os métodos de acompanhamento diacrônico e sincrônico. Área de roça 50 x 100 m.

2.7. Análise estatística

Para a identificação dos padrões pedológicos nas áreas de roças experimentais foram realizados testes estatísticos descritivos das variáveis que compuseram a dinâmica da fertilidade do solo durante o ciclo de cultivo. Esse mesmo conjunto de variáveis foi submetido à análise de variância (ANOVA), com o procedimento do Modelo Linear Geral (GLM, em inglês), o qual é comumente utilizado em pesquisas ambientais por processar dados, cuja estrutura de variância pode apresentar-se não linear e pouco constante (Bolker, 2008; Barbosa et al., 2014). Com o procedimento do GLM as médias para as diferentes fases foram comparadas com o teste de comparação múltipla de Tukey (com significância < 5%). O mesmo conjunto de variáveis foi submetido à análise de componentes principais (ACP) (utilizando o pacote estatístico IBM SPSS 23), para avaliar a extensão das relações entre as variáveis do solo nas

diferentes fases do ciclo de cultivo, agrupando-as de acordo com as suas similaridades (Manly, 2009).

3. Resultados

3.1. Classificação dos solos dos territórios de São Pedro e de Pedro Cubas de Cima

As unidades de mapeamento agruparam os tipos de solos, no primeiro nível categórico, encontrados ao longo das áreas trabalhadas. As associações foram necessárias visto a diminuta expressão territorial de algumas classes, o que nos levou a agrupar os diferentes tipos em uma única mancha, com a denominação do solo mais expressivo em primeiro lugar na legenda.

São cinco as associações apresentadas (Anexo IV), representando uma síntese das informações contidas nos mapas hipsométrico, de declividade e geológico, junto com as informações levantadas em campo.

O primeiro agrupamento denominamos de Associação de Neossolos Litólicos + Cambissolos + Afloramento de Rocha. Este grupo ocorre em um topo estreito, correspondendo ao interflúvio entre os rios Pedro Cubas e São Pedro, local com as maiores declividades da área ($> 40\%$) e uma amplitude altimétrica superior a 200 m. São solos rasos e pouco desenvolvidos associados às serras sustentadas por Micaxistos e Filitos, com direção preferencial SW – NE acompanhando o grande conjunto de falhas do *Rift* do Brasil Oriental (Anexo IV).

A Associação de Cambissolos + Neossolos Litólicos é o segundo agrupamento. Este é o grupo com maior expressão territorial, ocorrendo ao longo dos principais interflúvios e vertentes de declividade elevada (20 a 40%). As principais manchas estão nos quilombos de Pedro Cubas de Cima, junto às serras de Micaxistos e Filitos, e São Pedro, em associação a um batólito granítico em forma de arco no setor oeste da

comunidade (Anexo IV). O terceiro agrupamento denominamos de Associação de Cambissolos + Latossolos. É um grupo de menor expressão, ocorrendo em interflúvios planos ou em áreas de declividade bastante baixa ($< 5\%$). A inclinação suave do terreno propicia uma maior infiltração de água, permitindo o avanço da pedogênese e a formação de perfis mais profundos e alterados (Anexo IV).

A Associação de Cambissolos + Argissolos + Latossolos é um grupo que ocorre de forma ampla nas comunidades de Pedro Cubas de Cima e São Pedro, associados às rampas mais suaves (declividade de 10 a 40%) embutidas nas serras de Micaxisto e Filito e, principalmente, às bordas do batólito granítico, correspondendo a um grupo de transição entre os Nossolos Litólicos + Cambissolos, localizados nas maiores declividades e altitudes, e os solos comandados pela dinâmica fluvial, junto as planícies de inundação em locais de menor altimetria e declividade (Anexo IV). O último agrupamento denominamos de Associação de Cambissolos + Gleissolo + Neossolo Flúvico + Neossolo Quartzarênico, grupo de ampla expressão territorial nas comunidades de São Pedro, Pedro Cubas e Pedro Cubas de Cima. São solos que ocorrem junto aos fundos de vale e às planícies de inundação, as quais apresentam as declividades mais baixas da área ($< 10\%$) e a amplitude altimétrica inferior a 50 m, sendo comandadas pela dinâmica fluvial (Anexo IV).

3.2. A Forma do SAI Quilombola

O ciclo da agricultura itinerante praticado pelas populações quilombolas participantes do estudo obedece às etapas clássicas deste sistema agrícola florestal praticado milenarmente (Nye & Greeland, 1960; Adams, 2000; Bellwood, 2005; Pedroso-Junior, 2008; Pedroso-Junior et al., 2009; Mazoyer & Rodart, 2010).

A escolha, pelos agricultores, das seis áreas de RE se deu principalmente pelo conhecimento prévio do histórico de uso das áreas, vivenciado ou informado por gerações anteriores. Desta forma, foram escolhidas áreas que haviam produzido boas colheitas de arroz ou milho ou ambos, todas com períodos de pousio mínimo acima de 10 anos. Isto porque, para os agricultores, este período é o mínimo necessário para a recuperação da força (fertilidade) do solo. Em alguns casos, as escolhas também procuraram garantir áreas que poderiam ser impedidas pela lei de terem suas vegetações suprimidas num futuro próximo, por estarem se aproximando da idade máxima legal de corte. O tamanho das áreas variou de 0,2 a 0,8 ha (Tabela 1) (Ianovali, 2015).

Após a obtenção das licenças da CETESB para a abertura das seis áreas para a realização das RE, as capoeiras (áreas de vegetação secundária) começaram a ser convertidas em áreas agrícolas, a partir de agosto de 2013. Inicialmente, a vegetação do sub-bosque (hábito herbáceo, cipós, arbustos e arvoretas) foi derrubada (roçada, termo local) para facilitar a fase de derrubada da vegetação lenhosa de maior calibre, com o uso de facões e foices (Figura 5A). Após uma a duas semanas, ocorreu a derrubada da vegetação lenhosa com uso de machados e, eventualmente, motosserra. Esta vegetação derrubada ficou secando por cerca de 20 a 30 dias (Figura 5B). Durante este período realizou-se o rebaixamento (picar, termo local) dos galhos dos troncos derrubados (Figura 5C). Este material rebaixado, as folhas e os galhos caídos no solo, assim como a madeira em decomposição compuseram o facho (termo local), ou seja, o material combustível que permite que a queimada ocorra.

As derrubadas foram realizadas em sistema de mutirão, ou seja, um grupo de até uma dezena de agricultores trabalhou num sistema de troca de mão-de-obra. Tanto a roçada como a derrubada iniciaram-se no ponto mais baixo das áreas (fundo) em direção às áreas mais altas (testada) (Figura 6 e 7).

O sucesso da queimada da vegetação derrubada e picada depende de fatores como: um período de pouca chuva entre o período da derrubada e da queimada; uma estiagem nos cinco dias anteriores à queimada; no dia da queimada a umidade do ar deve estar baixa e o céu aberto, o que ocorre entre 12h e 15 h; o facho (biomassa da serapilheira) em boa quantidade (espessura acima de 5 cm) e seco, porém pouco decomposto; o vento ameno, mas não ausente.

O plantio deve ser realizado logo após a queimada. A queimada eficiente permite que o solo fique nu, livre do facho e eventuais plantas espontâneas que crescem após a derrubada, possibilitando o acesso dos agricultores, que se utilizam da técnica do plantio direto para o cultivo. Na forma de SAI Quilombola, como o fogo não queima os galhos grossos e troncos, o plantio é feito com espaçamento aleatório entre as sementes semeadas, nos espaços livres entre a vegetação derrubada não queimada, calculado de forma visual. Nos pontos nas RE onde a queima foi ineficiente não se semeou. Nas RE o plantio de arroz foi realizado em PCC/6 e SP/5 e o de milho nas demais (SP/2, SP/6, PCC/2 e PCC/7, Tabela 1). As colheitas foram realizadas depois de alguns dias (3-5 dias) de estiagem, entre os meses de fevereiro e junho de 2014.

A capina foi realizada para as roças de arroz, sendo que para o milho os cultivos ficaram em meio à vegetação de crescimento espontâneo. A colheita foi realizada de 6 a 8 meses após o plantio. Excepcionalmente, no verão entre 2013 e 2014 houve uma forte estiagem, a qual comprometeu a produtividade agrícola das RE do estudo (Ianovali, 2015).

Figura 5 – A – Imagem de uma roçada da vegetação de sub-bosque de uma roça experimental; B – Imagem da derrubada da vegetação lenhosa com uso de machado; C – rebaixamento da vegetação lenhosa derrubada; D – Imagem de uma roça experimental queimando.

Figura 6 - Corte esquemático de uma roça quilombola (Fonte: Ianovali, 2015)

Figura 7 – A – Imagens da esquerda: a área PCC6 antes (acima) e após (abaixo) a derrubada da vegetação. À direita, o mesmo para a área PCC7. (Fonte: GoogleEarth, obtidas em 08/11/2013 e 09/12/2013)

3.3. A biomassa das roças experimentais

A Tabela 2 abaixo apresenta os resultados obtidos para a estrutura da vegetação das capoeiras submetidas às RE: DAP (diâmetro a altura do peito), altura e número (N) dos indivíduos arbóreos amostrados nas áreas das RE (N/ha = Indivíduos por hectare). A tabela traz também os valores da estimativa da biomassa das áreas de RE para diferentes modelos, inclusive o modelo obtido neste estudo (Mod 6).

O modelo alométrico obtido a partir do método destrutivo empregado foi:

$$\ln PS = -3,04992 + 0,92198 \ln(d^2h).$$

A faixa do diâmetro das árvores pesadas esteve entre 3,18 a 34,5 cm. O peso seco total da biomassa derrubada nos 200 m² amostrados foi de 3.544,2 Kg.

A partir dos dados da fitomassa epígea medida avaliou-se a precisão de equações alométricas disponíveis na literatura. O modelo produzido por Scatena et al. (1993)

apresentou a melhor precisão em relação aos resultados da biomassa medida em campo (Barbosa, et al., 2014) (Tabela 2).

Tabela 2. DAP (diâmetro a altura do peito), altura e número (N) dos indivíduos arbóreos amostrados nas áreas das RE (N/ha = Indivíduos por hectare), e os valores da estimativa da biomassa para diferentes modelos, inclusive aquele obtido neste estudo (Mod 6).

Variáveis	Pousio (Anos)	Altura Média	DAP Medio	DAP Erro Padrão	N (total)	N/ha	Mod 1 (Mg/ha)	Mod 2 (Mg/ha)	Mod 3 (Mg/ha)	Mod 4 (Mg/ha)	Mod 5 (Mg/ha)	Mod 6 (Mg/ha)
PCC6	10-15	4,17	3,51	0,35	178,00	5933	30,18	13,62	16,39	22,75	24,14	25,37
SP5	10-15	4,36	3,59	0,24	232,00	7733	45,13	20,28	19,51	27,18	28,75	30,58
SP2	10-15	5,23	4,84	0,42	190,00	6333	114,39	72,73	52,28	71,83	77,54	86,22
PCC7	25-30	4,09	4,15	0,43	270,00	9000	201,75	149,10	78,50	79,43	115,42	114,71
PCC2	25-30	4,71	4,84	0,61	195,00	6500	226,01	169,93	79,94	109,42	117,54	116,65
SP6	25-30	5,20	5,76	0,27	244,00	8133	336,80	252,15	124,89	139,76	162,48	161,91
Mata Madura	+150	6,49	7,73	1,01	161,00	5367	592,75	605,32	192,42	261,28	282,59	272,85

Modelo 1 - $\ln PS_{(kg)} = -4,15190 + 1,06068 \ln(d^2h)$ (Burger, 2005); **Modelo 2** - $\ln PS_{(kg)} = -6,71710 + 1,30308 \ln(d^2h)$ (Burger, 2005); **Modelo 3** - $\ln PS_{(kg)} = -3,676 + 0,951 \ln(d^2h)$ (Burger & Delitti, 2008); **Modelo 4** - $\ln PS_{(kg)} = -3,3012 + 0,9439 \ln(d^2h)$ (Brown et al, 1989); **Modelo 5** - $\ln PS_{(kg)} = -3,282 + 0,950 \ln(d^2h)$ (Scatena et al, 1993). **Modelo 6** – obtido por este estudo (ver no texto).

As estimativas de biomassa para as seis áreas de RE apresentaram correlação positiva com as idades de pousio informadas pelos agricultores (Correlação Pearson de 0,8 com nível de significância <0,01%). Os diferentes componentes da vegetação apresentaram proporções diversas, sendo que 81% do peso da biomassa epígea corresponde aos troncos e galhos grossos (ou ramos) da vegetação. A Figura 8 mostra o percentual do peso seco da biomassa epígea dos diferentes componentes da vegetação considerando-se as duas capoeiras amostradas.

Figura 8 – Percentual do peso seco da biomassa epígea dos diferentes componentes da vegetação de capoeira amostrada.

3.4. Os impactos do fogo sobre o solo submetido ao SAI

A média de preparação para a queima das seis áreas foi de 18 horas. Contudo, a área SP2 teve oito horas de preparação, enquanto em PCC7 gastou-se 36 horas (Ianovali, 2015) (Tabela 3). O tempo da queima das áreas foi em torno de uma hora. O tempo de secagem da vegetação derrubada variou entre 22 e 30 dias e as condições climáticas anteriores ao dia da queima apresentaram estiagem de pelo menos quatro e no máximo de seis dias. A eficiência da queima variou de baixa em SP6 a alta em PCC7, sendo média para as demais áreas estudadas. Como se observa na Figura 9, a eficiência da queima deixa a condição do solo mais ou menos limpo, como se observa em B e D, respectivamente. Apesar destas variações, a temperatura máxima na camada de 1 cm do solo ficou abaixo de 60°C, sendo que a média de elevação da temperatura depois da passagem do fogo em todas as áreas para esta camada foi de 10°C (ver Tabela 3).

Tabela 3. – Temperatura do solo durante a queimada nas roças experimentais.

		SP2	SP5	SP6	PCC2	PCC6	PCC7	Média (DP)
Tempo de pousio	Profundidade (cm) no solo	15	10	30	30	10	25	
Estimativa de biomassa (Mg/ha)		86,22	30,58	161,91	116,65	25,37	114,71	
Preparação para a queima (tempo em hora)*		8	15	12	24	12	36	18 (10,4)
Eficiência da queima		Média	Média para alta	Baixa	Média	Média	Alta	
Tempo mensurado (minutos)		98	109	66	122	203	118	119,33 (41,66)
Tempo total da queima (minutos)		45	55	40	48	57	84	54,83 (14,25)
Temperatura (°C) máxima do solo sob o fogo	1	28,8	56,6	42,9	23,6	24,8	41,4	36,35 (11,77)
	5	26,5	28,9	29,6	24,3	22,2	31,8	27,22 (3,26)
	10	26,4	24,0	24,4	23,1	21,3	24,9	24,02 (1,57)
Diferença da temperatura (°C) antes e depois do fogo	1	2,1	2,6	6,9	2,6	2,0	20,3	9,98 (9,60)
	5	2,0	4,9	0,7	2,7	2,8	10,3	3,90 (3,12)
	10	2,0	2,0	2,1	1,4	1,6	3,3	2,07 (0,60)

* (Fonte: Ianovali, 2015)

Figura 9 – A e C – momento da queima em PCC6 e PCC7, respectivamente.
B e D resultado da queima em PCC6 e PCC7, respectivamente.

3.5. Resultados da dinâmica da fertilidade do solo para os componentes do SAI – procedimento GLM - Anova com Tukey

Os resultados das comparações múltiplas com ANOVA ajustada com Tukey com o procedimento GLM entre as etapas de execução do SAI nas RE mostraram que, no geral, não ocorreram mudanças significativas na condição da fertilidade do solo entre o início (pré-conversão) e o final (pós-colheita) do período agrícola nas áreas de RE (Anexo V).

As mudanças foram significativas entre a pré-conversão e o pós-fogo apenas para fósforo (P) e potássio (K), mas não em todas as roças experimentais.

O pH (para os métodos de H₂O e KCl, 1:2,5) do solo apresentou valores médios diferentes entre as seis áreas de RE, porém, com exceção de PCC2, as áreas com pousio de 10-15 anos apresentaram solos menos ácidos (pH H₂O > 5,0) do que as de 25-30 anos de pousio (pH H₂O < 5,0) (Figura 10, Anexo V).

Entretanto, o pH do solo não variou significativamente entre as fases do SAI para cada uma das seis RE investigadas, mesmo considerando as três profundidades analisadas (Figura 11, Anexo V). Em relação às profundidades do solo analisadas, a média do pH (H₂O e KCl), calculada somando-se todas as áreas, na camada de 1 cm diferiu significativamente das médias da camadas 5 e 10 cm, enquanto estas duas não apresentaram médias significativamente diferentes entre si (dado não mostrado).

Figura 10 – Resultados dos dois métodos de análise do pH para as seis roças experimentais (n=45/área).

O macronutriente Fósforo (P) apresentou teores diferentes nas seis roças (Figura 12 e Anexo V). Para o P houve mudanças significativas da Fase 1 (pré-conversão) para Fase 2 (pós-fogo) aumentando suas concentrações em duas RE: PCC6 e PCC7 ($p < 0,001$) (Figura 12). As demais áreas também apresentaram mudança no teor médio de P de F1 para F2, porém não foram diferenças significativas (Figura 12 e Anexo V).

Figura 11 – Resultados dos dois métodos de análise do pH (H_2O e KCl) para as três fases do SAI (F1, F2 e F3) nas seis roças experimentais ($n=49/\text{área}$).

Figura 12 – Esquerda - Resultados para P (mg.Kg^{-1}) para as seis roças experimentais ($n=45/\text{área}$). Direita – Resultados para valor médio de P para todas as áreas nas diferentes fases: 1, 2 e 3 – F1, F2 e F3 para subamostras experimentais, respectivamente; 4, 5 e 6 para subamostras controles, respectivamente.

Apesar da mudança do teor do P após o fogo, o solo voltou à condição inicial após a colheita (Figura 12). Em relação à profundidade, com o cálculo das médias a partir de todas as áreas, as camadas 1, 5 e 10 cm apresentaram diferenças decrescentes no teor do P, respectivamente. Em PCC6 a mudança no teor de P após a queima ocorreu somente na camada mais superficial ($p < 0,001$), enquanto em PCC7 a mudança ocorreu somente na camada de 5 cm ($p = 0,0015$) (Anexo V).

Figura 13 – Mudanças dos valores médios do teor de P de F1 para F2, retornando em F3, com a apresentação do erro padrão. Diferenças significativas ocorreram em PCC6 e PCC7 de F1 para F2.

As RE apresentaram valores médios diferentes para potássio (K), mas não significativos entre as duas classes de idade (dado não mostrado). Os valores médios do K no solo mudaram significativamente em 50% das áreas experimentais, contudo naquelas com pousio de 10-15 anos com diferenças significativas (Anexo V). As principais mudanças, assim como para o P, ocorreram após a conversão. Houve um aumento médio de 50% no teor deste elemento nesta fase, porém os solos das áreas retornaram à condição inicial após a colheita, com exceção da área PCC6. Portanto, houve variação da camada de 1 cm de F1 para F2 em PCC6, SP2 e SP5 ($p < 0,001$) e na camada 5 cm para SP2 e SP5 ($p < 0,001$). Para as demais áreas não houve mudanças significativas (Anexo V; Figura 14). Em relação à profundidade, o valor médio

considerando-se todas as áreas, das camadas 1, 5 e 10 cm apresentou diferenças decrescentes no teor do K, respectivamente (dado não mostrado).

Figura 14 – Valores médios do teor de potássio (K) em F1, F2, e F3, com a apresentação do erro padrão. Diferenças significativas ocorreram em SP2, SP5 e PCC6 (com pousios de 10-15 anos) de F1 para F2.

Para as outras duas bases ligadas à fertilidade do solo, Ca e Mg, e para o Al, não houve mudanças dos valores das médias para as diferentes fases do SAI. Em relação à profundidade, com as médias obtidas a partir dos dados de todas as áreas, as camadas 1, 5 e 10 cm apresentaram diferenças decrescentes no teor do Ca e Mg, respectivamente, enquanto para o teor de Al apresentaram diferenças crescentes, respectivamente (dado não mostrado). O mesmo aconteceu para a acidez potencial ($H + Al$), para a soma de bases (SB) e a CTC (Capacidade de Troca Catiônica) (Figura 15), cujos valores médios, calculados considerando-se todas as roças, apresentaram-se diferentes em relação às camadas do solo, sendo as mais profundas com valores significativamente menores em relação às mais superficiais (dado não mostrado).

Figura 15 – Acidez Potencial (H + Al), Soma de Bases (SB) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC) para as três fases do SAI (F1, F2 e F3) nas seis roças experimentais (n=49/área). Não houve diferenças significativas das médias para estas variáveis entre as três fases do SAI.

As variáveis correlacionadas à fertilidade do solo, Saturação por Base (V%) e Saturação por Alumínio (m%) apresentaram resultados coerentes (Figura 16), ou seja, para as diferenças na condição de fertilidade o valor médio de V% variou na seguinte ordem decrescente: PCC2>PCC6>SP5>SP2>SP6>PCC7 (Anexo V). Estas diferenças não obedeceram às classes de pousio, ou seja, os solos das roças de 10-15 anos apresentaram-se mais e menos férteis do que os de 25-30 anos (Anexo V). PCC2 (média para V% de 56,2%) e PCC6 (V% de 46,22%) (Anexo V) foram as roças com solos mais próximos da condição eutrófica.

Figura 16 –Saturação por Bases (V%) e Saturação por Alumínio (m%) para as três fases do SAI (F1, F2 e F3) nas seis roças experimentais (n=49/área). Não houve diferenças significativas das médias para estas variáveis entre as três fases do SAI.

Apesar disso, não houve mudanças significativas no status de fertilidade do solo após o início da conversão das roças experimentais (Figura 16; Anexo V). Os solos continuaram, portanto, com o mesmo status de fertilidade da condição inicial após a fase de colheita. As camadas de solo, com o cálculo da média a partir dos dados de todas as roças, apresentaram fertilidade decrescente de 1 a 10 cm, respectivamente (dados não mostrados).

Os solos das RE apresentaram teores de matéria orgânica (M.O.) e carbono orgânico (C.O.) distintos, e houve diferença significativa em PCC6, que apresentou um maior teor em relação às demais ($118,44 \text{ g.Kg}^{-1}$) (Anexo V; Figura 17)

Figura 17 – Direita - Matéria Orgânica nas seis roças experimentais ($n=49/\text{área}$). Em PCC6 a diferença é significativa em relação às outras roças. Esquerda –Valor médio de M.O. para todas as áreas nas diferentes fases: 1, 2 e 3 – F1, F2 e F3 para subamostras experimentais, respectivamente; 4, 5 e 6 para subamostras controles, respectivamente. As fases 3 e 6 com diferenças significativas ($p < 0,001$).

Os valores médios de teor de matéria orgânica e carbono orgânico não apresentaram variação significativa entre as fases do SAI, em todas as áreas. Nas roças PCC2 e PCC6 houve aumento do teor após a colheita (Anexo V), porém os controles das áreas apresentaram a mesma variação (Figura 17, Inferior), mostrando que este aumento não está diretamente relacionado ao impacto do SAI. A variável N Total (Nitrogênio Total) também não apresentou variação significativa nas médias entre as fases do SAI, com exceção de PCC6, na qual o teor diminuiu significativamente em F3

($p < 0,001$) (Anexo V). Os índices de avaliação da estabilidade de macroagregados seguiram os mesmos padrões de distribuições dos valores médios das variáveis que medem os componentes orgânicos do solo (M.O., C.O. e N Total). As camadas de solo apresentaram valores médios decrescentes para estas variáveis de 1 a 10 cm, respectivamente (dado não mostrado).

Em relação à textura do solo, não houve mudança de classe (Figura 18; Anexo V). Por outro lado, em relação às camadas do solo, a de 1 cm apresentou-se menos argilosa do que as camadas mais profundas, em todas as roças (Anexo V).

Figura 18 –Areia Total, Silte e Argila para os três fases do SAI (F1, F2 e F3) nas seis roças experimentais (n=49/área). Não houve diferenças significativas das médias para estas variáveis entre as três fases do SAI.

3.6. Resultados da dinâmica da fertilidade do solo para os componentes do SAI – análise dos componentes principais (ACP)

Os três primeiros componentes obtidos da ACP explicaram 77% da variação original dos dados (Figura 19, Tabela 4). Para o primeiro componente (CP1) as variáveis respostas que o estruturaram foram aquelas relacionadas à condição de fertilidade do solo: V%, m% , e as correlacionadas (SB, K, Ca, Mg, Al e pH) (Anexo

VI). Para o CP2 as variáveis estruturantes foram: M.O., P e Areia Total. Para o CP3, o que corresponde a 77% da variação foi o N Total (Anexo VI). As roças experimentais com pousio com 10-15 anos se posicionaram mais próximas aos eixos relacionados à condição de solo mais eutrófico (Figura 19, círculos verdes). Ao mesmo tempo, localizaram-se opostas aos eixos de condição distrófica (inversamente correlacionadas). Com exceção de PCC2, as roças com pousio de 25-30 anos (Figura 19, círculos vermelhos) posicionaram-se próximas aos eixos que caracterizam condições menos férteis dos solos.

Figura 19 – Resultados da ACP para 18 variáveis resposta do solo para as três fases do SAI para as seis roças experimentais.

Tabela 4 – Valores para 18 componentes da ACP para 18 variáveis do solo para todas as roças e as áreas de mata madura do SAI quilombola.

Autovalores				
Componente	Autovalores	Diferença	Proporção	Cumulativo
1	7,327383	3,060763	0,4071	0,4071
2	4,266620	1,984761	0,2370	0,6441
3	2,281859	0,890601	0,1268	0,7709
4	1,391258	0,312122	0,0773	0,8482
5	1,079136	0,307049	0,0600	0,9081
6	0,772087	0,327002	0,0429	0,9510
7	0,445086	0,214584	0,0247	0,9757
8	0,230501	0,100990	0,0128	0,9886

Autovalores				
Componente	Autovalores	Diferença	Proporção	Cumulativo
9	0,129511	0,081365	0,0072	0,9957
10	0,048146	0,029446	0,0027	0,9984
11	0,018700	0,010255	0,0010	0,9995
12	0,008445	0,007606	0,0005	0,9999
13	0,000839	0,000422	5,E -05	1,0000
14	0,000417	0,000407	2,E -05	1,0000
15	0,000010	0,000009	6,E -07	1,0000
16	0,000001	0,000001	6,E -08	1,0000
17	1,588E-08	1,588-08	88E -11	1,0000
18	0		0	1,0000

4. Discussão

4.1. Agrupamentos dos tipos de solos nas comunidades

Segundo Resende & Resende (1983), o solo é considerado como o melhor estratificador de ambientes em relação ao clima, à geologia, à topografia entre outros fatores. Suas características podem originar padrões de disponibilidade de recursos, como radiação solar direta, águas e nutrientes, os quais podem influenciar a vegetação, a sustentabilidade agrícola, a instabilidade à erosão e a biodiversidade (Resende et al., 2002).

As associações obtidas a partir da classificação dos tipos de solos nos territórios quilombolas aqui estudados formaram-se devido, principalmente, às condicionantes topográficas e geológicas, além dos outros fatores supramencionados. Para Resende et al. (2002), o solo da Mata Atlântica situado em áreas acidentadas apresenta a erosão (morfogênese) menor que a pedogênese, de tal forma que esta relação pode garantir a sua estabilidade. Contudo, nem todas as áreas acidentadas têm o mesmo poder de recuperação, sendo as com solos distróficos a que apresentam o maior potencial de instabilidade (Resende et al, 2002).

A associação de Cambissolos + Neossolos Litólicos apresentaram a maior expressão territorial nas duas comunidades do estudo, ocorrendo ao longo dos principais

interflúvios e vertentes de declividade elevada (20 a 40%) (Anexo IV). Esta associação enquadra-se nos solos distróficos e acidentados dos tipos de *Pedossistemas* sugeridos para a Mata Atlântica por Resende et al. (2002) e, portanto, apresentam solos pobres e instáveis, cuja manutenção dos nutrientes depende da cobertura vegetal, a qual diminui o efeito da erosão. Ainda segundo estes autores, para este tipo de pedossistema o bom provimento de água (encontrado na região) atenua a fragilização destes solos devido à ação antrópica. Os solos das florestas maduras contidas na matriz do SAI quilombola apresentam as condições acima descritas (Ribeiro Filho et al., capítulo. 3.2.).

Nas seções seguintes discutiremos como o SAI quilombola é praticado neste pedossistema distrófico e acidentado de tal forma a manter a sua sustentabilidade.

4.2. Biomassa das roças experimentais

Estima-se que 31% das áreas ocupadas por florestas tropicais de formação fechada são de vegetação secundária (Brown & Lugo, 1990). Para os territórios estudados, a área de manejo para a atividade de roças (SAI) corresponde entre 15% e 18% dos territórios de São Pedro e Pedro Cubas de Cima, respectivamente (Munari, 2009; Adams et al., 2013). Além da função de recuperação do complexo solo/vegetação impactado pelo SAI quilombola, estas áreas com vegetação secundária apresentam valores importantes para o uso humano, entre eles: plantas medicinais, madeiras para uso em ferramentas e construção em geral, acesso facilitado à caça, entre outros (Pedroso-Junior et al., 2008; Taqueda, 2011; Adams et al., 2013; Prado et al., 2014; Ianovali, 2015).

A estrutura das capoeiras (vegetação secundária) estudadas aqui apresentou características comuns àquelas revisadas por Brown & Lugo (1990). Entre tais características, destacam-se o maior número de indivíduos arbóreos com DAP < 10 cm e altura média em torno de 5 m (Tabela 2).

Os estoques de biomassa nos componentes caule e tronco grosso das vegetações deste estudo corresponderam a 81% da biomassa epígea total (Figura 8), muito próximo dos valores encontrados para a Amazônia com o mesmo nível de biomassa estimada (Uhl & Jordan, 1984; McGrath, 1987; Johnson et al., 2001; Sampaio et al., 2003). Esta fração geralmente não é queimada durante a conversão (Denevan, 1971; McGrath, 1987) e pode determinar o tipo e a forma do SAI (Aweto, 2013). Caso este material não queimado seja retirado, modificar-se-ia a relação cultivo/pousio do sistema, a qual elevaria a necessidade de um período maior de pousio para a recuperação dos nutrientes retirados (Kleinman et al., 1995). Além disso, esta retirada promoveria a diminuição da biomassa manejada, o que poderia modificar a eficiência do fogo, aumentando a percentagem da biomassa queimada (Stromgaard, 1988). Segundo este autor, o SAI praticado nas florestas de *Miombo* (Zâmbia - leste africano) estão alterando a fitofisionomia da região pela diminuição da biomassa, o que leva à alteração da estrutura da vegetação e, por conseguinte, a necessidade de adaptação da forma de manejo do SAI.

A mensuração da distribuição da biomassa possibilita avaliar os efeitos dos impactos antropogênicos e das condicionantes ambientais sobre o ecossistema florestal (Jomar, et al., 2014). Ademais, pode caracterizar se um ecossistema florestal está numa dinâmica de captura ou emissão de Carbono, tema atualmente relevante devido à problemática do aquecimento global (Eckert et al., 2011). A construção de modelos com alta especificidade para determinado bioma é desejável por propiciar estimativas mais precisas (Burger et al., 2008; Barbosa et al., 2014). A tabela 2 apresentou cinco modelos alométricos para estimativa de biomassa epígea de florestas tropicais, dos quais somente o de Scatena *et al.* (1993) obteve resultados com menor erro padrão em relação aos valores da biomassa medida na roças experimentais deste estudo (Barbosa et al., 2014).

A biomassa epígea das roças experimentais de 10-15 e 25-30 anos de pousio do estudo (Tabela 2) ficaram dentro da faixa de valores revisados por Brown & Lugo (1990) para florestas secundárias em zonas ecológicas tropicais de montanha. Além disso, estes autores apresentaram o ganho de biomassa por ano neste tipo de vegetação/zona ecológica (aproximadamente 4,5 toneladas/hectare), o qual corresponde aos resultados obtidos neste estudo. Cabe ressaltar, ainda, que na literatura (Brown & Lugo 1990) os primeiros 15 anos o crescimento da biomassa apresentam taxas superiores a 4,5 toneladas/hectare (ca. 2 a 4 vezes maior), a qual é drasticamente reduzida a partir dos 30 anos de pousio, conforme observado também para as áreas deste estudo (Uhl & Jordan, 1984; Brown & Lugo, 1990; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

A principal função do pousio, sob o ponto de vista do ecossistema, é transferir os nutrientes do solo de volta para a biomassa da vegetação (Aweto, 2013). No SAI quilombola, os solos em pousio entre 30 e 55 anos apresentaram-se próximos às condições de fertilidade daqueles da floresta madura (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.), ou seja, oligotróficos. Portanto, isto explicaria a redução drástica da taxa de crescimento da biomassa a partir dos pousios de 30 anos (Brown & Lugo, 1990; Johnson et al., 2001). Finalmente, este padrão de crescimento das florestas secundárias e os ciclos de vida das suas espécies componentes coincidem com os ciclos humanos de uso e ocupação de terras (Brown & Lugo, 1990).

4.3. Dinâmica da fertilidade do solo sob as fases de conversão e cultivo do SAI quilombola

Segundo Juo & Manu (1996), um dos principais benefícios da conversão (corte e queima da vegetação) no SAI é a liberação rápida e imediata de nutrientes minerais (entre outros P, K, Ca, Mg) das cinzas para o solo. Esta afirmação pressupõe que a

fertilidade dos solos antes da conversão não suportaria o ciclo de cultivo, principalmente porque os solos tropicais são considerados, de maneira geral, distróficos, devido à sua alta acidez, à sua composição formada por argilas de baixa atividade e à sua diminuta capacidade de troca catiônica (Kleinman et al., 1995; Judo & Manu, 1996; Ribeiro Filho et al., 2013).

Os solos das áreas das roças experimentais deste estudo têm condições de fertilidade distintas (Anexo V; Figura 17). As capoeiras com idades entre 10-15 anos apresentaram solos relativamente melhores, sob o ponto de vista agrônômico, do que aquelas com pousios de 25-30 anos (Figura 19, Tabela 4). Entretanto, tais condições de fertilidade são superiores, sob o mesmo ponto de vista, do que aquelas dos solos sob a floresta madura - que compõe a matriz florestal da área de estudo - os quais apresentaram $V\% < 10\%$ e $m\% > 80\%$ (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

Johnson *et al.* (2001) ao estudarem e compararem o estoque de C e nutrientes de capoeiras e florestas primárias no leste amazônico, refutaram a hipótese do estudo, que considerava que as áreas de capoeiras teriam um estoque (do complexo solo/vegetação) que limitaria o potencial de regeneração delas em relação ao estoque apresentado pela floresta primária. Concluíram que, aquelas capoeiras apresentavam estoque adequado de nutrientes que permitiriam a regeneração sustentável do complexo solo/vegetação para aquele SAI. Ribeiro Filho et al. (capítulo 2.2.) ao revisar sistematicamente os impactos do SAI sobre as variáveis pH, C, N e CTC dos solos de florestas tropicais submetidos ao SAI, encontrou a mesma condição distrófica para a grande maioria dos solos de florestas maduras nas diferentes regiões dos trópicos.

Diferentes parâmetros do solo têm sido avaliados no ciclo do SAI, da fase de conversão ao cultivo e durante o período de pousio (Sanchez, 1977; Tulaphitak et al., 1985; Bewket & Stroosnijder, 2003). A quantidade de nutrientes liberados a partir da

queima da vegetação depende da concentração dos mesmos na biomassa e a eficiência do fogo (Juo & Manu, 1996; Ribeiro Filho et al., 2013). Isto levaria para um rápido aumento do pH, bases trocáveis, CTC e P disponível na superfície do solo (Juo & Manu, 1996; Ribeiro Filho et al., 2013).

Contudo, McGrath (1987) ao avaliar o equilíbrio termodinâmico do SAI, a partir da razão *output:input*, considerou que a biomassa seria o melhor parâmetro para isso, pois a energia liberada pelo fogo (a outra possibilidade), não conseguiria abranger no cálculo a energia da biomassa não queimada na conversão. Segundo este autor, esta biomassa não queimada mantém uma parte considerável do estoque dos nutrientes do sistema (ver próxima seção), o qual vai sendo liberado pela decomposição e mineralização no decorrer dos componentes do SAI. (cultivo e pousio) (Ewell et al., 1981; Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Johnson et al., 2001; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014).

As mudanças do solo durante o cultivo resultam de uma interação de processos: abertura da área e a interrupção do ciclo de nutrientes; corte e queima e adição das cinzas; declínio da M.O. e nutrientes; deterioração física (Aweto, 2013). Entretanto, as seis áreas de roças experimentais avaliadas neste trabalho, apesar de apresentarem condições de fertilidade distintas (Anexo V), não mudaram significativamente a condição de fertilidade do solo durante a fase agrícola (conversão e cultivo) (Figura 19, Tabela 4). Aquelas com pousio de 25-30 anos, com solos relativamente menos férteis do que as de 10-15 anos, não tiveram mudanças do seu status após a queimada (Figura 19, Tabela 4). Diferentemente, as roças com pousio menores aumentaram seus teores de K após o fogo (Anexo V; Figura 14), porém este aumento não se manteve após a colheita. A explicação para esta diferença no K refere-se à maior quantidade relativa deste nutriente na porção das folhas em capoeira mais novas em relação às aquelas mais antigas

(Johnson, et al. 2001). Isto é corroborado pela concentração decrescente dos macronutrientes nas cinzas: $P > K > Mg > Ca$ (Thomaz et al., 2014), como pelo fato da rapidez que o K é transferido das cinzas para o solo (Menzies & Gillman, 2003).

Portanto, no SAI quilombola verificou-se que a dinâmica da maior porção dos nutrientes do complexo solo/vegetação (estocados nos troncos, galhos grossos e raízes) pode não estar atrelada ao uso do fogo (ver próxima seção) (Figura 20).

Contudo, este resultado poderia estar relacionado à contingência por que passou este estudo, a saber: a totalidade da produção das roças experimentais estudadas foi prejudicada por uma estiagem atípica que ocorreu entre Dezembro de 2013 a Fevereiro de 2014 na região (Ianovali, 2015). Com isso, não se pôde avaliar o impacto da produção agrícola sobre o estoque de nutrientes do solo destas roças após a colheita.

A produção de matéria seca de um hectare de cultivo de arroz num SAI praticado em Rondônia (cujas biomassa da floresta madura é de 300 Mg/ha e está estabelecida sobre um solo ácido e infértil, compatível com as condições da área deste estudo) é de 12.500 kg, sendo que somente 1/3 desta matéria seca é exportada na forma de grãos (Sampaio et al., 2003). O mesmo estudo mostrou que áreas convertidas pelo SAI, e que foram mantidas sem vegetação devido ao delineamento experimental, perderam significativamente mais nutrientes do que aquelas que seguiram com o cultivo depois da conversão.

Neste estudo, após o plantio a cobertura vegetal cresceu e sombreou o solo dentro das condições normais de cultivo do SAI quilombola (ca. de um mês após a semeadura). A produção agrícola foi prejudicada na fase de polinização e frutificação dos cultivares (Ianovali, 2015). Desta forma, os impactos relacionados à exposição do solo mantiveram-se de acordo com o manejo tradicional do SAI quilombola (Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Adams et al., 2013; Ianovali, 2015). Somente a retirada da

decomposição, de tal forma que este seria mantido (fixando-se na vegetação em regeneração) no decorrer do ciclo do SAI (Figura 20) (McGrath, 1987, Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

Os resultados da dinâmica da textura do solo não variaram durante a cronossequência estudada. Como dito anteriormente, nas RE deste estudo, com a diminuição drástica das médias pluviométricas durante a fase do cultivo, os impactos relacionados à exposição do solo desta fase podem ter sido minimizados, principalmente aqueles relacionados à erosão (Ribeiro Filho et al., 2013). Entretanto, as altas temperaturas registradas no período (Ianovali, 2015) poderiam ser responsáveis pelo aumento da taxa de decomposição e mineralização da M.O., o que causaria uma diminuição da mesma nos solos das roças (Giardina et al., 2000; Murty et al., 2002), resultado não verificado neste estudo, corroborados também na avaliação da dinâmica de estabilidade dos macroagregados (Anexo V e Figura 17).

Os parâmetros que apresentaram maior importância na variação dos dados sobre a dinâmica do solo no SAI quilombola foram aquelas relacionadas à fertilidade (Figura 19, Tabela 4, Anexo VI). As variáveis de saturação por bases e por alumínio (V% e m%, respectivamente) e suas variáveis correlacionadas, (pH, K, Ca, Mg, SB, H + Al) determinaram a discriminação entre as roças com classes de pousio distintas (Figura 19, Tabela 4, Anexo VI). Contudo, não foram capazes de discriminar de forma significativa as diferentes fases do SAI em uma mesma roça (Figura 19, Tabela 4, Anexo VI). A condição eutrófica dos solos em estágio intermediário de pousio (10-25 anos) (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.) no ciclo do SAI quilombola torna-os menos sensíveis ao efeito corretivo das cinzas produzidas pelo fogo - com exceção do incremento do K (Yemefack et al., 2006). Este resultado corroboraria o modelo de ciclagem de nutrientes

do complexo solo/vegetação do SAI quilombola discutido anteriormente, cujo fogo não é o agente principal desta dinâmica.

Como dito acima, a M.O., além do C.O. e N Total do solo mantiveram-se após a fase agrícola (conversão e cultivo) no mesmo patamar daquele da condição inicial do solo. Entretanto, o teor de M.O. dos solos das duas classes de capoeiras é significativamente inferior ao teor do solo sob a floresta madura (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.). Portanto, a manutenção da M.O. na fase agrícola não significa que o SAI quilombola não esteja perdendo este componente do solo (Ribeiro Filho et al., *no prelo*, capítulo 2.2.; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

Lal (2005) mostra que a conversão de ecossistemas naturais para agroecossistemas geralmente causa a depleção 25-50% de M.O.. Os fatores condicionantes para isso relacionam-se à diminuição na produção da serapilheira, fonte de M.O. para o solo, e à exposição do solo às intempéries, fazendo com que a quantidade de M.O. se estabilize num nível inferior ao inicial (Murty, 2002; Lal, 2005, Aweto, 2013). Além disso, o declínio é influenciado pelo o número de ciclos de cultivos, a cultura manejada, a textura e estrutura do solo, assim como a zona ecológica (Murty, 2002; Lal, 2009, Aweto, 2013).

Quando da conversão de uma área de floresta madura, a perda de M.O. é mais significativa (Nye & Greeland, 1960; Juo & Manu, 1996; Giardina et al., 2000; Murty at al., 2002). Para retornar à situação inicial, o pousio teria de ter por volta de um século (Nye & Greeland, 1960; Uhl & Jordan, 1984; Brown & Lugo, 1990; Juo & Manu, 1996; Giardina et al., 2000; Murty at al., 2002).

Contudo, derrubar vegetações maduras oferecem grandes dificuldades, tais como, a necessidade relativamente maior de mão-de-obra, pelo maior DAP dos troncos; uma maior eficiência do fogo, para que mais nutrientes sejam desmobilizados da

vegetação para o solo, pois este último apresenta uma condição distrófica. Portanto, a queima da vegetação deve aumentar sua eficiência para atingir, além de folhas e galhos finos, os galhos mais grossos e troncos.

Contudo, a maior eficiência do fogo aumenta o risco de haver queimas descontroladas da vegetação, além de provocar maior elevação da temperatura do solo, promovendo maiores impactos negativos nas suas propriedades (Ribeiro Filho et al., 2013). Outro impacto para o complexo solo/vegetação seria a disponibilização imediata de grandes quantidades de nutrientes para o solo, elevando o risco de perda dos mesmos, por aumento da taxa de decomposição, efeitos da erosão, da lixiviação e da ação dos ventos (Sampaio et al., 2003; Yemefack et al., 2006; Ribeiro Filho et al., 2013).

O SAI quilombola atualmente mantém seu ciclo exclusivamente em áreas constituídas por vegetação secundárias (Figura 20) (Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Adams et al., 2013) de tal forma que a M.O. está estabilizada num patamar muito inferior ao dos solos da floresta madura (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

Os resultados apresentados anteriormente para todas as variáveis avaliadas do solo neste estudo parecem discordar daqueles encontrados para a maioria dos estudos que avaliam a dinâmica do solo sob as fases de conversão e cultivo do SAI (Ribeiro Filho et al., 2013, Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). No entanto, o SAI quilombola altera a acidez do solo como encontrado naqueles estudos, porém neste caso, ao longo da fase do pousio, quando ocorre a decomposição lenta da maior parte da vegetação não queimada durante a conversão. Os resultados dos estudos meta-analisados por Ribeiro Filho et al.(capítulo 2.2.), mostraram que o pH dos solos sob o SAI eleva-se após a prática do sistema, porém a maioria dos estudos avaliam esta dinâmica com métodos

sincrônicos (biossequência) (Yemefack et al., 2006). Este método de estudo não avalia a dinâmica do solo sob a influência imediata do fogo praticado no SAI.

Por outro lado, a CTC dos solos do SAI quilombola não mudou durante a fase agrícola, corroborando os resultados obtidos pela meta-análise (Ribeiro Filho et al., 2013, Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). Contudo, o estudo utilizando-se do método sincrônico realizado no mesmo SAI quilombola deste estudo (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.) mostrou que a CTC do solo da floresta madura é significativamente maior daquelas das capoeira de diferentes classes de idades. O incremento de M.O. e a presença do manto de raízes sob o solo da floresta madura podem explicar esta diferença (Giardina et al., 2000; Murty et al., 2002).

Os resultados deste trabalho sobre a dinâmica da fertilidade do solo sob o SAI quilombola utilizando-se do método diacrônico abre uma nova perspectiva para compreender o papel do fogo na dinâmica dos nutrientes do complexo solo/vegetação especificamente deste sistema, assim como do SAI em geral. Além disso, permite desmitificar o uso do fogo, geralmente descrito como fonte dos principais impactos negativos do SAI (Ribeiro Filho et al., 2013), como veremos a seguir.

4.4. Os impactos do fogo sobre o complexo solo/vegetação submetido ao SAI quilombola

O fogo utilizado no SAI é considerado essencial para os agricultores. Esta posição sobre o uso do fogo dos praticantes do SAI se repete em diferentes regiões dos trópicos (Strømgaard 1992; Kauffman et al. 1993; Giardina et al. 2000; Tanaka et al. 2001, 2004; Carmenta et al., 2013; Shinjo et al., 2014; Norgrove & Hauser, 2014). Por outro lado, as políticas geralmente *top-down* que regulam o uso do fogo, colocando em risco e criminalizando as atividades de subsistência de populações tradicionais (Adams et al., 2013; Carmenta et al., 2013; Futemma, Adams, Munari, In press), caracterizam-se

por um entendimento equivocado das práticas, capacidades e racionalidades locais (Carmenta et al., 2013).

A eficiência da queima em sistemas agrícolas itinerantes pode variar de 30 a 58% do total da biomassa derrubada (Kauffman et al., 1995; Fearnside et al., 1998; Graça et al., 1999; Sorrensen, 1999; Sampaio et al., 2003). Após o fogo, a produção de cinzas equivale aproximadamente a 2% da biomassa derrubada e a de carvão pode ser de duas a três vezes maior (Scott, 1978; Kauffman et al., 1995; Fearnside et al., 1998; Graça et al., 1999; Sorrensen, 2000; Sampaio et al., 2003). A maior parte do restante do material derrubado (de 60 a 80% da biomassa total, representado por material chamuscado – coivara – mais troncos e galhos com DAP acima de 5-10 cm e raízes) é mantido no solo da área sob cultivo e posterior pousio (Denevan, 1971; McGrath, 1987; Fearnside et al., 1998; Graça et al., 1999; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014). Apesar de não ter sido avaliado de forma sistemática, observou-se neste estudo que o fogo consumiu os mesmos componentes da biomassa epígea dos estudos citados anteriormente (ver o exemplo de duas áreas de eficiência do fogo extrema – baixa e alta - na Figura 9).

Na conversão da vegetação arbórea do SAI quilombola, a eficiência da queima foi média para a maioria das RE deste estudo (Tabela 3). Assim, a queima da vegetação geralmente disponibiliza, de imediato, somente uma pequena fração dos nutrientes fixados no total da biomassa epígea, quantidade entre 15 a 18% do total da biomassa derrubada (Ewell et al., 1981; Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Johnson et al., 2001; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014). O restante será decomposto num processo lento, que pode levar de 5 a 15-20 anos (Jordan, 1985; Proctor, 1989) como verificado aqui no SAI quilombola. A velocidade deste processo dependerá da estrutura e composição da vegetação derrubada, tipo, estrutura e textura

do solo, topografia, tipo de manejo e a zona ecológica na qual está estabelecido o SAI (Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Brown & Lugo, 1990; Sanchez & Logan, 1992).

Desta forma, os resultados obtidos neste estudo corroboram o processo de ciclagem de nutrientes do SAI quilombola descrito acima e esquematizado na Figura 19. O fogo, promotor da produção de cinzas fertilizadoras (Nye & Greeland, 1960; Sampaio et al., 2003; Ribeiro Filho et al., 2013; Thomaz et al., 2014), não alterou significativamente o status de fertilidade do solo das RE (Anexo V). Estes solos, no momento da conversão, já se encontravam com seu status de fertilidade alterado e potencializado em relação aos da mata madura, devido à decomposição e à mineralização lenta da biomassa não queimada da roça anterior (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

A possível explicação para a menor fertilidade dos solos de pousio de 25-30 anos em relação às capoeiras mais novas seria pelo fato da sua vegetação ter fixado provavelmente a totalidade da biomassa não queimada da roça anterior, pois o período de 25-30 anos é um tempo superior ao necessário para a sua decomposição (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.). Portanto, a regeneração de uma vegetação de 25-30 passaria a depender do estoque restante de nutrientes do solo contidos, principalmente, na matéria orgânica (Anexo V) (Juo & Manu, 1996; Sampaio et al., 2003; Yemefack et al., 2006), que o levaria progressivamente à condição distrófica encontrada na floresta madura. Segundo Sanchez (1994) o pousio não melhora a fertilidade *per se*, mas meramente acumula nutrientes na biomassa das plantas.

Nas áreas queimadas deste estudo não houve uma elevação da temperatura da superfície do solo após a queimada (Tabela 3) que pudesse comprometer a microfauna e a macrofauna, o banco de sementes, e promover a volatilização de elementos como o Nitrogênio e o Enxofre (Nye & Greeland, 1960; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003;

Yemefack et al., 2006; Mamede & Araujo, 2008; Thomaz et al., 2014). Como citado acima, o baixo impacto do fogo sobre solo pode ser explicado pela queima parcial da biomassa derrubada (McGrath, 1987; Sampaio et al., 2003). Além disso, a umidade do solo durante a queima impede que as temperaturas ultrapassem 100°C até que toda água neste compartimento evapore (Neary et al., 1999; Thomaz et al., 2014).

O objetivo principal dos agricultores quilombolas com o uso do fogo é liberar espaço no solo para o plantio. Portanto, o uso do fogo além de constituir-se de uma forma barata de abertura de áreas para cultivo, pode introduzir nutrientes no solo pelas cinzas, controlar pestes e doenças e aumentar a mineralização do N (Aweto, 2013).

Thomaz *et al.* (2014) considerou que o uso do fogo no SAI conhecido como Faxinal (PR – Brasil) impacta as condições do solo positivamente. Neste estudo, o uso do fogo não elevou a temperatura do solo, nem gerou uma liberação imediata dos nutrientes fixados nos troncos e galhos grossos da vegetação derrubada. Estas condições propiciaram o equilíbrio entre a entrada e saídas dos nutrientes do complexo solo/vegetação da área manejada (Kauffman et al. 1995; Certini, 2005; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014). Assim como, o uso do fogo viabiliza o manejo do SAI quilombola tornando eficiente a escassa mão-de-obra presente neste sistema (Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Adams et al., 2013; Ianovali, 2015).

Por outro lado, o estudo realizado por Norgrove & Hauser (2014) concluiu que a exclusão do fogo no SAI praticado na África Ocidental (denominado Proka), especificamente na condição de pousio com tempo reduzido, aceleraria a recuperação do sistema e aumentaria o estoque de Carbono no ecossistema. Entretanto, o estudo mostrou a resistência dos agricultores em não usar o fogo, pois, entre outros problemas, aumentariam os riscos para os trabalhadores, devido aos ataques de animais

peçonhentos, como para a produção agrícola com a elevação da predação por animais não afugentados pelo fogo.

Os resultados do método diacrônico utilizado por este estudo demonstraram como o fogo utilizado no SAI quilombola não coloca em risco a viabilidade e sustentabilidade do sistema.

5. Conclusão

Os resultados do método diacrônico utilizado neste estudo mostraram que o SAI quilombola nas fases de conversão e cultivo não altera as propriedades do solo relacionadas à fertilidade, refutando-se a hipótese que considerava que haveria alteração. Ademais, a queima da vegetação na conversão não alterou o status de fertilidade do solo submetido a este sistema agrícola.

O uso do fogo, antes de ter um papel de protagonismo na dinâmica dos nutrientes do complexo solo/vegetação no SAI quilombola é considerado essencial pelos agricultores quilombolas por viabilizar a execução de suas práticas dentro da escassa mão-de-obra presente nestas comunidades. Desta forma, além de refutar a hipótese, este resultado colabora com os agentes públicos, ao disponibilizar informações científicas, as quais podem contribuir para a formulação de leis mais adequadas à realidade da ecologia humana das populações quilombolas do Vale do Ribeira (SP, Brasil).

As roças de 10-15 anos de pousio apresentaram solos mais férteis do que aquelas de 25-30 anos. No entanto, com exceção do K, as demais variáveis do solo avaliadas sob o SAI quilombola responderam da mesma forma nas duas classes de pousio nas roças experimentais. Com isso foi refutada a segunda e a terceira hipóteses deste estudo, que consideravam que roças com maior biomassa apresentariam maior eficiência na queima da vegetação e mudanças significativas, respectivamente, na fertilidade do solo.

A refutação de todas as hipóteses deste estudo se explicaria, em primeiro lugar, pelo fato do SAI quilombola apresentar uma forma específica em relação ao conceito geral do SAI. Neste sistema, a manutenção dos nutrientes no complexo solo/vegetação se daria a partir de uma dinâmica raramente descrita na literatura levantada (Ribeiro Filho et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). A saber, a desmobilização dos nutrientes do compartimento vegetação, para a disponibilização agrícola, teria o fogo como um agente relevante, porém somente numa fase inicial da prática do SAI quilombola. Após a abertura das áreas de floresta madura, o ciclo do SAI passa a se estabelecer com a itinerância em áreas de vegetação secundária. Nesta fase, o fogo passa a ter uma eficiência menor, de tal forma que a biomassa não queimada passaria a ser disponibilizada no sistema lentamente (neste ponto está a inovação deste estudo), principalmente no decorrer do pousio.

Os solos das áreas em pousio entre 10 a 30 anos teriam condições de fertilidade eutrófica, portanto, viáveis sob o ponto de vista agrônomo. Contudo, as áreas com pousios de 30 anos apresentam um patamar de biomassa mais próximo daquele da mata madura. Desta forma, o ciclo de 30-55 anos para o SAI quilombola apresentaria uma condição mais equilibrada para manter os nutrientes no sistema (complexo solo/vegetação) (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.).

Portanto, os dados obtidos sobre os impactos do SAI quilombola sobre o solo de remanescente de mata atlântica no Vale do Ribeira (SP, Brasil) nas fases de conversão e cultivo concordam com o conhecimento tradicional destas populações, que considera que o ciclo ideal de pousio para roças devem ser entre 25-30 anos, e não até 10-12 anos, como previsto em lei (Lei Federal 11.428/Decreto Federal 6.600/2008) (Brasil, 2006,2008).

6. Referências

- Aboim, M., Coutinho, H., Peixoto, R., Barbosa, J., Rosado, a, 2007. Soil bacterial community structure and soil quality in a slash-and-burn cultivation system in Southeastern Brazil. *Applied Soil Ecology* 38, 100–108. doi:10.1016/j.apsoil.2007.09.004
- Adams, C., Chamlian Munari, L., Van Vliet, N., Sereni Murrieta, R.S., Piperata, B.A., Futemma, C., Novaes Pedroso, N., Santos Taqueda, C., Abrahão Crevelaro, M., Spressola-Prado, V.L., 2013. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). *Human Ecology* 41, 119–137. doi:10.1007/s10745-012-9529-9
- Adams, C., 2000. As roças e o manejo da mata atlântica pelos caiçaras: uma revisão. *Interciencia* 25, 143–150.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19- 31.
- Ando Shinjo, H., Noro, Y., Takenaka, S., Miura, R., Sokotela, S.B., Funakawa, S., K., 2014. “Short-term effects of fire intensity on soil organic matter and nutrient release after slash-and-burn in Eastern Province, Zambia.” *Soil Science and Plant Nutrition* 60, 173–182. doi:10.1080/00380768.2014.883487
- Andrade, A. M., Tatto, N. 2013. Inventário cultural de Quilombos do Vale do Ribeira. Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- Andriesse, J, Schelhaas, R.M., 1987a. A Monitoring Study of Nutrient Cycles in Soils Used for Shifting Cultivation under Various Climatic Conditions in Tropical Asia . II . Nutrient Stores in Biomass and Soil--Results of Baseline Studies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 285–310.
- Andriesse, J., Schelhaas, R., 1987b. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 311–332.
- Aweto, A.O. 2013. Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic. CABI, London, UK.
- Bandy, D.E., Garrity, D.P., Sanchez, P.A. 1993. The wordwilde problem of slash- and-burn agriculture. *Agrofor. Today*, 5, 2-6.
- Barbosa, J.M., Melendez-Pastor, I., Navarro-Pedreño, J., Bitencourt, M.D., 2014. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 88, 91–100. doi:10.1016/j.isprsjprs.2013.11.019
- Béliveau, A., Lucotte, M., Davidson, R., Lopes, L.O.D.C., Paquet, S., 2009. Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment* 407, 4480–9. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.012
- Bellwood, P. 2005. First Farmers – The Origins of Agricultural Societies. Blackwell Publishing, UK.

- Bewket, W., Stroosnijder, L., 2003. Effects of agroecological land use succession on soil properties in Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Geoderma* 111, 85–98.
- Bolker, B.M., 2008. *Ecological models and data in R*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Borggaard, O.K., Gafur, A., Petersen, L. 2003. Sustainability appraisal of shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Ambio* 32, 118-123.
- Boserup, E. 1989. *Evolução agrária e pressão demográfica*. Hucitec/Polis, São Paulo, Brasil.
- Brady, N.C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58, pp. 3-11.
- Brasil. Leis, decretos, etc. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**: regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm>. Acesso em: 02 ago. 2012.
- _____. 1998. Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de São Pedro, no Vale do Ribeira-SP. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, São Paulo, Brasil.
- _____. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006: dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma da Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm>. Acesso em: 02 ago. 2012.
- Brown, S., Gillespie, A.J.R., Lugo, A.E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest. Sci.*, 35, 881-902.
- Brown, Sandra; Lugo, A.E., 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 1–32.
- Bruun, T.B., de Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Southeast Asia: carbon storage and soil quality. *Human Ecology* 37, 375–388.
- Burger, D.M., Delliti, W.B.C. 2008. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8, 131–136.
- Cairns M., Garrity, D.P. 1999. Improving shifting cultivation in Southeast Asia by building on indigenous fallow management strategies. *Agrofor Syst* 47, 37–48
- Carmenta, R., Vermeulen, S., Parry, L., Barlow, J., 2013. Shifting Cultivation and Fire Policy: Insights from the Brazilian Amazon. *Human Ecology* 41, 603–614. doi:10.1007/s10745-013-9600-1
- Carvalho, M.C.P. 2006. *Bairros negros do Vale do Ribeira: do “escravo” ao “quilombo”*. Tese de doutorado. Campinas, São Paulo, BR.
- Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143, 1–10.
- Chapman, S.B. 1976. Production ecology and nutrient budgets. In *Methods in plant ecology*. Blackwell, Oxford, UK

- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99.
- Conklin, H.C. 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2, 27-61.
- Dean, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Cia. das Letras, São Paulo, BR.
- Denevan, W. M. 1971. Campa subsistence in the Gran Pajonal, Eastern Peru. *Geographical Review*, 61, 496-518.
- Eckert, S., Ratsimba, H.R., Rakotondrasoa, L.O., Rajoelison, L.G., Ehrensperger, A., 2011. Deforestation and forest degradation monitoring and assessment of biomass and carbon stock of lowland rainforest in the Analanjirofo region, Madagascar. *Forest Ecol. Manage.*, 262, 1996-2007.
- Embrapa. 1997. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2ª Ed., Brasil.
- Embrapa. 2006. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), Brasil.
- Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J., 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. *Ecology* 62, 816-829.
- Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J., Jun, N., 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. *Ecology* 62, 816-829.
- FAO 1985. The Tropical Forestry Action Plan. Rome: UN Food and Agricultural Organization.
- Farella, N., Lucotte, M., Davidson, R., Daigle, S., 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *The Science of the total environment* 368, 19-29. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.04.025
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology*, 19, 680-688.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 147-166.
- fertility of soils in the tropics, in: R. Lal and P. A. Sanchez (Eds.). *Myths and science of soils of the tropics*. Soil Science Society of America special Publication no. 29.
- Ferreira, G.M., 2008. Atividade microbiana e agregação de um Latossolo Vermelho Distroférrico em Campinas, SP, sob usos e manejos distintos. Instituto Agrônômico - IAC.
[<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/dissertacoes/pb1211706.pdf>]
- Frizano, J., Vann, D.R., Johnson, A.H., Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J., 2003. Labile Phosphorus in Soils of Forest Fallows and Primary Forest in the Bragantina Region, Brazil. *Biotropica* 35, 2. doi:10.1646/0006-3606(2003)035[0002:LPISOF]2.0.CO;2
- Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo. 2003. Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de Pedro Cubas de Cima.

- Município de Eldorado-SP. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, São Paulo, Brasil.
- Futemma, R.T.F.; Munari, L.C.; Adams, C. In press. The Afro-Brazilian collective land: analyzing institutional changes in the past 200 years. *Latin American Research Review*.
- Giardina, C. P., Sanford, R.L., Døckersmith, I.C., Jaramillo, V.J., 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant Soil* 220, 247–260.
- Gomes, E.P.C., Sugiyama, M., Adams, C., Prado, H.M., Oliveira Junior, J.F., 2013. A sucessão florestal em roças em pousio : a natureza está fora da lei ? The forest succession in fallow fields : is nature against law ? *Sci. For.*, Piracicaba 41, 343–352.
- Graça, P.M.L.A., Fearnside, P.M., Cerri, C.C. 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *For. Ecol. Manag.*, 120, 179-191
- Green, R. H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley, New York, USA
- Greenland, D.J., 1975. Bringing the Green Revolt itioii to the Shifting Cultiv rator. *Science* 190, 841–844.
- Grohmann, F. 1960. Técnica para o estudo da estabilidade de agregados. *Boletim Técnica do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo*, Campinas, BR
- Hernani, L.C., Sakai, E., Neto, F.L., Lepsch, I.F. 1987. Effects of clearing of secondary forest on a yellow Latosol of the Ribeira Valley, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 11, 215-219.
- Houghton, R., Lefkowitz, D., Skole, D., 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 I. Progressive loss of forests. *Forest Ecology and Management* 38, 143–172. doi:10.1016/0378-1127(91)90140-Q
- Hughes, R.F., Kauffman, J.B., Cummings, D.L., 2000. Fire in the Brazilian Amazon. 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. *Oecologia* 124, 574–588. doi:10.1007/s004420000416
- Ianovali, D. 2015. A agricultua quilombola no Vale do Ribeira – SP: comparação entre as agriculturas itinerante e permanente. Mestrado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Escola Superior Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, BR.
- IBGE. 2007. Manual Técnico de Pedologia. Rio de Janeiro: IBGE, 2º edição, 316p.
- Ivanauskas, N.M., Miashike, R.L., Godoy, J.R.L., Souza, F.M, Kanashiro, M.M., Mattos, I.F.A., Toniato, M.T.Z., Franco, G.A.D.C., 2012. A vegetação do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 12, p. 147-177.
- Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J., Frizano, J., Johnson, A.H., 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. *Forest Ecology and Management* 147, 245–252. doi:10.1016/S0378-1127(00)00466-7
- Jong, W. 1997. Developing swidden agriculture and the threat of biodiversity loss. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62, 187-197.

- Jordan, C.F., 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. Wiley, New York, USA.
- Juo, A., Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.
- Kang, B.T., 1993. Alley cropping: past achievements and future directions. *Agrofor. Syst.* 23, 141–155.
- Kauffman, J., 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176, 1–12. doi:10.1016/S0378-1127(02)00227-X
- Kauffman, J.B., Cummings, D.L., Ward, D.E., Abbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: I. Biomass, nutrients pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, 104, 397-408.
- Kauffman, J.B., Sanford, R.L., Cummings, D.L., Salcedo, I.H., Sampaio, V.S.B., 1993. Biomass and Nutrient Dynamics Associated with Slash Fires in Neotropical Dry Forests. *Ecology* 74, 140–151.
- Kleinman, P.J., Pimentel, D., Bryant, R.B. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52, 235-249.
- Lal, R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60, 158–169. doi:10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x
- Lal, R., 2005. Soil carbono sequestration for sustaining agricultural production and improving the environment with particular reference to Brazil. *Journal of Sustainable Agriculture*, 26, 23-42.
- Lima, S.S., Aquino, A.M., Leite, L.F.C., Velásquez, E., Lavelle, P. 2010 Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, 45, 322-331.
- Long, C.L., Zhou, Y. 2001. Indigenous community forest management of Jinuo people's swidden agroecosystems in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 10, 753–767.
- Mamede, M.D. a., de Araújo, F.S., 2008. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 72, 458–470. doi:10.1016/j.jaridenv.2007.07.014
- Manly, B. F. J. 2009. *Statistics for Environmental Science and Management*. Chapman & Hall/CRC, New York, USA.
- Mazoyer, M., Roudart, L. 2010. *História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea*. UNESP, São Paulo, Brazil.
- McGrath, D.G., 1987. The role of biomass in shifting cultivation. *Human Ecology* 15, 221–242. doi:10.1007/BF00888381
- Menzies, N., Gillman, G., 2003. Plant growth limitation and nutrient loss following piled burning in slash and burn agriculture. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 65, 23–33.
- Mertz, O. 2002. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry Systems* 55, 149-159.
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Lam, N.I., Vien, T.D. 2009. Swidden change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. *Hum.Ecol.* 37, 259-264.

- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H.A. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley, New York, USA.
- Munari, L.C., 2009. Memória Social e Ecologia Histórica: A Agricultura de Coivara das Populações Quilombolas do Vale do Ribeira e sua Relação com a Formação da Mata Atlântica Local. Universidade de São Paulo.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology* 8, 105–123. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x
- Myers, N. 1993. Tropical forests: The main deforestation fronts. *Environmental Conservation*, 20, 9-16.
- Namgyel, U., Siebert, S.F., Wang, S., 2008. Shifting cultivation and biodiversity conservation in Bhutan. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 22, 1349–51. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01019.x
- Nazarea, V.G. 1999. *Ethnoecology. Situated Knowledge/ Located Lives*. The University of Arizona Press, Tucson, USA.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *For. Ecol.Manag.* 122, 51–71.
- Norgrove, L., Hauser, S., 2014. Estimating the Consequences of Fire Exclusion for Food Crop Production, Soil Fertility, and Fallow Recovery in Shifting Cultivation Landscapes in the Humid Tropics. *Environmental Management* 55, 536–549. doi:10.1007/s00267-014-0431-7
- Nye, P. H.; Greenland, D. J. 1960. The soil under shifting cultivation. Technical communications 51. Harpenden, UK: Commonwealth Bureau of Soils.
- Okigbo, B.N., 1981. Alternatives to shifting cultivation. *Ceres* 14, 41-45.
- Oliveira, R.R. 2008. When the shifting agriculture is gone: functionality of Atlantic Coastal Forest in abandoned farming sites. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 3, 213-226.
- 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.
- Pedroso-Junior, N.N., Murrieta, R.S.S., Adams, C. 2008. A agricultura itinerante: um sistema em transformação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas* 3, 153– 174.
- Perrotta, M. M.; Salvador, E. D.; Lopes, R. G.; D’Agostinho, L. Z.; Peruffo, N.; Gomes, S. D.; Sachs, L. L. B.; Meira, V. T.; Garcia, M. G. M.; Lacersa Filho, J. V. 2005. *Mapa Geológico do Estado de São Paulo*. São Paulo: CPRM, Programa Geologia do Brasil – PGB, escala 1:750.000.
- Prado, H.M., Murrieta, R.S.S., Adams, C., Brondizio, E.S., 2014. Local and scientific knowledge for assessing the use of fallows and mature forest by large mammals in SE Brazil: identifying singularities in folk ecology. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine* 10, 7. doi:10.1186/1746-4269-10-7
- Proctor, J. 1989. *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*. Blackwell Science Publications, Oxford, UK

- Queiroz, R. S. 2006. Caipiras Negros no Vale do Ribeira. Um Estudo de Antropologia Econômica. EDUSP, São Paulo, BR.
- Ramakrishnan P.S. 1992 Shifting agriculture and sustainable development: an interdisciplinary study from north-eastern India. Parthenon, Paris
- Rasul, G, Thapa, G.B., Zoebisch, M.A. 2004. Determinants of land-use changes in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Applied Geography* 24, 217-240.
- Renard, K., Foster, G.R., Weesies, G.A. Porter, J.P. (1991) RUSLE Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 30-33.
- Rerkasem, K., Lawrence, D., Padoch, C., Schmidt-Vogt, D., Ziegler, A.D., Bruun, T.B. 2009. Consequences of swidden transitions for crop and fallow biodiversity in Southeast Asia. *Human Ecology* 37, 347-360.
- Resende, M., Lani, J.L., Rezende, S.B. De, 2002. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. *Revista Árvore* 26, 261–269. doi:10.1590/S0100-67622002000300001
- Resende, M., Rezende, S.B. De, 1983. Levantamentos de solos: uma estratificação de ambientes. *Informe Agropecuário*, 9, 3-25.
- Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Murrieta, R.S.S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. *Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 8, 693–727.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., and Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How Much is Left, and How is the Remaining Forest Distributed? Implications for Conservation. *Biological Conservation* 142, 1141–1153.
- Sampaio, F.A.R., Fontes, L.E.F., Costa, L.M., Jucksch, I., 2003. Balanço de Nutrientes e da Fitomassa em um Argissolo marelo sob Floresta Tropical Amazônica após a Queima e Cultivo com Arroz'. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27, 1161–1170.
- Sanchez, P.A., 1977. Soil management under shifting cultivation. In: Sanchez, P.A. (Ed.), *A Review of Soils Research in Tropical Latin America*. North Carolina State University, Raleigh, USA.
- Sanchez, P.A., Logan, T.J. 1992. Myths and science about the chemistry and
- Santos, K. M. P., and Tatto, N. 2008. Ed. *Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira*. Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- Santos, R. D.; Lemos, R. C.; Santos, H. G.; Ker, J. C.; Cunha dos Anjos, L. H. 2005. *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 5º ed., revista e ampliada, 100p.
- São Paulo. Resolução SMA-027, de 30 de março de 2010: dispõe sobre procedimentos simplificados de autorização para supressão de vegetação nativa, a que se referem os artigos 33 e 34 do Decreto Federal 6.660, de 21-11-2008, para pequenos produtores rurais e populações tradicionais visando a agricultura sustentável nas áreas de regeneração inicial da Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2010_Res_SMA_27.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2012.

- Scatena, F.N., Silver, W., Siccama, T., Johnson, A., Sanchez, M.J. 1993. Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989. *Biotropica*, 25, 15-27.
- Serrão, E.A., Nepstad, D., Walker, R.T. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics*, 18, 3-13.
- Sommer, R., Vlek, P.L.G., Abreu Sá, T.D., Vielhauer, K., Coelho, R.F.R., Fölster, H., 2004. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 257–271. doi:10.1023/B:FRES.0000019470.93637.54
- Sorrensen, C., 2000. Linking smallholder land use and fire activity: examing biomass burning in the Brazilian Lower Amazon. *For. Ecol. Manag.*, 128, 11-25.
- SOS MATA ATLÂNTICA 2011. Populações Tradicionais. [online] URL: <http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section0=info&action0=populacoes> (Accessed Apr. 05, 2015).
- Stromgaard, P., 1988. Soil and Vegetation Changes under Shifting Cultivation in the miombo of East Africa. *Geografiska Annaler. Series B, Human Geography* 70, 363–374.
- Szott, L.T., Palm, C.A., Buresh, R.J., 1999. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Soil Biol.* 47, 163–196.
- Tanaka, S., Ando, T., Funakawa, S., Sukhrun, C., Kaewkhongkha, T., Sakurai, K., 2001. Effect of burning on soil organic matter content and N mineralization under shifting cultivation system of Karen people in Northern Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition* 47, 547–558.
- Tanaka, S., Kendawang, J.J., Ishihara, J., Shibata, K., Kou, A., Jee, A., Ninomiya, I., Sakurai, K., Kou, Akiko Kou, Augustine Jee, Ikuo Ninomiya, K.S., Sabang, J., Ishizuka, S., 2004. Effects of shifting cultivation on soil ecosystems in Sarawak, Malaysia. II. Changes in soil chemical properties and runoff water at Balai Ringin and Sabal Experimental Sites. *Soil Science and Plant Nutrition* 50, 689–699.
- Taqueda, C.S., 2009. A etnoecologia dos jardins-quintal e seu papel no sistema agrícola de populações quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Theodorovicz, A. 2007. Atlas Geoambiental: subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. 2 ed. Ver. São Paulo, BR.
- Thomaz, E.L., Antoneli, V., Doerr, S.H., 2014. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. *Catena* 122, 209–215. doi:10.1016/j.catena.2014.06.016
- Thorkildsen, K., 2014. Social-Ecological Changes in a Quilombola Community in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Human Ecology*. doi:10.1007/s10745-014-9691-3
- Tulaphitak, T., Pairintra, C., Kyuma, K., 1985. Changes in soil fertility and tilth under shifting cultivation: changes in soil nutrient status. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 31, 239–249.

- Uhl, C., 1981. A Comparison of Productivities and Energy Values between Slash and Burn Agriculture and Secondary Succession in the Upper Rio Negro Region of The Amazon Basin. *Agroecosystems* 7, 63–83.
- Uhl, C., Jordan, C.F., 1984. Succession and Nutrient Dynamics Following Forest Cutting and Burning in Amazonia. *Ecology* 65, 1476–1490.
- Vadez, R.G., Godoy, R.A., Apaza, L., Byron, E., Huanca, T., Leonard, W.R., Pérez, E., Wilkie, D. 2004. Does Integration to the Market Threaten Agricultural Diversity? Panel and Cross-sectional Data from a Horticultural–Foraging Society in Bolivian Amazon. *Human Ecology* 32, 635–646.
- Van Vliet, N., Adams, C., Vieira, I.C.G., Mertz, O., 2013. “Slash and Burn” and “Shifting” Cultivation Systems in Forest Agriculture Frontiers from the Brazilian Amazon. *Soc. Nat. Resour.* 26, 1454–1467.
- Van Vliet, N., Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.-C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bruun, T. B., Ickowitz, A., Chi Vu, K., Yasuyuki, K., Fox, J., Padoch, C., Dressler, W. D., and Ziegler, A. D. 2012. Trends, Drivers and Impacts of Changes in Swidden Cultivation in Tropical Forest-Agriculture Frontiers: A Global Assessment. *Global Environmental Change* 22: 418–429.
- Varjabedian, R. 2010. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. *Estudos Avançados* 24, 147–160.
- Whittaker, R.H., Bormann, F.H., Likens, G.E., Siccama, T.G. 1974. The Hubbard Brook ecosystem study: forest biomass and production. *Ecol. Monogr.*, 44, 233–252.
- Yemefack, M., Jetten, V., Rossiter, D., 2006. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil and Tillage Research* 86, 84–98. doi:10.1016/j.still.2005.02.017
- Ziegler, A.D., Agus, F., Bruun, T.B., van Noordwijk, M., Lam, N.T., Lawrence, D., Rerkasem, K., Padoch, C. 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Montane Mainland SE Asia: Hydrology and geomorphology. *Human Ecology*, this issue.

Capítulo 3

3.2. AGRICULTURA ITINERANTE QUILOMBOLA NA MATA ATLÂNTICA (VALE DO RIBEIRA, SP): UM SISTEMA MULCH-SLASH-BURN COM ALTA EFICIÊNCIA NA PRESERVAÇÃO DA FERTILIDADE DO SOLO

Agricultura itinerante quilombola na Mata Atlântica (Vale do Ribeira, SP): um sistema Mulch-Slash-Burn com alta eficiência na preservação da fertilidade do solo

Alexandre Antunes Ribeiro Filho ^{a*}; Cristina Adams^{ab}; Sidneide Manfredini^c, Walter Alves Neves^d

^a Laboratory of Human Ecology (LECH), School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP), São Paulo, Brazil

^b Institute of Energy and Environment (IEE-USP), University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^c Laboratory of Pedology, Department of Geography, Faculty of Philosophy, Letters and Human Sciences, University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^d Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Universidad Nacional de Córdoba – CONICET, CC495, CP5000, Córdoba, Argentina.

^e Laboratory of Human Evolution Studies (LEEh), Institute of Biosciences, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

* Correspondence author. Tel/Fax: (55) 11 – 2201 7779. Rua Cataguases, 75, compl. 402, São Paulo-SP, 02042-020, Brazil.

Email: alexandreriibeirofilho@usp.br (A.A. Ribeiro Filho)

Abstract

The basic model of the Shifting Cultivation System (SCS) has three main stages: conversion, cultivation and fallow. The recovery of soil fertility is the most widespread concept of the role of fallow on the SCS. The viability of the SCS depends on vegetated fallow to suppress weeds, herbs, restore soil fertility, facilitate agricultural production and ensure the productivity of future crops. For the soil under the SCS keep stable and productive is required as basic that after their agricultural use, it returns to the original condition, with the restoration of their physical, chemical and biological properties. The SCS is conceptualized as a dynamic system, whose dimension encompasses the complex soil/vegetation. This dynamic system allows farmers to adjust strategies in response to changes generated by different vectors, manipulating the fertility of the ecosystem in response to those changes. Therefore, for the fallow to be effective in its main functions, it depends on the interactions between the biophysical limits (fertility of the ecosystem) and socioeconomic factors, which affect its management and its duration, which in turn are related by with the goals of farmers, availability and ownership of land, labor and capital and market access. This study focused on the fallow functions of the SCS. However, only those related to the stability of the complex soil /vegetation (fertility ecosystem) from the soil component. To assess the role of fallow on soil submitted to *quilombola* SCS, we studied the dynamics of fertility in these areas under the system at different age's regeneration of vegetation. The results showed that the *quilombola* SCS presents itself as a form variant, whose demobilization of nutrients vegetation compartment for agricultural provision, would fire as an important agent, but only at an early stage of practice. After opening the areas of mature forest, the SCS cycle starts to settle down with roaming in areas of secondary vegetation. At this stage, fire is replaced lower efficiency, such that unburned biomass would be slowly released by decomposition and mineralization in the system (mulch),

especially during the fallow. Furthermore, fallow phase restores the conditions of soil properties changed in phase conversion and cultivation. The results suggest that the average period of fallow most suitable (number of years) to maintain fertility of the soil and ensure the sustainability of *quilombola* SCS is between 30 and 55 years.

Resumo

O modelo do Sistema Agrícola Itinerante (SAI) básico apresenta três principais etapas: a conversão, o cultivo e o pousio. A recuperação da fertilidade do solo é o conceito mais difundido sobre o papel do pousio sobre o SAI. A viabilidade do SAI depende do pousio vegetado para suprimir ervas-daninhas, restaurar a fertilidade do solo, viabilizar a produção agrícola e garantir a produtividade dos cultivos futuros. Para que o solo submetido ao SAI mantenha-se estável e produtivo requer-se como básico que, após o seu uso agrícola, ele retorne à condição inicial, com o restabelecimento das suas propriedades físicas, químicas e biológicas. O SAI é conceituado como um sistema dinâmico, cuja dimensão abrange o complexo solo/vegetação. Este dinamismo do sistema permite ao agricultor adaptar estratégias em resposta às mudanças geradas por diferentes vetores, manipulando a fertilidade do ecossistema em resposta àquelas mudanças. Portanto, para que o pousio seja efetivo nas suas principais funções, ele depende das interações entre os limites biofísicos (fertilidade do ecossistema) e os fatores socioeconômicos, os quais afetam o seu manejo e a sua duração, que por sua vez relacionam-se com os objetivos dos agricultores, disponibilidade e posse de terra, de trabalho e de capital e acesso ao mercado. Este estudo focou nas funções do pousio no SAI. Contudo, somente aquelas relacionadas à estabilidade do complexo solo/vegetação (fertilidade do ecossistema), a partir do compartimento solo. Para avaliar o papel do pousio sobre os solos submetidos ao SAI quilombola estudou-se a dinâmica da fertilidade destes em áreas submetidas ao sistema, em diferentes idades de regeneração da vegetação. Os resultados mostraram que o SAI quilombola apresenta-se como um modelo variante, cuja desmobilização dos nutrientes do compartimento vegetação, para a disponibilização agrícola, teria o fogo como um agente relevante, porém somente numa fase inicial da prática. Após a abertura das áreas de floresta madura, o ciclo do SAI passa a se estabelecer com a itinerância em áreas de vegetação secundária. Nesta fase, o fogo passa a ter uma eficiência menor, de tal forma que a biomassa não queimada passaria a ser disponibilizada lentamente pela decomposição e mineralização no sistema (*mulch*), principalmente no decorrer do pousio. Além disso, a fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo. Os resultados sugerem que o período médio de pousio mais adequado (número de anos) para manter a fertilidade do solo e garantir a sustentabilidade do SAI quilombola está entre 30 e 55 anos.

PALAVRAS-CHAVE (KEYWORDS): *Agricultura itinerante (Shifting Cultivation; Slash-and-Burn; Swidden); Química do solo (Soil chemistry); Pousio (Fallow); Ciclagem de nutrientes (nutrient cycling).*

HIGHLIGHTS: >Avaliamos os impactos do pousio do Sistema Agrícola Itinerante sobre o solo > Resultados mostraram que o pousio entre 30 e 55 anos retorna o status de fertilidade

do solo > Os resultados concordam com o conhecimento tradicional das populações quilombolas do Vale do Ribeira (SP, Brasil).

Este artigo está formatado para o periódico Agriculture, Ecosystems & Environment

1. Introdução

A agricultura itinerante é o sistema agrícola mais utilizado na região tropical e subtropical (van Vliet et al. 2012), considerado por vários autores como a escolha mais racional para agricultores de regiões florestadas, com baixa densidade demográfica, solos pobres e acesso restrito ao mercado (Fox et al., 2000; Ickowitz, 2006; Mertz, 2002). As principais características do sistema agrícola itinerante (SAI), segundo Aweto (2013, p. 18), são: cultivo temporário ou periódico, itinerância ou rotação dos campos de cultivo, corte e queima da vegetação lenhosa na preparação do terreno, uso da vegetação do pousio para restaurar a fertilidade do solo após a colheita, uso de ferramentas manuais simples e cultivo consorciado, e baixa produtividade. Embora o SAI seja frequentemente confundido com a agricultura de derrubada-e-queima, este último pressupõe a conversão permanente do ecossistema florestal em outros usos da terra (van Vliet et al. 2013).

O tipo básico de SAI básico apresenta três etapas principais, que mimetizam os processos ecológicos da floresta: a conversão, o cultivo e o pousio (Conklin, 1961; Nye & Greeland, 1960; Kleinman et al., 1995; Altieri, 1999). Contudo, o SAI pode apresentar diferentes tipos, cujas características podem variar com o clima, o tipo de solo, a vegetação, a topografia e fatores culturais como o conhecimento tradicional, preferências alimentares, tecnologia e grau de integração ao mercado (Aweto, 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Para Aweto (2013), estas variações permitem agrupar os SAI em seis tipos, que representam variações em relação ao tipo básico. A Tabela 1 abaixo resume a tipologia do autor.

A despeito do SAI apresentar diferentes tipologias, a garantia da sua eficiência ecológica e econômica pode ser generalizada ao se considerar a manutenção de duas

condições fundamentais do sistema: a manutenção tanto de uma baixa pressão demográfica como de um período de pousio adequado (Nye & Greenland, 1960; Ramakrishnan, 1992; Kleinman et al., 1995; Cairns & Garrity, 1999; Adams, 2000; Bruun et al. 2009; Mertz et al. 2009; Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Ziegler et al. 2009; van Vliet et al., 2012; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Estas duas condições relacionam-se com a manutenção do equilíbrio entre a entrada e a saída de nutrientes do complexo solo/vegetação, pois a baixa pressão demográfica demandaria a utilização de uma menor quantidade de área florestal o que, conseqüentemente, garantiria um maior tempo de pousio para as áreas abandonadas depois do cultivo.

Tabela 1. Tipos de SAI, suas características principais e exemplo de povos

Tipo	Características principais	Exemplo de Povos
Forma básica	Corte, Queima, Cultivo (1 a 3 ciclos) e Pousio (modelo sedentário)	Pémon (Bilbao et al., 2010) (autor)
Miombo	Corte, Coivara (amontoar), Queima, Cultivo (1 a 3 ciclos) e Pousio (modelo sedentário)	Tribo Bemba (Stromgaard, 1988)
Hmong System	Corte, Queima, Cultivo (4 ou mais ciclos), Pousio (acima de 40 anos) e migração das famílias (modelo migratório)	Karen (Funakawa et al., 1997)
Orinoco	Corte, Queima (aporte adicional de nutrientes no solo pelo efeito aluvial), Cultivo, Pousio. Ciclo do SAI condicionado pelo regime de cheias do rio Orinoco (modelo sedentário)	Povos Ribeirinhos Amazônicos (Barrios, 1994)
Slach-Mulch-System	Corte, (sem fogo), cultivo anterior à derrubada, mulch	Milpa (Pauli, et al., 2011)

Tipo	Características principais	Exemplo de Povos
	(decomposição durante o cultivo e pousio), pousio (modelo sedentário)	
ThePlough-in-Slash System	Corte, (sem fogo), utilização do arada para misturar a vegetação derrubada ao solo (mulch), pousio (praticado em altas altitudes) (modelo sedentário)	Povos Andinos (Abadin et al., 2002)

Estas condições, portanto, garantiriam com que as fases agrícolas (conversão e cultivo), as quais retiram nutrientes do complexo, fossem compensadas por um período adequado de pousio (Nye & Greenland, 1960; Boserup, 1989; Kleinman et al., 1995; Altieri, 1999; Long & Zhou, 2001; Vadez et al., 2004; Pedroso-Junior et al., 2008, 2009; Ribeiro Filho et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Apesar da maioria dos autores concordarem quanto ao papel do pousio para a recuperação da fertilidade do solo (Sanchez, 1977; Nye & Greenland, 1960; Conklin, 1961; Ruthenberg 1980; Szott, et al., 1999; Aweto, 2013), alguns trabalhos mostraram que os nutrientes do solo diminuem durante o pousio, devido à transferência dos mesmos para a biomassa florestal em regeneração (Sanchez, 1994; Szott & Palm, 1996). Além da restauração da fertilidade do solo, a viabilidade do SAI depende do pousio vegetado para suprimir ervas-daninhas, e garantir a produtividade dos cultivos futuros (Nye & Greenland, 1960; Ramakrishnan & Toky, 1981; Denevan & Padoch, 1987; Kleinman et al., 1995; Szott & Palm, 1996; Szott et al., 1999).

O período de pousio pode variar devido a várias condicionantes, como o número de cultivos antes do descanso, o histórico de uso da área, o tipo de solo, a topografia, o estágio sucessional da vegetação (biomassa e diversidade), o bioma e o clima

(Kleinman et al., 1995; Szott et al., 1999). Além disso, o tempo ideal de pousio depende da zona agroecológica na qual se insere o SAI: trópicos úmidos, trópicos semiáridos, savanas, tropical de montanha e tropical de planície (Sanchez & Logan, 1992).

Alguns estudos e revisões de literatura apontaram 10 anos como o tempo mínimo (Kleinman et al., 1995; Ribeiro Filho et al., 2013) necessário de pousio para a manutenção da sustentabilidade do SAI (Vasey, 1979; Ribeiro Filho et al., 2013), ou seja, sem que o sobre uso leve a um colapso do sistema. Beets (1990) afirmou ser este tempo entre 15-20 anos, o mesmo tempo considerado ideal para os SAIs praticados em Bangladesh (Jhum) e na Mata Atlântica por Adams (2000). Nye & Greeland consideraram que com menos do que oito anos de pousio, alternando com no máximo três anos de cultivo, não se garantiria a fertilidade do sistema. Na mata atlântica, Adams (2000) ao revisar o SAI praticado por populações caiçaras entre meados do século XIX e 1950 registrou o colapso do sistema na Ilha de São Sebastião como consequência da diminuição da produtividade agrícola. Esta diminuição teria como causa o aumento da pressão demográfica e a diminuição do tempo de pousio. Ademais, a redução do período de pousio tem sido constatada em toda região tropical, cujas consequências seriam extremamente negativas ao SAI como um todo, e à produtividade agrícola em particular (Kleinman et al., 1995; Juo & Manu; 1996; Szott et al., 1999).

O modelo teórico da Figura 1 demonstra a relação entre o período do pousio e a produtividade do solo (quantidade de biomassa vegetal produzida por área de solo), mostrando que todo SAI tem um tempo de pousio ótimo, longos períodos são desnecessários, e períodos curtos levam à perda da fertilidade do sistema (Mertz, 2002).

Figure 1. Modelo teórico da relação entre período de pousio e produtividade do solo: (a) longos períodos de pousio são desnecessários; (b) tempo de pousio ótimo; (c) tempo insuficiente de pousio levando à perda da fertilidade do sistema (Fonte: Mertz (2002), baseado em Ruthenberg (1980)).

Conway (1985) considera que o SAI apresenta baixa produtividade e estabilidade, porém alta sustentabilidade e equabilidade. A razão *output:input* entre a produção agrícola e o aporte de nutrientes e mão-de-obra do sistema é controversa, com autores defendendo valores positivos (Conklin, 1961, Nye & Greeland, 1960, Kleinman, et al., 1995), enquanto outros consideram que esta razão é negativa, afirmando que não há racionalidade ecológica e econômica no sistema (McGrath, 1987). Os primeiros, que consideram o SAI como uma estratégia eficiente de produção agrícola em ambiente florestal, não consideram a biomassa como um elemento de entrada de energia/matéria no sistema. O cálculo da razão utiliza-se como entrada basicamente a mensuração do trabalho do agricultor e como saída a produção agrícola (McGrath, 1987).

Por outro lado, o grupo de autores que conceitua o SAI como um sistema dinâmico, e que o dimensiona abrangendo o complexo solo/vegetação, considera que este dinamismo permite ao agricultor adaptar estratégias em resposta às mudanças geradas por diferentes vetores (van Vliet et al., 2012, 2013), manipulando a fertilidade

do ecossistema⁴ em resposta àquelas mudanças (McGrath, 1987). Estas estratégias adaptativas, portanto, gerariam sistemas de conhecimento etnoecológicos (Nazarea, 2006) e indicadores, que permitiriam aos agricultores determinar o grau de restauração das condições biofísicas de uma área em pousio para suportar um novo ciclo agrícola (Szott et al., 1999).

Este estudo foca nas funções do pousio relacionadas à estabilidade do complexo solo/vegetação, a partir do estudo da dinâmica da fertilidade do solo durante este período. Para avaliar o papel do pousio sobre os solos submetidos ao SAI quilombola estudou-se a dinâmica da fertilidade em áreas submetidas ao sistema com diferentes idades de regeneração, a saber: início do pousio (0-5 anos); uma década de pousio (10-15 anos); estágio intermediário (20-25 anos); três décadas de pousio (30 anos); e áreas em estágio tardio de regeneração (55-60 anos). Utilizou-se como parâmetro de comparação a fertilidade dos solos de áreas com florestas maduras (acima de 150 anos), que não foram submetidas, até onde se sabe, ao SAI. Estes procedimentos foram realizados com o objetivo de responder às seguintes perguntas e hipóteses:

- Pergunta 1: a fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo no SAI quilombola?
Hipótese 1: a fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo do SAI quilombola.
- Pergunta 2: qual é o período médio de pousio mais adequado (número de anos) para manter a fertilidade do solo e garantir a sustentabilidade do SAI quilombola em áreas de mata atlântica no Vale do Ribeira (SP), do ponto de vista científico? Hipótese 2: o período de pousio ideal para a recuperação da fertilidade do solo é de cerca de 15 anos.

⁴ Definida aqui como a soma do estoque de nutrientes no complexo solo/vegetação (Szott et al., 1999).

- Pergunta 3: o complexo solo/vegetação está em condição de equilíbrio, sob o ponto de vista da manutenção dos nutrientes, sob o SAI quilombola? Hipótese 3: sim, o SAI quilombola apresenta um modelo sustentável em relação à manutenção dos nutrientes sobre o complexo solo/vegetação.

1.1. O SAI e os Solos

Na África Central, nas florestas conhecidas como “Miombo”, os agricultores praticam uma variante do SAI básico, utilizando-se do fogo, porém, as cinzas obtidas são manejadas e acumuladas numa área menor do que utilizada para queima, local onde se realiza o plantio (Stromgaard, 1985, 1988; Chidumayo, 1987). O povo Hmong que vive no sudeste da Ásia, incluindo a Tailândia, pratica um SAI cuja principal variação refere-se à razão entre o cultivo e o pousio, geralmente de 5-10/40 anos. Além disso, é um SAI migratório, pois os agricultores migram, após o abandono da área esgotada, para as novas áreas a serem exploradas (Aweto, 2013). O SAI influenciado pelo regime de cheias do Rio Orinoco, na Venezuela, diferencia-se por respeitar uma sazonalidade relacionada ao regime hídrico do rio. Portanto, para o enriquecimento dos solos empobrecidos (Cambissolos) da região, além do uso do fogo, que busca transferir os nutrientes da vegetação, os solos recebem também a entrada de nutrientes pelo depósito aluvial (Barrios, 1997). Em outro exemplo, sem esgotar os tipos de SAI praticados nos trópicos, existem SAIs em regiões de clima equatorial (zona entre o Equador e o Panamá, por exemplo), os quais não se utilizam do fogo, pois não há uma estação seca prolongada que permitiria a queima da vegetação. Estes sistemas utilizam-se do processo de decomposição “mulch” da vegetação derrubada, a qual pode ser deixada

sobre o solo durante 3-4 meses, ou picada e misturada ao solo para aumentar a taxa de decomposição antes do plantio (Thurston, 1997; Abadin et al, 2002, Aweto 2013).

As florestas tropicais prosperam sobre solos férteis e inférteis, porém a quantidade total de nutrientes acumulados no componente vegetal (biomassa) de um ecossistema florestal depende da fertilidade do solo (Juo & Manu, 1996). Florestas sobre solos férteis são mais produtivas e têm maior capacidade de reciclar nutrientes (Vitousek & Sanford, 1986). Os processos de reciclagem ocorrem a partir de dois mecanismos: o primeiro, no qual os nutrientes são liberados pela decomposição da serrapilheira e capturados pelo manto de raízes sobre o solo; o segundo, externo ao sistema solo-vegetação envolvendo a recuperação dos nutrientes minerais do subsolo e dos saprólitos, os quais, em seguida, são capturados pelo manto de raízes. Portanto, florestas em solos distróficos (inférteis) dependem dos processos de reciclagem e da capacidade da biomassa para estocar nutrientes (Proctor, 1989; Juo & Manu, 1996).

Para que o solo submetido ao SAI mantenha-se estável e produtivo torna-se necessário alguns requerimentos básicos. O principal é que o solo após o uso agrícola retorne à condição inicial, com o restabelecimento das propriedades químicas recuperando os nutrientes, mantendo a quantidade de húmus e a sua condição de acidez. Sob o aspecto físico, o solo deve manter a suas condições pedogenéticas e, do ponto de vista biológico, manter-se livre de ervas-daninhas e infestações de pestes e doenças (Greenland, 1975; Okibo, 1981; Kang, 1993).

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em áreas de roças em pousio utilizadas para o SAI quilombola dentro de duas comunidades territorialmente vizinhas, e em duas áreas de

floresta madura no Parque Estadual Intervales (PEI). Todas as áreas estão localizadas entre os municípios de Eldorado e Iporanga, no Vale do Ribeira (SP, Brasil), cujo território é de quase três milhões de hectares: 1.711.533 ha no estado de São Paulo e o restante no estado do Paraná (Figura 2) (Santos e Tatto, 2008; Prado et al., 2014).

As duas comunidades de remanescentes de quilombos, São Pedro (SP) e Pedro Cubas de Cima (PCC), e as áreas de floresta madura do PEI situam-se entre 100 e 600 m de altitude, sob clima tropical de monção (Am Köppen), com médias anuais ao redor de 22°C (variando entre 17°C e 30°C) nas altitudes mais baixas e maior pluviosidade (69,4% do total) de outubro a março, tendo como média anual 1.500 mm de chuvas (Gomes et al, 2013). O relevo apresenta dois padrões distintos, segundo Theodorovicz (2007): relevo variando de montanhoso a localmente forte ondulado, com declividades de encostas em geral superiores a 30% e amplitudes superiores a 300 metros; e um segundo padrão de relevo, variando de predominantemente forte ondulado a localmente montanhoso, com predomínio de declividades entre 20 e 30%, com amplitudes semelhantes ao padrão anterior.

No Vale do Ribeira, devido à complexidade de formação da rocha matriz, oriunda da sequência de ambientes tectônicos com significativo tempo geológico, encontram-se diferentes tipos de solos: Argissolos, Cambissolos, Latossolos, Neossolos e Gleissolos (Santos e Tatto, 2008), sendo que para as áreas de estudo, predominaram os Cambissolos (Anexo IV). A vegetação predominante é a Floresta Pluvial Atlântica (Floresta Ombrófila Densa, IBGE), cobrindo 95% da paisagem, a qual se apresenta como um mosaico de vegetação em diferentes estádios sucessionais (Ivanauskas, et al., 2012).

Figura 2 – Comunidades Quilombolas e Unidades de Conservação (Fonte: Santos e Tatto, 2008) SP – Comunidade de Remanescente de Quilombo São Pedro; PCC – Comunidade de Remanescente de Quilombo Pedro Cubas de Cima.

São Pedro limita-se com as comunidades Ivaporunduva, Galvão, Pedro Cubas de Cima e com o Parque Estadual Intervales. A população levantada pelo Instituto Socioambiental, em 2008, era de 135 pessoas e a área oficial de São Pedro é de 4.688 hectares (Santos & Tatto, 2008) (Figura 2). Todas as formas agrícolas de uso da terra, com exceção das pastagens, ocupam menos de 1% do território da comunidade. As maiores porções de terra são ocupadas por cobertura vegetal natural secundária, como vegetação rasteira, capoeiras de diversas idades e matas maduras (Munari, 2009). A comunidade obteve o título da terra em 2001 (Santos & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Pedro Cubas de Cima faz fronteira com as comunidades de São Pedro, Ivaporunduva e Sapatu, e com o Parque Estadual Intervales e a Área de Proteção

Ambiental da Serra do Mar (Santos & Tatto, 2008) (Figura 2). Em 2003, a comunidade era constituída por 69 pessoas (Santos & Tatto, 2008), abarcando uma área total de 6.875 hectares. As pastagens, abertas por fazendeiros que não pertencem à comunidade constituem cerca de 5 % da área total, sendo esta a forma dominante de uso da terra, seguida pelo cultivo de arroz (Santos & Tatto, 2008). Foi reconhecida como comunidade remanescente de quilombo em 2003, porém ainda não possui o título da terra (Santos & Tatto, 2008; Adams et al., 2013).

Criado pelo Decreto Estadual nº 40.135/1995 de 08 de junho de 1995, o Parque Estadual Intervales – PEI⁵ pertence ao sistema de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo e até recentemente (2006) era o único parque estadual gerido pela Fundação Florestal. Localizado na área núcleo do Contínuo Ecológico de Paranapiacaba, a sudoeste do Estado de São Paulo, protege, junto com o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira -PETAR, o Parque Estadual Carlos Botelho - PECB, a Estação Ecológica de Xitué – EEcX, a APA dos Quilombos e parte da APA da Serra do Mar, o segundo e mais importante corredor ecológico de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. O PEI está inserido em duas sub-regiões geográficas distintas: a do Vale do Ribeira e a do Vale do Alto Paranapanema e abrange os municípios de Ribeirão Grande, Guapiara, Sete Barras, Eldorado e Iporanga; em seu limite norte, faz divisa com o município de Capão Bonito.

2.2. Áreas amostradas

O delineamento utilizado para o método de acompanhamento sincrônico (biosequência) (Yemefack et al., 2006) do estudo pedológico é denominado Desenho de

⁵ Parque Estadual Intervales - Plano de Manejo - Caderno 2 de 4 – Diagnóstico dos Meios Físicos, Biótico e Antrópico. Coordenação Técnico-Científica Depto. de Geografia FFLCH/USP. Aprovação: Deliberação CONSEMA nº 8 de 18 de fevereiro de 2009.
<http://www.trabalhosfeitos.com/ensaios/Plano-De-Manejo-Parque-Estadual-Intervales/54178232.html>

Estudo de Impacto Controle (Manly, 2009). Este delineamento envolve a comparação entre áreas potencialmente impactadas (pousios com diferentes idades) com áreas similares como controle (Floresta Madura). Assim, a fase de pousio (descanso) foi investigada em áreas com histórico de plantio (áreas em regeneração), onde já foram realizados levantamentos fitossociológicos preliminares (Gomes, et al., 2008, Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). As amostras de solo foram obtidas em áreas de regeneração florestal em diferentes estádios sucessionais (0-5, 10-15, 20-25, 30 e 55-60 anos). Os dados da dinâmica das variáveis das propriedades do solo das áreas em pousio foram comparados com aqueles de mata madura (em torno de 150 anos), considerados como a área controle.

As áreas foram escolhidas com a ajuda de informantes locais. O histórico de uso da área e os tipos de solo identificados pelos informantes foram anotados (ver Tabela 1), e as áreas foram localizadas com uso de GPS e fotografadas. A declividade, a exposição da vertente, a área da roça, número de cultivo (quantidade de cultivos realizados na área, considerando no mesmo e em ciclos diferentes), o histórico de uso (proporção entre anos de cultivo e anos de pousio) e a cultura plantada de cada área foram anotados em fichas para cada roça. No total, foram investigadas 20 áreas, distribuídas entre as comunidades de São Pedro (10 áreas em pousio e uma de mata madura), Pedro Cubas de Cima (7 áreas em pousio) e no Parque Estadual Intervales (SP, Brasil) (2 áreas de mata madura) (Tabela 1).

Tabela 1. Características das áreas em pousio do SAI quilombola amostradas (São Pedro e Pedro Cubas de Cima) e de mata madura (Parque Estadual Intervales).

	Comunidade	Idade	Anos de cultivo	Histórico de Uso	Declividade	Vertente	Área de Roça (ha)	Última Cultura plantada	Bioma-ssa* (Mg/ha)	Coordenadas (GPS)
SP1	São Pedro	20	2	1:20; 1:20	45	Sudeste	0,3855	Arroz	35,95	22-J076621

Comunidade	Idade	Anos de cultivo	Histórico de Uso	Declividade	Vertente	Área de Roça (ha)	Última Cultura plantada	Bioma-ssa* (Mg/ha)	Coorde-nadas (GPS)	
									5/7288095	
SP2	São Pedro	10	2	1:15; 1:15	20	Sudeste	0,381	Milho	86,22	22-J0766051/7287856
SP3	São Pedro	10	2	1:10; 1:50	25	Noroeste	0,0792	Arroz	90,33	22-J0765111/7286479
SP4	São Pedro	12	3	1:12; 1:20; 1:20	15	Leste	0,392	Milho	78,90	22-J0765079/7287283
SP5	São Pedro	12	3	1:12; 1:10; 1:15	35	Sul	0,334	Arroz	30,58	22-J0763401/7285743
SP6	São Pedro	30	2	1:30; 1:15	30	Nordeste	0,183	Milho	161,91	22-J0764995/7287798
SP7	São Pedro	5	2	1:5; 1:30	30	Noroeste	0,5	Arroz	6,35	22-J763457/7284675
SP8	São Pedro	55	2	1:55; 1:50	35	Sudeste	0,85	Arroz, Milho	221,54	22-J763082/7286495
SP9	São Pedro	5	2	1:5; 1:30	30	Noroeste	0,6	Arroz	2,04	22-J762795/7284512
SP10	São Pedro	55	2	1:55; 1:50	35	Leste	0,9	Arroz, Milho	183,33	22-J763485/7286607
PCC1	Pedro Cubas de Cima	10	4	1:10; 3:50	28	Norte	0,5	Arroz	63,20	22-J0775955/7287754
PCC2	Pedro Cubas de Cima	30	3	1:30; 2:30	30	Sudoeste	0,689	Milho	116,65	22-J0775693/7288199
PCC3	Pedro Cubas de Cima	10	3	1:10; 2:15	40	Noroeste	0,127	Arroz, Milho	65,89	22-J776954/7286729
PCC	Pedro	20	2	1:10; 1:25	25	Noroeste	0,746	Arroz,	140,88	22-

	Comunidade	Idade	Anos de cultivo	Histórico de Uso	Declividade	Vertente	Área de Roça (ha)	Última Cultura plantada	Bioma-ssa* (Mg/ha)	Coordenadas (GPS)
4	Cubas de Cima							Milho		J776928/ 7287008
PCC 5	Pedro Cubas de Cima	30	2	1:30; 1:30	15	Nordeste	0,61	Arroz, Milho	158,94	22- J773018/ 7291844
PCC 6	Pedro Cubas de Cima	15	3	1:15; 1:30; 1:10	0	Plana	0,704	Arroz	25,37	22-J 773390/ 7291819
PCC 7	Pedro Cubas de Cima	30	2	1:30; 1:150	35	Noroeste	0,785	Milho	114,71	22-J 773785/ 7291198
PEI 1	Parque Estadual Intervalles	+15 0			35	Oeste			~290	22- J762687/ 7312493
PEI 2	Parque Estadual Intervalles	+15 0			35	Oeste			~290	22- J762764/ 7312335
SPC tr	São Pedro	+15 0			30	Leste			282,59	22- J762719/ 7312454

*Modelo lnPS = -3,04992 + 0,92198 ln(d²h) (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.).

2.3. Amostragem e análises da fertilidade dos solos

Nas áreas em pousio (Tabela 1) foi realizada a coleta de sub-amostras de solo com o uso de transectos paralelos em relação às curvas de nível do terreno, nas porções superior, médio e inferior das áreas, sendo cada sub-amostra tratada independentemente, totalizando três (3) pontos por área. As profundidades coletadas para cada sub-amostra foram, consecutivamente, de 0-1 cm, de 1-5 cm e de 5-10 cm, totalizando 27 coletas de solo por área em pousio. As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Solo do Departamento de Solo da ESALQ/USP e no Departamento de Solos da Universidade de Viçosa.

Na ESALQ/USP foram realizadas as seguintes análises para os parâmetros de fertilidade do solo: pH em razão com água e em KCl (1:2,5), os macronutrientes

disponíveis Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, H +Al, Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Saturação da CTC por Bases (V) e Saturação por Alumínio (m) (Manual de Métodos de análise de solo EMBRAPA, 2ª edição, 1997). A análise orgânica correspondeu aos parâmetros Matéria Orgânica e Carbono Orgânico (C.O. - foi calculado a partir dos valores obtidos da M.O.) por titulação (Boletim técnico 106, IAC, Camargo, et al., 2009). A análise física investigou os parâmetros textura, Areia Total, Silte e Argila (com dispersante) para determinação da Classe de Textura (Manual de Métodos de análise de solo EMBRAPA, 2ª edição, 1997). Os parâmetros investigados e os respectivos métodos para as análises de solo realizadas em ambos os laboratórios estão apresentados detalhadamente no Anexo III.

2.4. Análise estatística

Para a identificação dos padrões pedológicos nas áreas de em pousio, foram realizados testes estatísticos descritivos das variáveis consideradas para a caracterização da fertilidade do solo para as áreas classificadas em função do tempo de pousio: 0-5, 10-15, 20-25, 30, 55 e 150 anos. Para validar a classificação das áreas com diferentes idades de pousio em classes, foram verificadas as suas correlações (Pearson) entre as biomassas estimadas e as idades declaradas pelos agricultores. Em seguida, as classes com os seus conjuntos de variáveis foram submetidas à análise de variância (ANOVA), com o procedimento do Modelo Linear Geral (GLM, em inglês), o qual é comumente utilizado em pesquisas ambientais por processar dados cuja estrutura de variância pode apresentar-se não linear e pouco constante (Bolker, 2008; Barbosa et al., 2014). Com o procedimento do GLM as médias para as diferentes classes foram comparadas com o teste de comparação múltipla de Tukey (com significância < 5%).

O conjunto de variáveis para cada área estudada também foi submetido à análise de componentes principais (ACP) (utilizando o pacote estatístico IBM SPSS 23 e SAS System), para avaliar a extensão das relações entre as variáveis do solo nas diferentes áreas (com suas respectivas idades de pousio), agrupando-as de acordo com as suas similaridades (Manly, 2009).

Para se obter um modelo de estimativa da idade de pousio de uma roça de SAI, realizou-se o método de regressão linear múltipla (pacote estatístico SAS System) com o método passo a passo (Stepwise), o qual identificou as variáveis (dependentes e independentes) e os seus coeficientes para a construção do modelo. Este modelo teve a finalidade de encontrar quais as variáveis dependentes e independentes do estudo são determinantes para informar o tempo de pousio de uma área.

3. Resultados

A Tabela 2 apresenta o resultado para o teste de correlação de Pearson entre as idades de pousio informadas e as biomassas estimadas para as áreas em pousio estudadas. As áreas apresentaram correlação alta e positiva. A partir deste resultado, as áreas foram classificadas em seis classes: 0-5, 10-15, 20-25, 30, 55 e 150 anos (Anexo VII, VIII e IX). A Figura 2 apresenta a estimativa da biomassa epígea para cada classe de pousio.

No Anexo VII estão apresentados os resultados das análises descritivas para as variáveis do solo para as diferentes classes de idades, nas três profundidades (0-1, 1-5 e 5-10 cm).

Tabela 2 – Correlação entre a idade de pousio das roças e as suas biomassas estimadas.

Biomassa (Mg/ha)	Biomassa (Mg/ha)		Idade
	Correlação de Pearson		1
	Sig. (2-caudas)		0,897**
	N		20
			20

** . Correlação é significante ao nível de 0,01 (2-caudas).

Figura 2 – Biomassa epígea estimada para cada classe de pousio nas áreas amostradas em SP e PCC.

3.1. Variáveis químicas e físicas nas diferentes classes de idade de pousio

As comparações múltiplas, a partir do procedimento Modelo Linear Geral (com o teste Tukey), entre as médias das variáveis do solo estão apresentadas nos Anexos VIII e IX. No Anexo VIII o modelo compara as classes de idade entre si, enquanto no Anexo IX as médias das variáveis do solo são comparadas entre as três profundidades avaliadas.

Para o pH (H₂O) a classe de 0-5 anos apresentou médias significativamente diferentes das demais classes de idade de pousio, com exceção da classe 30 anos (Figura 3). As médias para a classe 10-15 anos não apresentaram diferenças significativas somente com os solos com classe de idade de 20-25 anos. As médias para os solos da classe de 30 anos apresentaram diferenças significativas com as classes 0-5 e 55 anos. As classes 55 e 150 anos não apresentaram médias significativamente

diferentes entre si para o pH (H_2O), enquanto a classe 150 apresentou diferença significativa com as demais classes e a 55 não apresentou também para a de 30 anos (Anexo VIII e Figura 3). A Figura 3 destaca que os solos da floresta madura e de pousio 55-60 anos estão com valores médios baixos para esta variável (alta acidez), enquanto os pousios intermediários apresentam solos relativamente mais básicos (ver Anexo VIII).

O macronutriente fósforo (P) apresentou teor médio mais alto e significativamente diferente para os solos da classe de floresta madura (150 anos), em relação às demais classes de pousio (Anexo IX, Figura 3). Além disso, as demais classes de pousio não apresentaram diferenças significativas entre si para o P (Figura 3, Anexo IX).

Figura 3 – Acima – Resultados para o pH (H_2O) com a distribuição dos dados e médias com erro padrão (Linha = Média) do solo nas classes de pousio. Abaixo – O mesmo para o P (Fósforo).

Para as classes de pousio iniciais entre 5 e 25 anos, as médias do teor de K (Potássio) não foram significativamente diferentes. Porém, as médias para o K da classe de 0-5 anos difere significativamente daquelas das classes acima de 30 anos (Anexo VIII). Para a classe de 10-15 anos, esta difere com significância tanto da classe de 0-5 anos como daquelas acima de 30 anos. A classe 20-25 anos difere significativamente daquelas acima de 55 anos, e a classe de 30 anos somente das classes de pousios de idades inferiores a 20-25 anos. As classes de pousios com regeneração tardia (acima de 30 anos), assim como as classes iniciais, não apresentaram diferenças significativas entre si para o K.

Para as outros macronutrientes básicos relacionados à condição de fertilidade do solo (Ca e Mg), a classe 0-5 anos somente não apresentou médias com diferenças significativas com a classe 30 anos. As classes intermediárias seguintes (10-15 e 20-25 anos) não apresentaram diferenças significativas entre si no teor destas bases, o que não ocorreu com as demais classes. A classe de 30 anos voltou a apresentar um teor de Ca e Mg semelhante àquele da classe de 0-5 anos, porém ainda maior que as classes em estágio avançado de regeneração (55-60 e 150 anos).

Diferentemente do K, cuja classe de idade de pousio com maior teor foi a de 10-15 anos, para as demais bases (Ca e Mg), o maior teor foi encontrado nos solos com pousios de 20-25 anos. Mas, como no geral estas classes não se diferenciaram significativamente entre si para estas variáveis, podemos considerar que os solos com pousios entre 10 e 25 anos apresentaram os maiores teores para as bases, resultado corroborado pela variável Soma de Bases (SB) no Anexo VIII e Figura 4.

Para as variáveis relacionadas ao teor de Alumínio no solo (Al e H+Al), os resultados foram, no geral, inversos ao das bases descritos acima (Anexo VIII). Os solos

com pousio mais tardios e os da floresta madura apresentaram maior teor deste elemento, e o inverso ocorreu para as classes intermediárias entre 10 e 25 anos.

Contudo, ao se avaliar o teor de matéria orgânica (M.O.) entre as diferentes áreas em pousio, verificou-se que os solos da floresta madura apresentaram o maior teor para estas variáveis, assim como para o P (descrito acima). Os solos entre 5 e 30 anos apresentaram mesmos teores médios (sem diferença significativa) para M.O., porém maiores que aqueles com pousio de 55-60 anos, com exceção da classe 0-5 anos (Anexo VIII e Figura 5). Para estas variáveis, os solos com vegetação em estágio intermediário de regeneração apresentaram teor reduzido, sendo que nos estádios tardios o teor foi ainda menor (Figura 5; Anexo VIII).

Assim como para a M.O., a capacidade de troca catiônica (CTC) é significativamente mais alta para os solos da floresta madura, quando comparados com as áreas em pousio (Figura 5; Anexo VIII). As médias para a CTC acompanham aquelas para M.O., de tal forma que as áreas com pousio intermediários (entre 5 e 30 anos) não apresentaram valores médios de CTC com diferenças significativas.

Para o pH (KCl) os resultados das comparações entre as médias das diferentes classes de pousio acompanharam, no geral, aqueles obtidos com o método H₂O (Anexo VIII). Algumas diferenças a se destacar são referentes à classe 0-5 anos, a qual não apresentou diferença significativa com a classe 30 anos, assim como com a classe 55-60 anos. A classe 150 anos apresentou diferenças significativas com as demais classes, o que não ocorreu com o método com água (Anexo VIII). Estes resultados acompanham os da CTC.

Desta forma, os solos com maior saturação por bases (V%) e, portanto, com maior fertilidade relativa, foram aqueles presentes em áreas com pousio entre 10 e 25 anos (Anexo VIII e Figura 5). Os solos das classes 0-5 e 30 anos não diferiram

significativamente entre si, porém apresentaram diferenças significativas, ou seja, apresentaram-se mais férteis que aqueles das classes mais tardias (55-60 anos e floresta madura). O que se observa claramente na Figura 5 é que, com o passar do tempo, os solos colocados em pousio no SAI quilombola tendem a voltar à condição inicial do solo da floresta madura, o que, no caso, significaria voltar à condição distrófica, ou oligotrófica. As áreas com 55-60 anos de pousio não apresentaram condições de fertilidade significativamente diferentes dos solos das florestas maduras.

Figura 4 – Acima – Resultados para o SB (Soma de Bases) com a distribuição dos dados e médias com erro padrão (Linha = Média) do solo nas classes de pousio. Abaixo – O mesmo para o V% (Saturação por bases).

Em relação à textura dos solos, a classe de pousio 150 anos (a área controle - floresta madura) apresentou a menor quantidade de argila e a maior de areia (com significância, ver Anexo VIII e Figura 6), em relação às demais classes de pousio. Por outro lado, a classe de 30 anos apresentou a maior quantidade significativa de argila em

relação às demais classes, e a menor em areia, esta última com significância para as classes 150 e 20-25 anos (Anexo VIII e Figura 6).

Os resultados das comparações das médias para as variáveis dos solos nas diferentes classes de idade de pousio mostraram que a camada de 1 cm apresentou os valores significativamente diferentes quando comparados às demais profundidades estudadas, com exceção das variáveis de textura (Anexo IX). A quantidade de argila apresentou-se significativamente maior na camada de 10 cm, em relação à camada 1cm.

Figura 5 – Acima – Resultados para o para o CTC (Capacidade de Troca Catiônica) com a distribuição dos dados e médias com erro padrão (Linha = Média) do solo nas classes de pousio. Abaixo – O mesmo para M.O. (Matéria Orgânica).

Figura 6 – Acima – Resultados para a Areia Total com a distribuição dos dados e médias com erro padrão (Linha = Média) do solo nas classes de pousio. Abaixo – O mesmo para a Argila.

3.2. Análise de componentes principais

A análise do componente principal, diferentemente das comparações múltiplas entre as médias das variáveis respostas do solo para classes de idade de pousio, foi realizada entre as áreas com diferentes idades de pousio. Os três primeiros componentes obtidos da ACP explicaram 81% da variação original dos dados (Figura 7, Tabela3).

Para o primeiro componente (CP1) as variáveis respostas que o estruturaram foram aquelas relacionadas à condição de fertilidade do solo: V%, m% , pH, Ca, H+Al e SB (Anexo X). Para o CP2 as variáveis estruturantes foram: M.O., C.O. e CTC. Já para o CP3, somente a variável Areia Total foi estruturante (Anexo X).

As áreas em pousios das classes 10-15 e 20-25, constituídas pelas roças PCC1, PCC3, PCC6, SP3, SP4, SP5, SP2, PCC4 e SP1 (Tabela 1), no geral, se posicionaram no gráfico mais próximas aos eixos relacionados à condição de solo mais eutrófico (Figura 7, círculos verdes). Ao mesmo tempo, localizaram-se opostas aos eixos de condição distrófica (inversamente correlacionadas).

As áreas em pousio das demais classes (Figura 7, círculos vermelhos) posicionaram-se próximas aos eixos que caracterizam condições menos férteis dos solos. As áreas de floresta madura (controles, Tabela 1) posicionaram-se próximas aos eixos da biomassa, Al, H+Al e m% (Saturação por Alumínio), mostrando que são essas variáveis do solo que as diferenciam das áreas em pousio, principalmente daquelas em estádios intermediários de regeneração da vegetação (Figura 7, Tabela 3).

Figura 7 - Resultados da ACP para 18 variáveis do solo para todas as roças e as áreas de mata madura do SAI quilombola.

Tabela 3 – Valores para 18 componentes da ACP para 18 variáveis do solo para todas as roças e as áreas de mata madura do SAI quilombola.

Autovalores				
Componente	Autovalores	Diferença	Proporção	Cumulativo
1	8,801618	4,972592	0,4890	0,4890
2	3,829027	1,837804	0,2127	0,7017
3	1,991223	0,694645	0,1106	0,8123
4	1,296578	0,387173	0,0720	0,8844

Autovalores				
Componente	Autovalores	Diferença	Proporção	Cumulativo
5	0,909405	0,377549	0,0505	0,9349
6	0,531856	0,279363	0,0295	0,9644
7	0,252493	0,059869	0,0140	0,9785
8	0,192625	0,075567	0,0107	0,9892
9	0,117058	0,078708	0,0065	0,9957
10	0,038350	0,020189	0,0021	0,9978
11	0,018161	0,002434	0,0010	0,9988
12	0,015727	0,011310	0,0009	0,9997
13	0,004417	0,003090	0,0002	0,9999
14	0,001327	0,001199	7,E-05	1,0000
15	0,000128	0,000120	7,E-06	1,0000
16	0,000007	0,000007	4,E-07	1,0000
17	9,099E-07	8,513E-07	5,E-08	1,0000
18	5,862E-08		33E-10	1,0000

3.3. Modelo de estimativa de idade de pousio

Os passos que selecionaram as variáveis dependentes e independentes que integraram o modelo de estimativa da idade de pousio de uma área submetida ao SAI estão apresentados no Anexo XI (Regressão Linear Múltipla – Pacote Estatístico SAS System). As variáveis selecionadas e os seus respectivos coeficientes estão apresentados na Tabela 4.

As variáveis independentes incluídas no modelo são: Anos de Cultivo (AC), Vertente (V) e Biomassa (B). A primeira refere-se ao número de ciclos conhecidos de SAI à qual aquela área de roça foi submetida. A vertente e a estimativa da biomassa estão apresentadas na Tabela 1. As variáveis dependentes (respostas) foram aquelas avaliadas sobre a dinâmica da fertilidade do solo em diferentes períodos de pousios, a saber: pH (H₂O), P, Al e CTC. O alumínio é uma variável indireta, pois com a elevação da acidez do solo e a saída das bases aumentam-se a concentração de alumínio nos solos (Magdoff & Weil, 2004).

Tabela 4 – Variáveis incluídas no modelo de regressão linear múltipla e os seus coeficientes (Estimativa do Parâmetro) para a estimativa da idade de pousio de uma área colocada em pousio no SAI quilombola (dados completos desta regressão no Anexo XI).

Variável	Estimativa do Parâmetro	Erro Padrão	Tipo II SS	Valor F	Pr > F
Intercepto	-158.83980	53.17041	1323.05070	8.92	0.0113
Anos de cultivo	-16.06446	4.38796	1987.02891	13.40	0.0033
Vertente	3.19409	1.56629	616.52012	4.16	0.0641
Biomassa	0.33923	0.05533	5572.79576	37.59	<.0001
pH (H ₂ O)	35.12770	11.92520	1286.37025	8.68	0.0122
PP (Fósforo)	5.33289	1.49269	1892.28653	12.76	0.0038
Al (Alumínio)	0.98046	0.26784	1986.52495	13.40	0.0033
CTC (Capacidade de troca catiônica)	-0.36187	0.17537	631.26777	4.26	0.0614

O modelo obtido para estimar a idade de pousio de uma área colocada em pousio no SAI quilombola foi:

$$\bullet \text{ Idade de Pousio} = (-16,06446*AC) + (3,19409*V) + (0,33923*B) + (35,1277*pH) + (5,33289*P) + (0,98046*Al) + (-0,36187*CTC) - 158,8398 + (e_i.)^6$$

4. Discussão

4.1. A dinâmica da fertilidade analisando as variáveis do solo entre as classes de idade de pousio

Ao analisar a dinâmica de nutrientes nas cinco classes de tempo de pousio após as fases agrícolas (Conversão e Cultivo) do SAI quilombola, verificou-se uma tendência do solo de retornar à condição inicial, a saber, àquela da floresta madura (controle),

⁶ e_i = Erro estimado

(Anexos VII, VIII e Figura 4). Portanto, após algumas décadas de pousio os solos retornaram à fertilidade da floresta madura, que é muito baixa, com V% abaixo de 10% e m% (saturação por alumínio) acima de 80% (Anexos VII, VIII e Figura 4). As exceções são os teores de P, M.O. e a CTC, significativamente superiores nas áreas maduras (Anexos VII e VIII). Desta forma, o papel do pousio não seria o de fazer a fertilidade do solo supostamente suprimida durante as fases agrícolas do SAI quilombola retornar à condição da floresta madura. Neste caso, como veremos à frente, o pousio teria o papel de assegurar a manutenção do estoque de nutrientes do complexo solo/vegetação (Figura 8).

Figura 8 – Esquema de ciclagem de nutrientes e da água do complexo solo/vegetação (adaptado de Kricher, 1997).

É amplamente conhecido que a maioria dos solos sob as florestas tropicais, cujo clima apresenta médias altas de temperatura e pluviosidade, têm condições de alta

acidez devido ao alto grau de intemperização e dos processos de erosão, de escoamento superficial e de lixiviação (Sanchez & Logan, 1992; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). Esta condição levaria à sua degradação por danificar a sua estrutura e promover a desestabilização dos polímeros metálicos. Além disso, estas condições levariam à perda de sílica e de bases, e ao aumento na concentração de óxidos e hidróxidos de Al, Fe, Mn e Ti nestes solos (Sanchez & Logan, 1992; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.).

De fato, os solos das áreas de floresta madura deste estudo apresentaram estas características gerais descritas acima para os solos tropicais. Os valores médios do pH (4,1), das concentrações de Al (64,2 mmolc/Kg) e da soma de bases (10,6 mmolc/Kg) na profundidade de até 10 cm (Anexo VII e Figura 3 e 4) favoreceriam a degradação, diminuindo a fertilidade e a estrutura do solo (Sanchez & Logan, 1992; Ribeiro Filho et al., 2013). Isto é corroborado pelo fato destes solos apresentarem valores médios de saturação por base e por alumínio que indicam um status de fertilidade oligotrófico. Além disso, a menor quantidade de argila (Figura 6, Anexos VII e VIII) corroboraria o fato de estes solos apresentarem-se num processo de degradação (Sanchez & Logan, 1992; Ribeiro Filho et al., 2013). Estes valores das áreas controle foram significativamente diferentes para a maioria daqueles obtidos para as classes de idade de pousio do SAI quilombola (Anexo VIII).

Contudo, estes mesmos solos-controle apresentaram concentrações de P, CTC e M.O. relativamente maiores do que os das áreas em pousio (Anexo VIII). Estes resultados sugerem que o processo de degradação (descrito acima) que estaria ocorrendo nos solos destas florestas, poderia estar sendo mitigado pela presença de uma maior concentração da M.O. (Murty, 2002; Magdoff & Weil, 2004; Lal, 2005; Aweto, 2013; Ribeiro Filho et al., 2013). Níveis maiores de M.O. estão associados com a redução da erosão e do escoamento superficial, ao aumento da estabilidade dos

macroagregados e à ciclagem dos nutrientes, além da melhoria na infiltração, no movimento e na retenção de água (Weil & Magdoff, 2004). A concentração média de 90 g/kg de M.O. na camada de 10 cm dos solos da floresta madura está bem acima da faixa de 10 a 40 g/kg encontrada em solos agricultáveis, ou seja, considerados aptos dentro do modelo convencional de agricultura (Weil & Magdoff, 2004). Os solos das áreas em pousio estudadas aqui apresentaram médias do teor de M.O. superiores à faixa agricultável, apesar de significativamente inferiores aos da floresta madura (Anexos VII e VIII, Figura 5).

Como os solos tropicais são constituídos, geralmente, por argilas de baixa atividade (cauliníticas), o outro elemento constitutivo da CTC, a M.O., pode determinar mais do que 50% do valor da mesma (Nye & Greeland, 1960; Stroomgaard, 1988; Magdoff & Weil, 2004). Como se verificou neste estudo, os valores da CTC das áreas em pousio e da floresta madura acompanharam os valores da M.O. destes mesmos solos (Figura 5). O teor de P maior nas áreas de floresta (controle) também pode ser interpretado com o mesmo paralelismo entre a CTC e a M.O., pois o P orgânico, o qual representa 50 % do P Total (Ewel, 1986), é uma fonte importante na recomposição deste elemento na solução dos solos altamente intemperizados. Além disso, o maior porte da vegetação da floresta madura recupera maior quantidade de P lixiviado das camadas mais profundas, devido ao maior porte do extrato arbóreo e, conseqüentemente, do comprimento das raízes (Adepetu & Corey, 1976, 1977; Tiessen et al., 1984; Szott & Palm, 1996).

Assim como se verificou na meta-análise realizada por Ribeiro Filho et al. (capítulo 3.1.), neste estudo os impactos do SAI são menores nas camadas inferiores do solo (5 e 10 cm). As alterações do pH, dos macronutrientes e da M.O. foram significativamente maiores na camada superficial (1 cm) (Anexos VII e VIII).

Nas áreas em pousios de diferentes classes de idades os solos apresentaram um status crescente de sua fertilidade até aproximadamente 15 anos e decrescente deste período até 55-60 anos (Figura 4). As áreas com pousios de até cinco anos apresentaram valores médios de pH significativamente diferentes em relação às demais classes estudadas, com exceção da classe de 30 anos (Anexo VIII). Este resultado está de acordo com os dados clássicos da literatura (Nye & Greeland,, 1960; Juo & Manu, 1996; Kleinman et al., 1995; Ribeiro Filho et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.), ou seja, o SAI promove uma alteração da acidez nos solos submetidos ao sistema. As áreas contidas nas classes entre 10-15 anos apresentaram os maiores valores médios para o pH, significativamente diferentes para as demais classes, com exceção da de 20-25 anos (Anexo VIII). A classe de 55-60 anos apresentou valores médios sem diferença significativa com relação às classes adjacentes (30 e 150 anos). Portanto, o SAI quilombola altera a acidez dos solos agricultados, mas principalmente durante a fase de pousio, isto porque o estudo diacrônico realizado sobre este sistema mostrou que durante a conversão não houve mudanças significativas na acidez destes solos (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.).

Considerando as outras variáveis relacionadas à fertilidade dos solos (P, bases, Al, SB, V%, m%, CTC, C.O. M.O.), somente o P, CTC, C.O. e M.O. apresentaram uma dinâmica inversa àquela do pH, para as diferentes classes de pousio (Anexos VII e VIII). Para os valores médios do P, as cinco classes de pousio somente apresentaram diferenças significativas em relação à classe 150 anos (floresta madura) e com médias semelhantes entre si. Este resultado foi equivalente para a CTC e M.O. (Anexo VIII). Como discutido acima para a classe 150 anos (controle), estas variáveis estariam associadas ao teor de M.O. do solo, a qual tem apresentado valores maiores na floresta madura. Ademais, estes resultados estão de acordo com outros estudos que avaliaram o

estoque de nutrientes de áreas em pousio, considerando os componentes solo e vegetação separadamente, que mostraram que havia uma maior quantidade de P nos solos da floresta, do que no compartimento vegetação (Szott & Palm, 1996; Szott et al., 1999; Johnson et al., 2001).

Por outro lado, para as variáveis relacionadas às bases (K, Ca, Mg, Al), as cinco classes de pousio apresentaram resultados equivalentes àqueles do pH (Anexos VII e VIII). Estes também são resultados clássicos encontrados na literatura especializada (Nye & Greeland, 1960; Juo & Manu, 1996; Kleinman et al., 1995; Ribeiro Filho et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). E, assim como no pH, as principais mudanças no solo não ocorreram durante a fase de conversão do SAI quilombola (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Ocorreriam a partir da classe de pousio 0-5 anos, sendo que os solos das áreas com 10-15 anos de pousio apresentaram o melhor status de fertilidade em relação às demais classes. Contudo, não há diferenças significativas de fertilidade entre os solos das classes de pousio 10-15 e 20-25 anos (Anexo VIII, Figura 4). Desta forma, os solos das áreas em pousio entre 10 e 25 anos apresentaram a melhor condição de fertilidade sob o ponto de vista agrônômico. Este resultado é corroborado pela ACP, que mostrou a discriminação entre áreas mais férteis e menos férteis, colocando as áreas em pousio na primeira categoria e as áreas de floresta na última (Figura 7). Seria, então, este o tempo de pousio ideal para o SAI quilombola? Para responder a pergunta, vamos analisar se o solo seria o único componente a garantir a estabilidade do SAI.

4.2. Qual a importância do complexo solo/vegetação para a avaliação da estabilidade do SAI?

A restauração da fertilidade do solo é a função mais importante do pousio no SAI, de acordo com a literatura (Conklin, 1961; Nye & Greeland, 1960; Kleinman et al.,

1995; Juo & Manu, 1996; Aweto, 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 2.2.). Contudo, o pousio no SAI depende principalmente de processos ecológicos naturais, que estão intrinsicamente relacionados à sucessão ecológica da vegetação (Kleinman et al., 1995). Portanto, estes dois componentes (solo e vegetação) estão fortemente relacionados e exercem efeitos recíprocos entre si (Aweto, 2013). Para uma árvore, por exemplo, o solo, além de servir como sustentação, possibilitando a fixação de suas raízes, disponibiliza água e nutrientes essenciais para a sua sobrevivência. Por sua vez, a planta modifica o solo com o passar do tempo através da decomposição da serrapilheira produzida por ela, e do aprisionamento de poeiras e aerossóis da atmosfera (Aweto, 2013).

Nas florestas tropicais, a dinâmica de nutrientes entre o solo e a vegetação (ciclagem) (Figura 8) apresenta um ciclo fechado e eficiente, de tal forma que a perda de nutrientes é mínima. Um dos aspectos fundamentais que garante a eficiência desta dinâmica é a presença do manto de raízes sobre o solo infestado de micorrizas, que decompõe rapidamente o material morto produzido pela floresta (Vitousek, 1986; Jordan, 1985; Aweto 2013 pg 33). Desta forma, a estabilidade do SAI, sob o ponto de vista da dinâmica de nutrientes, estaria garantida mais em função do estoque total de nutrientes do ecossistema (complexo solo/vegetação) do que dos ganhos líquidos do solo após um ciclo do sistema (Kleinman et al., 1995; Juo & Manu, 1996).

Os fatores responsáveis pela saída de nutrientes do complexo estão restritos principalmente às fases de conversão e cultivo do SAI (Ribeiro Filho et al., 2013), porém pode haver perda ainda no início da fase de pousio (Nye & Greenland, 1960; Kleinman et al., 1995). Na fase da conversão, o fogo tem sido considerado o principal fator de desestabilização do SAI (Ribeiro Filho et al., 2013). Contudo, para o SAI quilombola, o estudo diacrônico realizado paralelamente a este trabalho mostrou que

não houve alteração significativa no status de fertilidade dos solos das áreas de roças experimentais após o uso do fogo (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). No mesmo estudo, demonstrou-se que os fatores responsáveis pela saída de nutrientes do complexo solo/vegetação na fase de cultivo não seriam suficientes para desestabilizar o sistema (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.).

A estrutura das capoeiras (vegetação secundária) das áreas em pousio deste estudo apresentou características comuns àquelas revisadas por Brown & Lugo (1990). Entre tais características, destacam-se o maior número de indivíduos arbóreos com DAP < 10 cm e altura média em torno de 5 m (Gomes et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Os estoques de biomassa nos componentes caule e tronco grosso das vegetações deste estudo corresponderam a 81% da biomassa epígea total (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.), muito próximo dos valores encontrados para áreas na Amazônia com o mesmo nível de biomassa estimada (Uhl & Jordan, 1984; McGrath, 1987; Johnson et al., 2001; Sampaio et al., 2003).

Esta fração de 81% é queimada apenas superficialmente durante a conversão (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.) (Figura 9), e seria determinante no modelo do SAI quilombola. Isto porque estes componentes da biomassa possuem os maiores estoques de nutrientes quando comparados às folhas e caules finos, que são completamente consumidos pelo fogo (Kauffman et al., 1993, 1995, Kauffman, 2003; Johnson et al., 2001).

Portanto, a cada ciclo de SAI quilombola aproximadamente 20% da biomassa da vegetação epígea têm seus nutrientes desmobilizados (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). A maior parte do material restante derrubado e não queimado (de 60 a 80% da biomassa total, representado por material chamuscado – coivara – mais troncos e galhos com DAP acima de 5-10 cm e raízes) é mantido no solo da área sob cultivo e o posterior

pousio, como mostram os resultados de outros estudos (Denevan, 1971; McGrath, 1987; Fearnside et al., 1998; Graça et al., 1999; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014).

Figura 9 – Resíduos não queimados da vegetação da área PCC7, cuja queima apresentou alta eficiência (Tabela 1; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.).

Assim, a queima da vegetação no SAI geralmente disponibiliza, de imediato, somente uma pequena fração dos nutrientes fixados no total da biomassa epígea, que corresponde a 15 - 18% do total da biomassa derrubada (Ewell et al., 1981; Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Johnson et al., 2001; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003; Thomaz et al., 2014). O restante será decomposto num processo lento, que pode levar de 5 a 20 anos (Jordan, 1985; Proctor, 1989. Aweto, 2013), como verificado aqui no SAI quilombola. A velocidade deste processo dependerá da estrutura e da composição da vegetação derrubada; do tipo, estrutura e textura do solo; da topografia; do tipo de manejo; e da zona ecológica na qual está estabelecido o SAI (Andriesse & Schelhaas, 1987a, b; Brown & Lugo, 1990; Sanchez & Logan, 1992).

Como mostraram os resultados deste estudo, os solos, no momento da conversão, se encontravam com seu status alterado e potencializado em relação aos da mata madura, devido à fertilização (mulch), produto da decomposição e da mineralização lenta da biomassa não queimada da roça anterior (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.). A Figura 10 apresenta a relação entre a evolução da fertilidade dos solos nas diferentes classes de idade de pousio e a biomassa epígea estimada para as mesmas

classes. Os solos nas fases iniciais da regeneração da vegetação (0-5 anos) apresentam-se com uma fertilidade próxima àqueles da classe de 30 anos, com as classes entre 10 e 25 anos apresentando o melhor status de fertilidade. Na faixa de 30 anos de pousio, ca. 70% dos nutrientes estão na biomassa e o restante no solo, este com status de fertilidade relativamente maior daquele das áreas de 55 anos de pousio. Estes resultados são compatíveis com trabalhos que acompanharam a dinâmica de nutrientes em solos submetidos ao SAI (Szott e Palm, 1996; Johnson et al., 2001).

Figura 10 – Ciclo do SAI quilombola realizado em vegetação secundária, mostrando as variações na quantidade e percentual de biomassa, e saturação por bases (V%).

O estudo de Szott e Palm (1996) é um dos poucos trabalhos que avaliaram de forma diacrônica o estoque de nutrientes do complexo solo/vegetação de áreas em pousio do SAI, durante 53 meses de pousio. Contudo, no delineamento do estudo, foi retirado o material não queimado (troncos, galhos grossos) das áreas experimentais. Os resultados mostram que houve um ganho líquido de P e N, porém perda das bases, principalmente Ca e Mg, no estoque do complexo solo/vegetação. Os autores verificaram que as perdas dos macronutrientes foram significativas no compartimento solo nos primeiros oito meses de regeneração da vegetação. A partir de 17 meses

iniciou-se uma elevação de C e P e a estabilização das bases. Após 53 meses de pousio, o N apresentou uma elevação significativa no solo. Para o compartimento vegetação, os nutrientes foram aumentando sua concentração com o passar do tempo. As raízes compreendiam de 15 a 30 % do total de nutrientes estocados na vegetação. Com isso, os autores concluíram que há uma significativa entrada de nutrientes no sistema, determinados por processos atmosféricos, deposição por intemperização mineral, recuperação dos nutrientes dos subsolos, e transformações químicas do P e fixação do N_2 .

No SAI quilombola, o status de fertilidade do solo é baixa em pousios muito longos (Figura 10) e, portanto, os processos descritos acima são fundamentais para a continuidade de produção de biomassa, que é o principal componente de estoque de nutrientes no sistema. Contudo, a entrada de nutrientes nos solos nos primeiros 10-15 anos de pousio no SAI quilombola, além de ter como fonte os processos descritos por Szott e Palm (1996) - processos atmosféricos, deposição por intemperização mineral, recuperação dos nutrientes dos subsolos, e transformações químicas do P e fixação do N_2 . - está relacionada com a decomposição do material não queimado e sua consequente fertilização (mulch). Caso fossem somente os processos descritos por Szott e Palm (1996) que estivessem atuando, a fertilidade do solo não começaria a diminuir a partir dos 25 anos de pousio, coincidindo com o período em que o material não queimado provavelmente foi quase totalmente decomposto (Figura 10) (Jordan, 1985; Proctor, 1989; Aweto, 2013).

Desta forma, o SAI quilombola, o qual está estabelecido há muitas décadas principalmente em áreas de vegetação secundária (Pedroso-Junior et al., 2008; Adams et al., 2013), realiza ciclos de aproximadamente 25-30 anos, os quais apresentam boa disponibilidade de biomassa (ca. 140 Mg/ha) e um solo com condições de fertilidade

bem mais adequada sob o ponto de vista agrônomo do que aqueles sob a floresta avançada/madura adjacente. Desta forma, este sistema agrícola manipula uma quantidade de nutrientes relativamente elevada do complexo solo/vegetação, quantidade esta que pode possibilitar que a vegetação apresente uma estrutura mais complexa (Gomes et al., 2014) e, portanto mais resiliente às perturbações naturais e antropogênicas (Kleinman et al., 1995; Juo & Manu, 1996; Chazdon, 2013). Além disso, o SAI quilombola não depende de uma queimada de alta eficiência, protegendo o solo de altas temperaturas e riscos de queimadas descontroladas (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). Estas condições permitem a sustentabilidade agrônoma e ecológica para o SAI quilombola, com ciclos de pousio entre 30 e 55 anos.

A partir destes resultados, apresentamos nossa definição de pousio para o SAI quilombola, a qual abrange o complexo solo/vegetação: a função do pousio é garantir a manutenção do *pool* de nutrientes do complexo solo/vegetação. Desta forma, dependendo das variáveis independentes da área (Tabela 1), o pousio pode apresentar processos mais voltados para o solo, para a vegetação ou para ambos. No exemplo do SAI quilombola, o pousio mantém o *pool* de nutrientes, o qual é garantido com o processo de sucessão ecológica, depois de terem sido parcialmente mobilizados com a derrubada e queima de parte da vegetação. O processo desta dinâmica e a reciclagem dos nutrientes apresentam, como um componente fundamental oriundo do tipo de manejo adotado pelos quilombolas, a decomposição lenta da biomassa não queimada e consequente fertilização do solo (mulch). Desta forma, o solo deste sistema não apresenta a função de estoque de nutrientes (que estão estocados no material derrubado e não queimado, nas raízes e na vegetação), como tem sido considerada, de forma geral, a principal função do pousio em outros SAIs (Aweto, 2013). No caso quilombola, esta função recai sobre a vegetação. Com isso, a vegetação diminui o potencial de

degradação de solos distróficos, diminuindo sua erosão, suprindo-o de M.O., e garantindo a manutenção de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Ribeiro Filho et al., 2013). Por sua vez, o solo com maior fertilidade garante quantidades maiores de biomassa no ecossistema (Kleinman et al., 1995; Juo & Manu, 1996).

Entre as tipologias dos SAIs existentes há aquelas que se utilizam do processo de decomposição do material botânico derrubado para a fertilização (*mulch*) do solo, sem o uso do fogo (Tabela 1). Segundo Thurston (1997), o sistema de derrubada e decomposição/fertilização (*slash/mulch system*) tem origem nas Américas, consistindo da derrubada da vegetação de uma área da floresta, com o plantio realizado sobre o material em decomposição/fertilização (*mulch*) resultante, antes e depois do corte. O autor considera este processo de *mulch* superior ao do fogo como fonte dos nutrientes mobilizados da vegetação. Jordan (1989), em estudo realizado na floresta tropical da Amazônia venezuelana, apesar de concordar com o papel do fogo, suspeitou que fosse a decomposição do material botânico não queimado deixado sobre o solo a responsável por sustentar a fertilidade durante o ciclo de cultivo de três anos do SAI estudado.

Ademais, como uma alternativa ao uso do fogo, estudos passaram a avaliar o *mulch* em modelos agrícolas originalmente de *slash-and-burn* (corte-e-queima) (Kato et al., 1999; Sommer et al., 2004; Denich et al., 2005; Reichert et al., 2014). Um dos problemas encontrados nestas avaliações refere-se ao tempo mínimo necessário para que a decomposição libere quantidade suficiente de nutrientes para suportar 1-2 ciclos de cultivo após a conversão (Kato et al., 1999). O uso de tratores foi sugerido para picar o material derrubado para diminuir o tempo de decomposição (Reichert et al., 2014). Contudo, o uso de máquinas agrícolas, mesmo simples e de baixo custo, é econômica e fisicamente restritivo ao SAI (Nye & Greeland, 1961). A resistência dos agricultores a

uma alternativa do uso do fogo também foi relatado como um problema de difícil solução (Denich et al., 2005).

A sequência do modelo *slash/mulch* é do corte da vegetação à decomposição/fertilização do solo, com o plantio realizado antes e depois da derrubada (Thurston, 1997; Abadin et al., 2002; Pauli et al., 2011, Aweto, 2013). Diferentemente, no *Mulch-Slash-Burn* do SAI quilombola, o *mulch* ocorre durante o pousio e não durante a conversão/cultivo dos sistemas descritos acima. Esta diferença propicia que um novo ciclo do SAI encontre o solo fertilizado (*mulch*) e, que após o corte da vegetação (*slash*), a queima (*burn*) não seja responsável por uma perda significativa dos nutrientes, como explicado acima.

4.3. A sustentabilidade do modelo do SAI quilombola

O conceito de sustentabilidade na agricultura pode ser definido como a habilidade de um agroecossistema manter a produção ao longo do tempo em face dos limites ecológicos de longo prazo e das pressões socioeconômicas (Altieri & Anderson, 1986). Portanto, a agricultura sustentável deve ser economicamente viável, socialmente aceitável e apresentar robustez ecológica (Conway, 1987; Kleinman et al., 1995). Neste trabalho, assim como em Kleinman et al. (1995), consideramos principalmente a sustentabilidade ecológica do SAI quilombola.

Os trabalhos de Pedroso-Junior (2008), Ianovali (2015) e Ribeiro Filho et al., (capítulo 3.1.) apresentam uma descrição detalhada da forma como o SAI é praticado pelas comunidades quilombolas de São Pedro e Pedro Cubas de Cima. As características que o diferenciam do modelo conceitual básico apresentado por Aweto (2013) são a quantidade de biomassa que é queimada (a eficiência do fogo), e o papel da decomposição do material não queimado (Figura 11). Ao queimar aproximadamente

20% da biomassa, o sistema desmobiliza uma pequena fração do seu estoque de nutrientes. Ao não retirar das áreas agrícolas o material botânico não queimado, o SAI quilombola está garantindo a manutenção de 80% da biomassa no sistema, a qual será lentamente decomposta e absorvida pelo solo, que por sua vez a disponibiliza para a vegetação em regeneração na fase do pousio. Com isso, os processos relacionados à saída dos nutrientes do sistema (erosão, lixiviação) são mitigados e, por outro lado, os agricultores tem acesso a um solo com status de fertilidade muito superior àquele das florestas adjacentes (Figura 11). Sendo assim, o SAI quilombola pode ser considerado um sistema de *slash-mulch*, de acordo com a tipologia proposta por Aweto (2013), discutida no início do artigo, similar ao que vem sendo praticado por agricultores da costa Pacífica, e sendo registrado pela primeira vez na costa Atlântica.

O SAI quilombola é uma estratégia adaptativa que propicia uma alta eficiência na conservação do estoque de nutrientes do complexo solo/vegetação, além de melhorar o status da fertilidade do solo nas áreas de vegetação secundária onde se pratica a agricultura. Além disso, o requisito de baixa pressão demográfica para se manter o equilíbrio entre a entrada e a saída de nutrientes do complexo solo/vegetação está sendo respeitado no SAI quilombola, o qual mantém aproximadamente quatro (4) habitantes/Km² (Santos & Tatto, 2008), muito abaixo dos 30 habitantes/ Km² considerados como ideal em condições de 50 a 70% de ocupação de um território florestal com produtividade primária média (em torno de 500 Mg/ha de biomassa) (Nye & Greenland, 1960; Boserup, 1989; Kleinman et al., 1995; Altieri, 1999; Mazoyer & Rodart, 2010). No caso das populações quilombolas, a taxa de uso e ocupação da matriz florestal dos seus territórios não ultrapassa 10% (Munari, 2010; Adams et al., 2013), e a taxa de crescimento demográfico é baixa (Santos & Tatto, 2008).

principal agente na dinâmica dos nutrientes entre o solo e a vegetação e, sim, a decomposição do material não queimado durante o pousio.

Figura 12 – Acima – Modelo da dinâmica de fertilidade do SAI (Adaptado de Kleinman et al., 1995). Abaixo – Modelo da dinâmica do SAI quilombola (Linha horizontal = Média).

Portanto, o modelo do SAI quilombola obedece às condições do Modelo de Equilíbrio do SAI proposto por Juo & Manu (1996), a saber: (1) o tamanho da área de cultivo é suficientemente pequeno e envolto por uma vasta área de vegetação de floresta madura (ver Tabela 1 e texto acima); (2) a fase de cultivo é mantida abaixo de dois anos (ver Tabela 1); (3) o pousio é mantido suficientemente longo. Para esta última condição, o estudo diacrônico realizado paralelamente a este estudo, comparou os impactos do SAI quilombola realizado em áreas de vegetação secundária com idades de pousio de 10 e 25-30 anos (Ribeiro Filho et al., capítulo 3.1.). A escolha da primeira

idade de pousio seguiu a legislação que regulamenta estas práticas (Lei da Mata Atlântica de 2006 - Lei Federal 11.428/Decreto Federal 6.600/2008 - Brasil, 2006,2008), e a segunda acompanhou o conhecimento tradicional das populações quilombolas. Os dois métodos de estudo do SAI quilombola (diacrônico e sincrônico) concluíram que o pousio acima de 25-30 anos é suficientemente robusto em termos ecológicos para manter sua estabilidade.

Por fim, a manutenção da estabilidade do complexo solo/vegetação do SAI é determinada pelas variáveis dependentes e independentes (Kleinman et al., 1995). O tempo de pousio é a variável independente determinante para a manutenção da estabilidade. O modelo para a determinação do tempo de pousio obtido por este estudo apresenta um conjunto de variáveis, sugerindo que ao se avaliar a dinâmica do complexo solo/vegetação em SAIs realizados nos remanescentes de Mata Atlântica do Vale do Ribeira deve-se considerar: o número de ciclos de cultivo e a topografia, que são as variáveis independentes consideradas como os principais vetores condicionantes de perda de nutrientes do complexo solo/vegetação (Sampaio et al., 2003; Johnson et al., 2001; Ribeiro Filho et al., 2013; Ribeiro Filho et al., capítulo 3.2.); a biomassa, que comporta, juntamente com as variáveis do solo (pH, P, CTC e Al), o *pool* de nutrientes que poderão ser manipulados no SAI.

5. Conclusão

O SAI quilombola é como uma variante do modelo básico proposto por Aweto (2013). No sistema quilombola, a manutenção dos nutrientes no complexo solo/vegetação se dá a partir de uma dinâmica raramente descrita na literatura especializada. A saber, a desmobilização dos nutrientes do compartimento vegetação,

para a disponibilização agrícola, teria o fogo como um agente relevante, porém somente numa fase inicial da prática do SAI quilombola. Após a abertura das áreas de floresta madura, o ciclo do SAI passa a se estabelecer com a itinerância em áreas de vegetação secundária. Nesta fase, o fogo passa a ter uma eficiência menor, de tal forma que a biomassa não queimada passaria a ser disponibilizada no sistema lentamente, principalmente no decorrer do pousio (Figura 11), conforme demonstrado neste estudo.

Os resultados deste estudo possibilitam aceitar a hipótese 1, concluindo que a fase de pousio restabelece as condições das propriedades do solo alteradas nas fases de conversão e cultivo do SAI quilombola. Além disso, os resultados sugerem que o período médio de pousio mais adequado (número de anos) para manter a fertilidade do solo e garantir a sustentabilidade do SAI quilombola em áreas de mata atlântica no Vale do Ribeira (SP), do ponto de vista científico, está entre 30 e 55 anos, portanto, acima dos quinze anos considerado na segunda hipótese.

Como os agricultores quilombolas defendem um tempo de pousio semelhante ao sugerido pelos resultados deste estudo, e o SAI quilombola enquadra-se no Modelo de Equilíbrio proposto por Juo & Manu (1996), apresenta-se como um modelo sustentável em relação à manutenção dos nutrientes no complexo solo/vegetação. Portanto, os dados obtidos sobre os impactos do SAI quilombola sobre o solo de remanescente de mata atlântica no Vale do Ribeira (SP, Brasil) concordam com o conhecimento tradicional destas populações, que considera que o ciclo ideal de pousio para as roças deve ser de 25-30 anos, e não até 10 anos como previsto em lei.

6. Referências

- Abadín, J., González-Prieto, S.J., Sarmiento, L., Villar, M.C., Carballas, T. 2002. Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the high tropical *Andes*. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 1739-1748.
- Adams, C., Chamlian Munari, L., Van Vliet, N., Sereni Murrieta, R.S., Piperata, B.A., Futemma, C., Novaes Pedroso, N., Santos Taqueda, C., Abrahão Crevelaro, M., Spressola-Prado, V.L., 2013. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). *Human Ecology* 41, 119–137. doi:10.1007/s10745-012-9529-9
- Adams, C., 2000. As roças e o manejo da mata atlântica pelos caiçaras: uma revisão. *Interciencia* 25, 143–150.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19- 31.
- Altieri, M.A., Anderson, K., 1986. An ecological basis for development of alternative agricultural systems for small farms in the Third World. *Am. J. Alternative Agric.*, 1, 30-38.
- Andriesse, J, Schelhaas, R.M., 1987a. A Monitoring Study of Nutrient Cycles in Soils Used for Shifting Cultivation under Various Climatic Conditions in Tropical Asia . II . Nutrient Stores in Biomass and Soil--Results of Baseline Studies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 285–310.
- Andriesse, J., Schelhaas, R., 1987b. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 311–332.
- Adepetu, J.A., Corey, R.B., 1977. Changes in N and P availability and P fractions in Two soils from Nigeria under shifting cultivation. *Plant and Soil*, 46, 309-316.
- Adepetu, J.A., Corey, R.B., 1976. Organic phosphorus as a predictor of plant-available phosphorus in soils of southern Nigeria. *Soil Sci.*, 122, 159-164.
- Aweto, A.O. 2013. Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic. CABI, London, UK.
- Barbosa, J.M., Melendez-Pastor, I., Navarro-Pedreño, J., Bitencourt, M.D., 2014. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 88, 91–100. doi:10.1016/j.isprsjprs.2013.11.019
- Barrios, E., 1997. Managing nutrients in the Orinoco floodplain. *Nature and Resources* 32, 15–19.
- Barrios, E., Herrera, R., Valles, J.L., 1994. Tropical floodplain agroforestry systems in mid-Orinoco River basin, Venezuela. *Agroforestry Systems* 28, 143–157. doi:10.1007/BF00704826
- Beets, W.C., 1990. Raising and Sustaining Productivity of Smallholder Farming Systems in the Tropics: A Handbook of Sustainable Agricultural Development. Publishing, Alkmaar, Netherlands.
- Bellwood, P. 2005. First Farmers – The Origins of Agricultural Societies. Blackwell Publishing, UK.
- Bolker, B.M., 2008. Ecological models and data in R. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Boserup, E. 1989. Evolução agrária e pressão demográfica. Hucitec/Polis, São Paulo, Brasil.

- Brasil. Leis, decretos, etc. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**: regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm>. Acesso em: 02 ago. 2012.
- _____. 1998. Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de São Pedro, no Vale do Ribeira-SP. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, São Paulo, Brasil.
- _____. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006: dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma da Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm>. Acesso em: 02 ago. 2012.
- Brown, Sandra; Lugo, A.E., 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 1–32.
- Bruun, T.B., de Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Southeast Asia: carbon storage and soil quality. *Human Ecology* 37, 375–388.
- Cairns M., Garrity, D.P. 1999. Improving shifting cultivation in Southeast Asia by building on indigenous fallow management strategies. *Agrofor Syst* 47, 37–48
- Camargo, O.A., Moniz, A.C., Jorge, J.A., Valadares, J.M.A.S., 2009. Métodos de análise química, mineralógica e física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Instituto Agronômico, Campinas, BR, p. 77
- Carvalho, M.C.P. 2006. Bairros negros do Vale do Ribeira: do “escravo” ao “quilombo”. Tese de doutorado. Campinas, São Paulo, BR.
- Chidumayo, E.N., 1987. A shifting cultivation land use system under population pressure in Zambia. *Agrofor. Syst.* 5, 15-25.
- Colfer, C.J.P., 1991. Toward sustainable agriculture in the humid tropics. Building on Trop Soils experience in Indonesia. *Trop Soils Bulletin* No. 91–92. Soil Management Collaborative Research Support Program. North Carolina State University, Raleigh, USA, p. 86.
- Conklin, H.C. 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2, 27-61
- Conway, G.R., 1985. Agroecosystem analysis. *Agricultural Administration* 20, 31–55. doi:10.1016/0309-586X(85)90064-0
- Denevan W R and Padoch C 1987 Swidden-Fallow Agroforestry in the Peruvian Amazon. *Advances in Economic Botany*. NY Botanical Gardens, NY, USA.
- Denevan, W. M. 1971. Campa subsistence in the Gran Pajonal, Eastern Peru. *Geographical Review*, 61, 496-518.
- Denich, M., Vlek, P., Deabreusa, T., Vielhauer, K., Lucke, W., 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 43–58. doi:10.1016/j.agee.2005.05.005
- Embrapa. 1997. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2ª Ed., Brasil.
- Ewel J.J., 1986. Designing agricultural ecosystems for the humid tropics. *Annu Rev. Ecol System*, 17, 245–271..
- Ewel, J.J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J., 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. *Ecology* 62, 816–829.

- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 147–166.
- fertility of soils in the tropics, in: R. Lal and P. A. Sanchez (Eds.). *Myths and science of soils of the tropics*. Soil Science Society of America special Publication no. 29.
- Funakawa, S., Tanaka, S., Kaewkhongkha, T., Hattori, T., Yonebayashi, K., 1997. Physicochemical properties of the soils associated with shifting cultivation in Northern Thailand with special reference to factors determining soil fertility. *Soil Science and Plant Nutrition* 43, 665–679. doi:10.1080/00380768.1997.10414792
- Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo. 2003. Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de Pedro Cubas de Cima. Município de Eldorado-SP. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, São Paulo, Brasil.
- Futemma, R.T.F.; Munari, L.C.; Adams, C. In press. The Afro-Brazilian collective land: analyzing institutional changes in the past 200 years. *Latin American Research Review*.
- Gafur, A., Borggaard, O. K., Jensen, J. R., & Petersen, L. (2000). Changes in soil nutrient content under shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Danish Journal of Geography*, 100, 37–46.
- Gomes, E.P.C., Sugiyama, M., Adams, C., Prado, H.M., Oliveira Junior, J.F., 2013. A sucessão florestal em roças em pousio : a natureza está fora da lei ? The forest succession in fallow fields : is nature against law ? *Sci. For.*, Piracicaba 41, 343–352.
- Graça, P.M.L.A., Fearnside, P.M., Cerri, C.C. 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *For. Ecol. Manag.*, 120, 179-191
- Greenland, D.J., 1975. Bringing the Green Revolt itioii to the Shifting Cultiv rator. *Science* 190, 841–844.
- Ianovali, D. 2015. A agricultua quilombola no Vale do Ribeira – SP: comparação entre as agriculturas itinerante e permanente. Mestrado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Escola Superior Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, BR.
- ITESP, 2003. Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de Pedro Cubas de Cima. Município de Eldorado-SP. : Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania São Paulo, BR, p. 43
- Ivanauskas, N.M., Miashike, R.L., Godoy, J.R.L., Souza, F.M, Kanashiro, M.M., Mattos, I.F.A., Toniato, M.T.Z., Franco, G.A.D.C., 2012. A vegetação do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 12, p. 147-177.
- Johnson, C.M., Vieira, I.C.G., Zarin, D.J., Frizano, J., Johnson, A.H., 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. *Forest Ecology and Management* 147, 245–252. doi:10.1016/S0378-1127(00)00466-7
- Jordan, C. F. 1989. *An Amazonian Rain Forest. The Structure and Function of a Nutrient Stressed Ecosystem and the Impact of Slash-and-Burn Agriculture*. Man and Biosphere Series, Vol. 2. Paris and Parthenon Pub. Group, Lancashire, UK.

- Jordan, C.F., 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. Wiley, New York, USA.
- Juo, A., Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.
- Kang, B.T., 1993. Alley cropping: past achievements and future directions. *Agrofor. Syst.* 23, 141–155.
- Kato, M.S., Kato, O., Denich, M., Vlek, P.L., 1999. Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field Crops Research* 62, 225–237. doi:10.1016/S0378-4290(99)00021-0
- Kauffman, J., 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176, 1–12. doi:10.1016/S0378-1127(02)00227-X
- Kauffman, J.B., Cummings, D.L., Ward, D.E., Abbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: I. Biomass, nutrients pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, 104, 397–408.
- Kauffman, J.B., Sanford, R.L., Cummings, D.L., Salcedo, I.H., Sampaio, V.S.B., 1993. Biomass and Nutrient Dynamics Associated with Slash Fires in Neotropical Dry Forests. *Ecology* 74, 140–151.
- Khatounian, Carlos Armênio. 2001. *A reconstrução ecológica da agricultura*. Botucatu: Agroecológica.
- Kleinman, P.J., Pimentel, D., Bryant, R.B. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52, 235–249.
- Kricher, J.C. *A neotropical companion: an introduction to the animals, plants, and ecosystem of the New World tropics*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Long, C.L., Zhou, Y. 2001. Indigenous community forest management of Jinuo people's swidden agroecosystems in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 10, 753–767.
- McGrath, D.G., 1987. The role of biomass in shifting cultivation. *Human Ecology* 15, 221–242. doi:10.1007/BF00888381
- Magdoff, F., Weil, R., 2004. *Soil organic matter in Sustainable Agriculture*, First. ed. CRC Press LLC, Washington.
- Manly, B. F. J. 2009. *Statistics for Environmental Science and Management*. Chapman & Hall/CRC, New York, USA.
- Mazoyer, M., Roudart, L. 2010. *História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea*. UNESP, São Paulo, Brazil.
- McGrath, D.G., 1987. The role of biomass in shifting cultivation. *Human Ecology* 15, 221–242. doi:10.1007/BF00888381
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Lam, N.I., Vien, T.D. 2009. Swidden change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. *Hum.Ecol.* 37, 259–264.
- Mertz, O. 2002. The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry Systems* 55, 149–159.
- Moran, E.F., 1981. *Developing the Amazon*. Indiana University Press, Bloomington, USA, p. 292.

- Munari, L.C., 2009. *Memória Social e Ecologia Histórica: A Agricultura de Coivara das Populações Quilombolas do Vale do Ribeira e sua Relação com a Formação da Mata Atlântica Local*. Universidade de São Paulo.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology* 8, 105–123. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x
- Nazarea, V.G. 1999. *Ethnoecology. Situated Knowledge/ Located Lives*. The University of Arizona Press, Tucson, USA.
- Nye, P. H.; Greenland, D. J. 1960. The soil under shifting cultivation. Technical communications 51. Harpenden, UK: Commonwealth Bureau of Soils.
- Okigbo, B.N., 1981. Alternatives to shifting cultivation. *Ceres* 14, 41-45.
- Pauli, N., Barrios, E., Conacher, a. J., Oberthür, T., 2011. Soil macrofauna in agricultural landscapes dominated by the Quesungual Slash-and-Mulch Agroforestry System, western Honduras. *Applied Soil Ecology* 47, 119–132. doi:10.1016/j.apsoil.2010.11.005
- 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.
- Pedroso-Junior, N.N., Murrieta, R.S.S., Adams, C. 2008. A agricultura itinerante: um sistema em transformação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas* 3, 153– 174.
- Prado, H.M., Murrieta, R.S.S., Adams, C., Brondizio, E.S., 2014. Local and scientific knowledge for assessing the use of fallows and mature forest by large mammals in SE Brazil: identifying singularities in folk ecology. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine* 10, 7. doi:10.1186/1746-4269-10-7
- Proctor, J. 1989. *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*. Blackwell Science Publications, Oxford, UK
- Queiroz, R. S. 2006. *Caipiras Negros no Vale do Ribeira. Um Estudo de Antropologia Econômica*. EDUSP, São Paulo, BR.
- Ramakrishnan P.S. 1992 *Shifting agriculture and sustainable development: an interdisciplinary study from north-eastern India*. Parthenon, Paris
- Reichert, J.M., Bervald, C.M.P., Rodrigues, M.F., Kato, O.R., Reinert, D.J., 2014. Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: Hydraulic and mechanical soil properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 192, 47–60. doi:10.1016/j.agee.2014.03.046
- Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Murrieta, R.S.S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. *Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 8, 693–727.
- Ruthenberg H. 1980. *Farming Systems in the Tropics*. Clarendon Press, Oxford.
- Sampaio, F.A.R., Fontes, L.E.F., Costa, L.M., Jucksch, I., 2003. Balanço de Nutrientes e da Fitomassa em um Argissolo marelo sob Floresta Tropical Amazônica após a Queima e Cultivo com Arroz’. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27, 1161–1170.
- Sanchez, P.A. 1994. Alternatives to slash and burn: a pragmatic approach for mitigating tropical deforestation. In: Anderso, J.R. ed. *Agricultural Rechnology: Policy Issues for the Internacional Community*. CCAB International, Wallingford, UK, p. 479.

- Sanchez, P.A., Logan, T.J. 1992. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: Myths and science of soils of the tropics ed. R. Lal and P. A. Sanchez), Soil Science Society of America special Publication no. 29, p. 185
- Sanchez, P.A., 1977. Soil management under shifting cultivation. In: Sanchez, P.A. (Ed.), A Review of Soils Research in Tropical Latin America. North Carolina State University, Raleigh, USA.
- Santos, K. M. P., and Tatto, N. 2008. Ed. Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira. Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- São Paulo. Resolução SMA-027, de 30 de março de 2010: dispõe sobre procedimentos simplificados de autorização para supressão de vegetação nativa, a que se referem os artigos 33 e 34 do Decreto Federal 6.660, de 21-11-2008, para pequenos produtores rurais e populações tradicionais visando a agricultura sustentável nas áreas de regeneração inicial da Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2010_Res_SMA_27.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2012.
- Sommer, R., Vlek, P.L.G., Abreu Sá, T.D., Vielhauer, K., Coelho, R.F.R., Fölster, H., 2004. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 257–271. doi:10.1023/B:FRES.0000019470.93637.54
- Stromgaard, P., 1988. Soil and Vegetation Changes under Shifting Cultivation in the miombo of East Africa. *Geografiska Annaler. Series B, Human Geography* 70, 363–374.
- Stromgaard, P., 1985. Biomass, growth, and burning of woodland in a shifting cultivation area of South Central Africa. *Forest Ecology and Management* 12, 163–178. doi:10.1016/0378-1127(85)90089-1
- Szott, L.T., Palm, C.A., Buresh, R.J., 1999. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Soil Biol.* 47, 163–196.
- Szott, L.T., Palm, C. a., 1996. Nutrient stocks in managed and natural humid tropical fallows. *Plant and Soil* 186, 293–309. doi:10.1007/BF02415525
- Theodorovicz, A. 2007. Atlas Geoambiental: subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. 2 ed. Ver. São Paulo, BR.
- Thomaz, E.L., Antoneli, V., Doerr, S.H., 2014. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. *Catena* 122, 209–215. doi:10.1016/j.catena.2014.06.016
- Thurston, H.D. 1997. *Slash/Mulch System. Sustainable Methods for Tropical Agriculture*. Westview Press, Boulder CO, USA.
- Tiessen, H., Stewart, J.W.B., Cole, C.V., 1984. Phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 853-858.
- Uhl, C., 1981. A Comparison of Productivities and Energy Values between Slash and Burn Agriculture and Secondary Succession in the Upper Rio Negro Region of The Amazon Basin. *Agroecosystems* 7, 63–83.
- Uhl, C., Jordan, C.F., 1984. Succession and Nutrient Dynamics Following Forest Cutting and Burning in Amazonia. *Ecology* 65, 1476–1490.
- Vadez, R.G., Godoy, R.A., Apaza, L., Byron, E., Huanca, T., Leonard. W.R., Pérez, E., Wilkie, D. 2004. Does Integration to the Market Threaten Agricultural Diversity? Panel and Cross– sectional Data from a Horticultural– Foraging Society in Bolivian Amazon. *Human Ecology* 32, 635– 646.

- Van Vliet, N., Adams, C., Vieira, I.C.G., Mertz, O., 2013. “Slash and Burn” and “Shifting” Cultivation Systems in Forest Agriculture Frontiers from the Brazilian Amazon. *Soc. Nat. Resour.* 26, 1454–1467.
- Van Vliet, N., Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.-C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bruun, T. B., Ickowitz, A., Chi Vu, K., Yasuyuki, K., Fox, J., Padoch, C., Dressler, W. D., and Ziegler, A. D. 2012. Trends, Drivers and Impacts of Changes in Swidden Cultivation in Tropical Forest-Agriculture Frontiers: A Global Assessment. *Global Environmental Change* 22: 418–429.
- Varjabedian, R. 2010. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. *Estudos Avançados* 24, 147–160.
- Vasey, D.E. 1979. Population and agricultural intensity in the humid tropics. *Human Ecol.*, 7, 269-283.
- Vitousek, P.M., Sanford, R.L., 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 17, 137-167.
- Yemefack, M., Jetten, V., Rossiter, D., 2006. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil and Tillage Research* 86, 84–98. doi:10.1016/j.still.2005.02.017
- Ziegler, A.D., Agus, F., Bruun, T.B., van Noordwijk, M., Lam, N.T., Lawrence, D., Rerkasem, K., Padoch, C. 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Montane Mainland SE Asia: Hydrology and geomorphology. *Human Ecology*, this issue.

Capítulo 4

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO SISTEMA AGRÍCOLA ITINERANTE QUILOMBOLA (VALE DO RIBEIRA, SP) COM BASE NA DINÂMICA DA FERTILIDADE DO SOLO

Capítulo 4

4.1. A SUSTENTABILIDADE DO SISTEMA AGRÍCOLA ITINERANTE QUILOMBOLA NA MATA ATLÂNTICA (VALE DO RIBEIRA, SP, BRASIL)

A SUSTENTABILIDADE DO SISTEMA AGRÍCOLA ITINERANTE QUILOMBOLA NA MATA ATLÂNTICA (VALE DO RIBEIRA, SP, BRASIL)

Alexandre Antunes Ribeiro Filho ^{a*}; Cristina Adams ^{ab}; Sidneide Manfredini ^c, Walter Alves Neves ^d

^a Laboratory of Human Ecology (LECH), School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP), São Paulo, Brazil

^b Institute of Energy and Environment, University of São Paulo (IEE-USP), São Paulo, Brazil

^c Laboratory of Pedology, Department of Geography, Faculty of Philosophy, Letters and Human Sciences, University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil

^d Laboratory of Human Evolution Studies (LEEHS), Institute of Biosciences, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

* Correspondence author. Tel/Fax: (55) 11 – 2201 7779. Rua Cataguases, 75, compl. 402, São Paulo-SP, 02042-020, Brazil.

Email: alexandreriibeirofilho@usp.br (A.A. RIBEIRO FILHO)

Abstract

The Shifting Cultivation system (SCS) would be a major cause of changes in tropical forest areas. Nevertheless, the SCS continues to increase, maintaining or decreasing their practices depending on cultural, institutional, political, socioeconomic and environmental conditions of each region. The main diagnostic feature of the SCS is to roam the cultivated areas, which are used for planting in less time to that intended for fallow. Ensuring the ecological and economic efficiency of the SCS can be generalized to consider maintaining two fundamental conditions of the system: maintaining a low population pressure and an appropriate period of fallow. The history of occupation of the Ribeira Valley dates back to the seventeenth and eighteenth centuries when there was an expressive exploration of mining in the region. With the end of its economic viability, and the abandonment of land by white people, slaves (currently called *Quilombolas*) used in the mines came to occupy the region. The aim of this paper is to assess the sustainability of *quilombola* SCS, especially from an ecological point of view and their main threats through a literature synthesis published on the subject. Thus, to ensure the sustainability of *quilombola* SCS ecologically should keep the traditional model of management complex soil/vegetation practiced by these people about 30-50 years ago, and the same when considering the system on the scale the landscape. Public managers focused on environmental conservation of the Atlantic Forest biome should approach these traditional communities and support them according to their traditional knowledge, and present informed solutions in technical and scientific studies.

Resumo

O sistema agrícola itinerante (SAI) seria uma das principais causas das mudanças nas áreas florestadas tropicais. A despeito disso, o SAI continua aumentando, mantendo ou diminuindo as suas práticas dependendo de fatores culturais, institucionais, políticos, socioeconômicos e ambientais de cada região. A característica diagnóstica principal do

SAI é a itinerância das áreas cultivadas, as quais são utilizadas para o plantio num tempo menor àquele destinado ao pousio. A garantia da eficiência ecológica e econômica do SAI pode ser generalizada ao se considerar a manutenção de duas condições fundamentais do sistema: a manutenção de uma baixa pressão demográfica e um período de pousio adequado. O histórico de ocupação do Vale do Ribeira remonta aos séculos XVII e XVIII quando houve uma expressiva exploração da mineração na região. Com o fim da sua viabilidade econômica, e o abandono das terras pelas populações brancas, os escravos (denominados quilombolas atualmente) utilizados nas minas passaram a ocupar a região. O objetivo deste artigo é avaliar a sustentabilidade do SAI quilombola, principalmente sob o ponto de vista ecológico e as suas principais ameaças através de uma síntese da literatura publicada sobre o tema. Desta forma, para garantir a sustentabilidade do SAI quilombola do ponto de vista ecológico deve-se manter o modelo tradicional de manejo do complexo solo/vegetação praticado por estas populações aproximadamente 30-50 anos atrás, sendo o mesmo ao se considerar o sistema na escala da paisagem. Os gestores públicos voltados para a conservação socioambiental do bioma Mata Atlântica devem aproximar-se destas populações tradicionais e apoiá-las de acordo com os seus conhecimentos tradicionais, além de apresentar soluções embasadas em estudos técnico-científicos.

PALAVRAS-CHAVE (KEYWORDS): *Agricultura itinerante (Shifting Cultivation; Slash-and-Burn; Swidden); Sustentabilidade (Sustainable); Fogo (Fire); Ciclagem de nutrientes (nutrient cycling).*

HIGHLIGHTS: > Sintetizou-se dados ecológicos sobre o sistema agrícola itinerante quilombola > Avaliou-se a sustentabilidade deste sistema > Os resultados concordam com o conhecimento tradicional das populações quilombolas do Vale do Ribeira (SP, BRASIL).

Este artigo está formatado para o periódico **Ambiente & Sociedade**.

1. Introdução

A agricultura itinerante é o sistema agrícola mais utilizado na região tropical e subtropical (VAN VLIET *et al.* 2012), considerado por vários autores como a escolha mais racional para agricultores de regiões florestadas, com baixa densidade demográfica, solos pobres e acesso restrito ao mercado (FOX ET AL., 2000; ICKOWITZ, 2006; MERTZ, 2002). Apesar de ser um sistema agrícola praticado desde o período Neolítico (BELLWOOD, 2005; MAZOYER & RODART, 2010), o SAI continua relevante em pleno século XXI, e as áreas destinadas a este sistema são aumentadas, mantidas ou reduzidas dependendo de fatores culturais, institucionais, políticos, socioeconômicos e ambientais de cada região (VAN VLIET *et al.*, 2012, 2013). Embora o SAI seja frequentemente confundido com a agricultura de derrubada-e-queima, este último pressupõe a conversão permanente do ecossistema florestal em outros usos da terra (VAN VLIET ET al. 2013).

A característica diagnóstica principal do SAI é a rotação, ou itinerância, das áreas cultivadas, as quais são utilizadas para o plantio num tempo menor àquele destinado ao pousio (CONKLIN, 1961; NYE E GREELAND, 1960, ADAMS, 2000; AWETO, 2013). O cultivo temporário ou periódico, o corte e a queima da vegetação antes do plantio e o uso do pousio para restaurar a fertilidade do solo no final do cultivo são outras características diagnósticas do SAI (CONKLIN, 1961; NYE E GREELAND, 1960, AWETO, 2013). Os fatores que gerariam a rotação das áreas cultivadas incluem o esgotamento da fertilidade do solo, as invasões de ervas daninhas, o surgimento de pestes após a repetição dos ciclos de cultivo e o aumento dos efeitos da erosão sobre o solo (NYE E GREELAND, 1960; KLEINMAN *et al.*, 1995; SZOTT *et al.*, 1999).

O SAI apresenta três fases principais, que mimetizam os processos ecológicos da floresta: a conversão, o cultivo e o pousio (CONKLIN, 1961; NYE E GREELAND,

1960; KLEINMAN *et al.*, 1995; ALTIERI, 1999, ADAMS, 2000). Contudo, o SAI pode apresentar variações, dependendo do clima, do tipo de solo, da vegetação, da topografia e de fatores culturais como o conhecimento tradicional, a dieta, a tecnologia de produção e o grau de integração ao mercado (AWETO, 2013).

Independente do tipo, a sua eficiência ecológica e econômica deve considerar a manutenção de duas condições fundamentais do sistema: uma baixa pressão demográfica, e um período de pousio adequado (NYE E GREELAND, 1960; KLEINMAN *et al.*, 1995; CAIRNS E GARRITY, 1999; ADAMS, 2000; BRUUN *et al.* 2009; MERTZ *et al.* 2009; PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2009; ZIEGLER *et al.* 2009; VAN VLIET *et al.*, 2012). Estas condições garantem, portanto, que as fases agrícolas (conversão e cultivo), que retiram nutrientes do complexo, sejam compensadas por um período adequado de pousio e reposição dos mesmos (NYE E GREELAND, 1960; BOSERUP, 1989; KLEINMAN *et al.*, 1995; ALTIERI, 1999; ADAMS, 2000; LONG & ZHOU, 2001; VADEZ *et al.*, 2004; PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013).

Portanto, a razão adequada entre cultivo e pousio equilibra o sistema, porém ela não é universal, mas sim específica às condicionantes locais como o histórico de uso de uma área, o tipo de solo, a topografia, ao estágio sucessional da vegetação (biomassa e diversidade), o bioma e o clima (KLEINMAN *et al.*, 1995; SZOTT *et al.*, 1999). Além disso, a razão ideal depende da zona agroecológica na qual se insere o SAI: trópicos úmidos, trópicos semiáridos, savanas, tropical de montanha e tropical de planície (Sanchez & Logan, 1992).

Na escala da paisagem, a sustentabilidade do SAI ocorre quando as mudanças locais, provocadas pela conversão de floresta primária ou secundária em áreas agrícolas, são compensadas pela regeneração da floresta (METZGER, 2002, 2003; CHAZDON,

2003). O equilíbrio sustentável, ou condição de estado de equilíbrio estável (BOORMANN E LIKENS, 1979), ocorre quando a paisagem apresenta mudanças em pontos individuais, mas mantém um equilíbrio médio na proporção das diferentes unidades que a compõem, numa área extensa e num tempo longo (TURNER *et al.* 1993; METZGER, 2002).

O objetivo deste artigo é avaliar a sustentabilidade do SAI quilombola, principalmente sob o ponto de vista ecológico (complexo solo-vegetação), sintetizando as pesquisas sobre o sistema, realizadas pelo grupo de pesquisa (CNPq) em Ecologia Humana de Florestas Neotropicais. A partir desta síntese, descrevemos as ameaças que poderiam levar o sistema à condição de insustentabilidade, e apresentamos recomendações para que o sistema mantenha-se sustentável. Na próxima seção descreveremos a relação entre o SAI e o complexo solo-vegetação nas florestas tropicais e, em seguida, o tipo de agricultura itinerante praticadas pelas comunidades quilombolas do Vale do Ribeira (São Paulo, BR), estudadas pelo grupo. Na seção 4 avaliaremos a sustentabilidade do SAI quilombola a partir do complexo solo/vegetação, da fauna e da paisagem. Na seção 5 apresentaremos as ameaças à manutenção da sua sustentabilidade. E, finalmente, concluiremos apresentando as recomendações para a manutenção da sustentabilidade do SAI.

2. O SAI e o complexo solo-vegetação

O complexo solo/vegetação das florestas tropicais tem sido amplamente investigado quando associado à atividade do SAI, já que este complexo é sua base de sustentação (JUO E MANU, 1996; ADAMS, 2000). Os estudos sobre SAI têm investigado primariamente sua sustentabilidade biofísica, com o intento de avaliar a evolução da fertilidade do solo a partir da fase de conversão (Juo & Manu, 1996), como

também quantificar os fluxos e perdas de nutrientes nos ecossistemas convertidos (KLEINMAN *et al.*, 1995; GIARDINA *et al.*, 2000). Nessas pesquisas, os impactos gerados pela atividade agrícola no complexo solo/vegetação têm sido investigados considerando-se os diferentes componentes básicos do SAI (KLEINMAN *et al.*, 1995; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013).

A conversão engloba a derrubada e a queima da vegetação nativa para obter, principalmente, a abertura da área para o plantio e a disponibilização dos nutrientes contidos na biomassa para o solo. Os impactos da conversão podem ser positivos, geralmente nas propriedades químicas do solo, e negativos, principalmente com a diminuição da matéria orgânica e comprometimento das propriedades físicas (RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013).

O modelo de fluxo de nutrientes para o SAI apresentado por NYE E GREELAND (1960) considera o aumento da fertilidade do solo a partir da fase de conversão, com a incorporação dos nutrientes contidos na biomassa derrubada e queimada e disponibilizados nas cinzas que cobrem a superfície. Nesse processo, o fogo tem um papel fundamental sobre a fertilidade, que é muito influenciada por sua intensidade durante a queima da vegetação (ANDRIESSE & SCHELHAAS, 1987a, b). Portanto, os impactos positivos do fogo seriam de eliminar a presença de ervas competidoras pelos recursos edáficos e melhorar as condições do solo, deixando-o menos ácido e com maior disponibilidade de nutrientes (KLEINMAN *et al.*, 1995; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013).

Por outro lado, o fogo também promove a volatilização do nitrogênio (N) e do carbono (C), o que pode significar uma perda de 30 a 90% do total estocado na biomassa acima do solo (KAUFFMAN, 2003). Além disso, o fogo ainda pode alterar as condições físicas do solo, promovendo a dessecação da superfície e a deterioração de

sua estrutura, elevando assim o potencial de erosão e perda de água (KLEINMAN *et al.*, 1995).

Mas, talvez o maior impacto do corte e da derrubada da vegetação sobre o solo seja a interrupção do ciclo natural do fluxo de nutrientes e a perda destes para fora do sistema (KLEINMAN *et al.*, 1995). Uma parte destas perdas ocorre via sedimentos do solo, durante a fase de cultivo do SAI (KLEINMAN *et al.*, 1995; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013). Fatores como a exposição do solo ao vento, à precipitação e à luz solar levam ao aumento do escoamento superficial, à erosão e à diminuição na matéria orgânica (SOM), enquanto a perda de SOM reflete-se na composição química, comprometendo a fertilidade do solo (BRUUN *et al.*, 2009). O consórcio e a diversidade de cultivares também influenciam na susceptibilidade à erosão (RENARD *et al.*, 1991). Outro aspecto a ser considerado nesta fase do SAI é o número de ciclos de cultivo em relação à degradação da fertilidade, sendo que o aumento dos mesmos pode degradar o solo acima de sua capacidade de resiliência (UHL & MURPHY, 1981).

O pousio marca o fim do ciclo de cultivo e o começo da sucessão natural ou manejada da vegetação florestal. O sucesso dessa fase do SAI para a recuperação das propriedades do solo depende da intensidade do fogo empregado originalmente na limpeza da área, do número de ciclos de cultivos que o antecederam, das características da floresta secundária em regeneração e do tempo destinado ao pousio (KLEINMAN *et al.*, 1995).

Diversos autores pontuaram os benefícios do período do pousio para o solo, que promove a recuperação física (com a diminuição da exposição ao vento, precipitação e radiação solar – diminuindo a temperatura superficial) e da fertilidade (com a reposição principalmente do P e N). A melhora da estrutura na dinâmica da água e na ciclagem de nutrientes (através da produção e subsequente decomposição da serrapilheira) beneficia

a macro e a microfauna do solo (EWEL, 1981; KLEINMAN *et al.*, 1995; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013). Do ponto de vista do ecossistema, o pousio estabelece a volta da transferência de nutrientes do solo de volta para a biomassa da vegetação. Desta forma, a vegetação em regeneração recebe seus nutrientes minerais principalmente do solo. Em solos com baixa capacidade de reservar bases trocáveis (p. ex. Latossolos e Cambissolos) a captação dos nutrientes pela vegetação pode levar à acidificação do solo (JUO E MANU, 1996) (Figura 1).

Assim, a quantidade total de nutrientes liberados durante a conversão depende da quantidade existente na biomassa e da intensidade do fogo. O fogo no SAI geralmente não queima os troncos da vegetação derrubada, portanto, a desmobilização dos nutrientes ocorre pela queima das folhas e galho finos, e da decomposição e da mineralização dos resíduos da vegetação não queimada (ANDRIESSE E SCHELAAS, 1987a,b).

Para que o solo submetido ao SAI mantenha-se estável e produtivo são necessários alguns requerimentos básicos. O principal é que o solo, após o uso agrícola, retorne à sua condição inicial, com o restabelecimento das propriedades químicas. Isso significa recuperar os nutrientes e manter, no mínimo, a quantidade de húmus e a sua condição de acidez. Quanto ao aspecto físico, o solo deve manter a suas condições pedogenéticas e do ponto de vista biológico, que se mantenha livre de ervas-daninhas, de infestações de pestes e doenças e manutenção da pedofauna (GREENLAND, 1975; OKIBO, 1981; KANG, 1993).

Figura 1 – Etapas do Sistema Agrícola Itinerante – SAI - (setas internas) e a Ciclagem dos nutrientes no SAI (setas externas)

3. O SAI praticado por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira

O histórico de ocupação do Vale do Ribeira remonta aos séculos XVII e XVIII quando houve uma expressiva exploração do minério na região (ITESP, 2003). Com o fim da sua viabilidade econômica e o abandono das terras pelas populações brancas, os escravos utilizados nas minas passaram a ocupar a região como camponeses autônomos (ITESP, 2003, QUEIROZ, 1983), o que permitiu a constituição de algumas das atuais comunidades rurais quilombolas (ITESP, 2003). Até o início do século XX esta região pouco se desenvolveu, provavelmente devido à ausência de iniciativas governamentais de desenvolvimento, relativo isolamento geográfico e o baixo aproveitamento agrícola devido ao relevo e a baixa qualidade do solo (QUEIROZ, 1983; PRADO *et al.*, 2014).

A partir da segunda metade do século XX, a região sofreu mudanças que afetaram o modo de vida e as áreas florestadas na paisagem dominada pelo SAI quilombola (ADAMS *et al.*, 2013; FUTEMMA *et al.*, in press). Segundo estes autores, os principais vetores de mudança foram políticas públicas (ambientais, sociais e desenvolvimento) e um crescente acesso aos mercados, como consequência das políticas de infraestrutura e desenvolvimento. Do ponto de vista do SAI, estas mudanças promoveram um processo gradual de abandono da agricultura itinerante, provocando impactos negativos na paisagem, com a redução da complexidade estrutural da floresta. Ademais, este abandono gradual promoveu uma diminuição importante da agrobiodiversidade, o que pode colaborar para a redução da segurança alimentar destas populações (ADAMS *et al.*, 2013).

3. Avaliação da sustentabilidade do SAI quilombola

3.1. O manejo do SAI quilombola

O SAI quilombola está estabelecido na região do Vale do Ribeira desde meados do século XVIII. Porém, ao longo da história quilombola o SAI não foi sempre a única atividade de subsistência para estas populações tradicionais (QUEIROZ, 1983; MUNARI, 2009; PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; ADAMS *et al.*, 2013; FUTEMMA, *et al.*, In press). A criação de animais (porcos e galinhas), a caça e a coleta de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros, e a venda eventual do excedente da produção agrícola, como o arroz, e do palmito juçara (*Euterpe edulis*) configuraram, do passado até os dias atuais o espectro de atividades de subsistência destas populações. Em alguns períodos, o SAI foi imprescindível (até a primeira metade do XX), enquanto em outros, permaneceu como uma atividade complementar (PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; MUNARI, 2009; ADAMS *et al.*, 2013; IANOVALI, 2015; FUTEMMA, in press).

Na atualidade, o SAI quilombola vem sofrendo pressões de diversas ordens e está sendo gradualmente abandonado (ou resignificado), principalmente nas comunidades quilombolas mais integradas ao mercado, como vem ocorrendo em outras partes do mundo (VAN VLIET, *et al.*, 2012, 2013; ADAMS *et al.*, 2013; THORKILDSEN, 2014; IANOVALI, 2015; FUTEMMA, *et al.*, In press). Apesar desta complexidade o SAI quilombola se estabeleceu como uma atividade de subsistência a partir dos recursos florestais da Mata Atlântica, como uma estratégia adaptativa eficiente destas populações ao longo de mais de um século (PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; ADAMS *et al.*, 2013; IANOVALI, 2015).

O ciclo da agricultura itinerante praticado pelas populações quilombolas obedece às etapas clássicas do sistema agrícola florestal praticado milenarmente nas florestas

tropicais (NYE E GREELAND, 1960; BELLWOOD, 2005; PEDROSO-JUNIOR, 2008, 2009; MAZOYER E RODART, 2010; ADAMS *et al.*, 2013).

A escolha, pelos agricultores, das áreas para as roças se dá principalmente pelo conhecimento prévio das suas características relacionadas ao cultivo (histórico de uso das áreas, transmitido por gerações anteriores ou vivenciado). Portanto, as áreas escolhidas são aquelas que haviam produzido boas colheitas de arroz ou milho ou ambos, todas com períodos de pousio acima de 10 anos. Isto porque, para os agricultores, este período é o mínimo necessário para a recuperação da *força* (fertilidade) do solo (RIBEIRO FILHO, *et al.*, diacrônico). Em alguns casos, as escolhas também procuraram garantir áreas que poderiam ser impedidas pela lei (Lei Federal 11.428/Decreto Federal 6.600/2008) (BRASIL, 2006,2008) de terem suas vegetações suprimidas num futuro próximo, por estarem se aproximando da idade máxima legal de corte. Atualmente o tamanho das áreas varia de 0,2 a 0,8 ha (IANOVALI, 2015), enquanto variava de 1 a 3 ha no passado (Munari, 2009).

Após a escolha das áreas para a realização das roças, as capoeiras (áreas de vegetação secundária) começam a ser convertidas em áreas agrícolas a partir de julho/agosto (início da estação seca). Inicialmente, a vegetação do sub-bosque (hábito herbáceo, cipós, arbustos e arvoretas) é derrubada (*roçada*, termo local) para facilitar a fase de derrubada da vegetação lenhosa de maior calibre, com o uso de facões e foices (Figura 2A). Após uma a duas semanas, ocorre a derrubada da vegetação lenhosa com o uso de machados e, eventualmente, motosserra. Esta vegetação derrubada permanece secando por cerca de 20 a 30 dias (Figura 2B, 3). Durante este período realiza-se o rebaixamento (*picar*, termo local) dos galhos dos troncos derrubados (Figura 2C). Este material rebaixado, as folhas e os galhos caídos no solo, assim como a madeira em

decomposição da madeira não queimada da roça (cultivo) passada, compõem o *facho* (termo local), ou seja, o material combustível que permitirá que a queimada ocorra.

As derrubadas geralmente são realizadas em sistema de mutirão, ou seja, um grupo de até uma dezena de agricultores trabalha num sistema de troca de mão-de-obra. Tanto a roçada, como a derrubada, iniciam-se no ponto mais baixo das áreas (fundo) em direção à área mais alta (testada).

O sucesso na queimada da vegetação derrubada e picada depende de fatores como: um período de pouca chuva entre o período da derrubada e da queimada; uma estiagem nos cinco dias anteriores à queimada; no dia da queimada a umidade do ar deve estar baixa e o céu aberto, o que ocorre entre 12h e 15 h; *facho* (biomassa da serapilheira) em boa quantidade (espessura acima de 5 cm) e seco, porém pouco decomposto; vento ameno, mas não ausente (Figura 2D).

O plantio deve ser realizado logo após a queimada. A queimada eficiente permite que o solo fique nu, livre do facho e eventuais plantas espontâneas que crescem após a derrubada, possibilitando o acesso dos agricultores, que se utilizam da técnica do plantio direto para o cultivo. Na forma de SAI Quilombola, como o fogo não queima os galhos grossos e troncos (Ribeiro Filho et al., capítulos 3.1. e 3.2.), o plantio é feito com espaçamento aleatório entre as sementes semeadas, nos espaços livres entre a vegetação derrubada não queimada, calculado de forma visual. Nos pontos das roças onde a queima foi ineficiente não se semeia. A capina é realizada para as roças de arroz, sendo que para o milho os cultivos ficam em meio à vegetação de crescimento espontâneo. A colheita é realizada de 6 a 8 meses após o plantio. As colheitas são realizadas depois de alguns dias (3-5 dias) de estiagem, entre os meses de janeiro e junho.

Figura 2 – A – Imagem de uma roçada da vegetação de sub-bosque em uma das roça experimentais; B – Imagem da derrubada da vegetação lenhosa com uso de machado; C – rebaixamento da vegetação lenhosa derrubada; D – Imagem de uma roça experimental queimando.

Figura 3 - Foice e machado utilizados para a derrubada da vegetação nas roças quilombolas investigadas (setembro/2013). (Fonte: Ianovali, 2015)

3.2. A ecologia do SAI quilombola

O SAI quilombola segue o esquema básico descrito acima (CONKLIN, 1960; NYE E GREELAND, 1961; ADAMS, 2000; Munari, 2009; PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; ADAMS *et al.*, 2013; AWETO, 2013, IANOVALI, 2015; RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulos 3.1. e 3.2.), mas apresenta algumas particularidades que

influenciam e o diferenciam de outros sistemas quanto à sua sustentabilidade (ver capítulos X e X), que serão discutidas a seguir.

As particularidades do SAI quilombola se destacam primeiramente pela zona ecológica na qual é praticado. O clima de monção desta região tropical de montanha apresenta uma estação de estiagem bem definida, que possibilita a estratégia de derrubada e queima da vegetação. A estiagem promove a secagem da biomassa derrubada, que é utilizada como combustível para potencializar a eficiência do fogo (KLEINMAN *et al.*, 1995; IANOVALI, 2015).

Em algumas regiões equatoriais onde se pratica o SAI, onde não há uma estação seca bem definida, não se emprega o fogo na conversão, mas apenas a derrubada da vegetação meses antes do cultivo. A alta pluviosidade, temperatura média, e taxa de decomposição, fazem com que a semeadura se dê ainda antes da derrubada, e as sementes germinam entre a biomassa morta em decomposição (AWETO, 2013). Esta forma de SAI é conhecida como “Slash-Mulch System”, segundo a classificação de Aweto (2013). O “The Plough-in-Slash System” é uma variação do sistema anterior, praticado em altas altitudes onde as médias de temperatura são mais baixas, cuja decomposição é acelerada com o uso do arado para misturar o material derrubado e em decomposição no solo (AWETO, 2013).

A topografia de mares de morros do Vale do Ribeira, o clima quente e com alta pluviosidade anual média (acima de 1.500 mm) são outras das condicionantes importantes para o SAI quilombola. Estes condicionantes a princípio potencializariam a saída de nutrientes do complexo solo/vegetação (KLEINMAN *et al.*, 1995; SZOTT *et al.*, 1999), mas é mitigada pelo manejo quilombola no momento da conversão, mais especificamente na queimada, que carboniza apenas a parte fina da biomassa (Ribeiro Filho *et al.*, capítulos 3.1. e 3.2.). Outro aspecto relacionado à mitigação da saída de

nutrientes é a não retirada dos troncos e galhos grossos da área, como acontece em outros lugares (KLEINMAN *et al.* 1995; SAMPAIO *et al.* 2003; THOMAZ *et al.* 2014), possibilitando uma transferência lenta, e não imediata, dos nutrientes desmobilizados da vegetação para o solo (SAMPALIO, *et al.* 2003; RIBEIRO FILHO *et al.* capítulo 3.2.).

Os solos do Médio Vale do Ribeira (RIBEIRO FILHO *et al.* capítulo 3.2.) são basicamente Cambissolos distróficos (EMBRAPA, 2006). Estes solos apresentam uma baixa capacidade de estocagem de nutrientes e, portanto, a maior parte é fixada na vegetação viva. Para compensar o baixo potencial do pedossistema, a vegetação forma um espesso manto de raízes finas sobre o solo, o qual promove rápida e eficientemente a ciclagem dos nutrientes do sistema (JORDAN, 1985; PROCTOR, 1989; OLIVEIRA 2008).

Os estudos realizados por RIBEIRO FILHO *et al.* (capítulos 3.1. e 3.2.) sobre a dinâmica da fertilidade dos solos submetidos ao SAI quilombola mostraram que o manejo deste sistema altera a condição distrófica dos solos encontrados sob a floresta madura ao manterem os ciclos em capoeiras (áreas com vegetação secundárias) entre 30-55 anos (Figura 4). O SAI primevo foi praticado pelas primeiras gerações de quilombolas que ocuparam a região (ITESP, 2000), as quais abriram as áreas de floresta primária (Figura 4). As florestas secundárias subsequentes foram repassadas para os descendentes, conforme Futemma *et al.* (in press.). A Figura 4 apresenta uma suposição sobre o SAI primevo, o qual deveria apresentar um fogo relativamente mais eficiente do que ocorre hoje no ciclo da vegetação secundária (SAI contínuo), pela queima de uma maior quantidade de biomassa.

Assim, os solos sob a fase de SAI Contínuo quilombola (Figura 4) tornam-se relativamente mais férteis do que aqueles sob a floresta madura. Esta mudança

relaciona-se especificamente ao tipo de manejo quilombola que, em síntese, evita a liberação imediata dos nutrientes contidos em 80% da biomassa, por não retirar o material botânico (troncos, galhos grossos e raízes) não queimado durante a etapa da conversão da área (RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulo 3.1.). Após o período de um a dois ciclos de cultivo a área é abandonada para a regeneração natural da vegetação. Nesta etapa de pousio, concomitante ao crescimento da vegetação, está ocorrendo no solo a entrada dos nutrientes advindos a partir da decomposição lenta do material não queimado (JORDAN, 1985; PROCTOR, 1989). Após aproximadamente 15-25 anos, a fertilidade resultante da decomposição começa a diminuir de forma gradual, pois com a continuidade do processo sucessional da vegetação, a transferência dos nutrientes para a vegetação passa a ter como fonte principal a matéria orgânica do solo, a qual foi acumulada durante os anos anteriores do pousio (OLIVEIRA, 2008; RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulos 3.1. e 3.2.) (Figura 2).

Este tipo de manejo do SAI quilombola permite um elevado potencial de equilíbrio ao sistema solo/vegetação. A queima de uma pequena fração da biomassa derrubada implica numa baixa eficiência e severidade da queimada, que tem como consequência a mitigação dos impactos negativos do fogo sobre o solo (RIBEIRO FILHO *et al.*, 2013; THOMAZ *et al.*, 2014). Em estudo realizado neste sistema, a temperatura do solo sob o fogo não variou acima de 10°C no momento da conversão (RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulo 3.1.). Estas condições evitam impactos negativos sobre a pedofauna, o banco de sementes e, principalmente, às propriedades físicas do solo (NYE & GREELAND, 1960; KAUFFMAN, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2003; YEMEFACK *et al.*, 2006; MAMEDE E ARAUJO, 2008; THOMAZ *et al.*, 2014).

Figura 4 – Forma do Sistema Agrícola Itinerante Quilombola – Sustentável - contendo os três componentes: Conversão, Cultivo e Pousio. (Mg/ha = Biomassa). (Fonte: RIBEIRO FILHO *et al.*, 2015.)

Desta forma, o fogo apresenta a função de transferir os nutrientes da vegetação que garantem a produção agrícola para o solo (NYE E GREELAND, 1960; ADAMS, 2000; KAUFFMAN, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2003; YEMEFACK *et al.*, 2006; MAMEDE E ARAUJO, 2008; OLIVEIRA, 2008; THOMAZ *et al.*, 2014), porém, no SAI quilombola, a maior fração dos nutrientes correspondentes à vegetação derrubada são desmobilizados pelo processo da decomposição lenta do material não queimado durante aproximadamente as duas primeiras décadas da fase de pousio (RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulos 3.1. e 3.2.).

O SAI Contínuo quilombola manipula aproximadamente 140 toneladas de biomassa epígea por hectare (Figura 4), cuja quantidade de nutrientes promove uma condição agronomicamente favorável para o estabelecimento de cultivos, pois os solos apresentam-se relativamente mais férteis do que a média de fertilidade existente na matriz florestal como um todo (RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulos 3.1. e 3.2.) (Figura 2). Além disso, este nível de biomassa potencializa o equilíbrio do complexo, pois a estrutura e a composição da vegetação neste nível apresentam um índice de diversidade relativamente alto (Gomes *et al.*, 2013) o qual garante maior resiliência ao sistema (CHAZDON 2013; JAKOVAC *et al.*, 2015). Além disso, os mecanismos de captura e conservação dos nutrientes exercidos pela vegetação regenerada estão ativos há pelo menos duas décadas (OLIVEIRA, 2008).

As eventuais perdas de biomassa provocadas pela repetição dos ciclos nas áreas submetidas ao SAI quilombola (MERTZ *et al.*, 2009; CHAZDON *et al.*, 2013; JAKOVAC *et al.*, 2015, RIBEIRO FILHO *et al.*, capítulo 3.2.) seriam compensadas tanto pelo o tempo de pousio (Figura 4), quanto pela baixa pressão demográfica existente neste sistema. Em sistemas agrícolas itinerantes, a demografia é um dos fatores fundamentais para a manutenção do equilíbrio entre a entrada e a saída de nutrientes do complexo solo/vegetação (NYE E GREELAND, 1960; BOSERUP, 1989; KLEINMAN *et al.*, 1995; ALTIERI, 1999; ADAMS, 2000; MAZOYER E RODART, 2010). França (1954) cita o caso de uma localidade na Ilha de São Sebastião (litoral norte de São Paulo), nas primeiras décadas do século XX, em que o sistema parece ter entrado em colapso devido ao aumento da densidade populacional acima de sua capacidade suporte (FRANÇA 1954; ADAMS, 2000).

Os territórios quilombolas mantém aproximadamente 4 hab/Km² (SANTOS E TATTO, 2008), abaixo do valor preconizado por WHITMORE (1990) de 10-20 hab/

Km², com 10% de área sob o cultivo, e dos 30 habs/ Km², atualmente considerado como ideal em condições de 50 a 70% de ocupação num território florestal com produtividade primária média (em torno de 500 Mg/ha de biomassa) (Mazoyer & Rodart, 2010). No caso das populações quilombolas, a taxa de uso e ocupação da matriz florestal dos seus territórios não ultrapassou 10% nos últimos 50 anos (MUNARI, 2009; ADAMS *et al.*, 2013), e a taxa de crescimento demográfico é baixa, precisando de mais de duas a três gerações para que se dobre a sua população (SANTOS E TATTO, 2008), desconsiderando a taxa de migração e emigração que, de qualquer maneira, tende a favorecer a saída de moradores (ALVES, 2007). Desta forma, o SAI quilombola pode ser avaliado como um sistema em situação de equilíbrio e sustentável, considerando-se os dois fatores principais descritos acima.

3.3. O SAI quilombola na paisagem

O bioma da Mata Atlântica ocupava originalmente uma área de 150 milhões de hectares (ha) e seus remanescentes florestados atuais são estimados entre 8 a 27% deste total, distribuídos por aproximadamente 250 mil fragmentos, dos quais 83% são menores do que 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009; PRADO, 2012). O maior remanescente deste bioma, em áreas contínuas, encontra-se ao longo da Serra do Mar paulista (7% do total do bioma existente) e do Vale do Ribeira (RIBEIRO *et al.*, 2009; PRADO, 2012).

A ocupação atual da paisagem pelo SAI quilombola assemelha-se às áreas descritas por Metzger (2002) na região Bragantina da Amazônia. Após a passagem da fronteira agrícola, quando as florestas primárias são convertidas para o uso agrícola (primeira fase), as áreas de floresta secundária podem ser usadas para a intensificação da agricultura (fase 2). Ao fim desta fase, a paisagem é ocupada por manchas de florestas primárias e secundárias, e menos de 25% da área é utilizada para cultivo.

Nas comunidades quilombolas investigadas não está ocorrendo a intensificação agrícola que levaria à redução do tempo de pousio (ADAMS *et al.*, 2013) e, conseqüentemente à degradação da floresta (referente à Fase 3) (METZGER, 2002), embora a lei determine a derrubada da vegetação nos estágios iniciais de sucessão (até 10-12 anos). Segundo ADAMS *et al.* (2013), diferente do que está ocorrendo em outras regiões tropicais onde se pratica o SAI (VAN VLIET *et al.*, 2012), em face de um conjunto de políticas públicas e uma maior integração ao mercado há uma tendência de abandono das roças do SAI quilombola, cujas consequências ecológicas mais importantes relacionam-se à perda da agro-biodiversidade e da complexidade estrutural da paisagem.

A perda da complexidade estrutural, ou homogeneização da paisagem do SAI poderia ter como causa tanto a intensificação agrícola (METZGER, 2002, 2003), que não está ocorrendo, como o desaparecimento desta atividade agrícola (ADAMS *et al.*, 2013). Enquanto a primeira levaria ao aumento do número de áreas cultivadas (Boserup, 1989) e do tamanho destas áreas (METZGER, 2003), com redução da área florestada em qualquer estágio de regeneração, a segunda poderá levar a uma redução no tamanho das áreas agrícolas (ADAMS, 2000; ADAMS *et al.*, 2003), promovendo um aumento na idade média da área coberta com floresta secundária.

PRADO *et al.* (2012a, 2014) constataram que a atual complexidade estrutural da paisagem do SAI quilombola, com unidades antropogênicas incluídas numa matriz natural, pode desempenhar um importante papel na dinâmica do forrageio de espécies de ungulados, de uma forma em geral. Os espaços de quintais antigos e de roças reúnem um conjunto de recursos muito utilizados por estas espécies, tais como: o milho, a mandioca, a batata, o feijão, e a banana, entre outros. Os autores concluíram que o mosaico de vegetação secundária produzido pelo SAI quilombola é usado pelos

mamíferos com a mesma importância que as matas maduras. De uma maneira geral, a fauna pode desempenhar um papel importante como vetor de dispersão de sementes na paisagem, o que pode garantir maior biodiversidade gama (ATTIWILL, 1994; METZGER, 2003).

Segundo Pedroso Jr. (2008) 52% das variedades locais utilizadas no SAI das comunidades quilombolas estudadas foram perdidas nos últimos 50 anos. A perda da agro-biodiversidade coloca em risco a sustentabilidade do SAI quilombola, pois tais cultivares, como parte do patrimônio genético/cultural destas comunidades, foram selecionados ao longo do tempo, tornando-se adaptados às condições socioambientais locais (ADAMS *et al.*, 2013)

O equilíbrio sustentável, ou condição de estado de equilíbrio estável (BOORMANN E LIKENS, 1979), ocorre quando a paisagem apresenta mudanças em pontos individuais, mas mantém um equilíbrio médio na proporção das diferentes unidades que compõem a mesma, numa área extensa e num tempo longo (TURNER *et al.* 1993; METZGER, 2002). O tipo de manejo praticado pelas comunidades quilombolas estudadas por RIBEIRO FILHO *et al.* (capítulos 3.1. e 3.2.) contribui para o equilíbrio sustentável da paisagem local, garantindo a sustentabilidade do complexo solo/vegetação, assim como do SAI quilombola. Ademais, a complexidade estrutural da paisagem produzida pelo sistema contribuiu para a manutenção da fauna de ungulados da região (PRADO, 2012a; PRADO *et al.*, 2013).

4. Mudanças no SAI quilombola

Esta seção baseia-se principalmente nos trabalhos de PEDROSO-JUNIOR *et al.* (2009), ADAMS *et al.* (2013), e FUTEMMA *et al.* (*in press*) sobre o SAI quilombola,

bem como os de PEDROSO-JUNIOR (2008), CREVELARO (2009), MUNARI (2009), TAQUEDA (2009), PRADO (2011b; 2012^a), LIMA (2013), IANOVALI (2015).

Apesar da estrutura ecológica do SAI quilombola apresentar um quadro geral favorável à sustentabilidade do sistema ao longo do tempo e da paisagem conforme discutido acima, este sistema vem passando por transformações principalmente a partir da metade do século XX. Os principais fatores de mudança do modo de vida e das áreas florestadas na paisagem dominada pelo SAI quilombola foram as políticas públicas, uma maior inserção no mercado, e variações na demografia. Especificamente, foram as políticas de conservação e desenvolvimento e a emergência de novos mercados para o cultivo de variedades comerciais os principais vetores condicionantes que promoveram a configuração atual do modo vida e da paisagem.

A quase totalidade destas mudanças ocorreu a partir de pressões externas às comunidades e aos territórios ocupados. Desde o estabelecimento destas populações remanescentes de quilombo na região do Vale do Ribeira, no século XVII (ITESP 2000), o contato com a sociedade e economia moderna circunjacente se deu de forma irregular, acompanhado por ciclos curtos de exploração de recursos advindos tanto da floresta como da produção agrícola quilombola.

A partir da década de 1950, com o advento de políticas nacionais de desenvolvimento voltadas ao incremento da infraestrutura do país, a região do Vale do Ribeira foi contemplada com acesso rodoviário a partir da construção da BR 116, no início dos anos 1960. Em relação aos territórios quilombolas, a construção da SP165, no início dos 70, ligando a BR116 ao município de Eldorado, permitiu a aproximação destas populações aos serviços e a economia das cidades mais próximas. Ao mesmo tempo, aumentou o interesse das populações de fora pelos diversos recursos presentes naqueles territórios, como terras e palmito juçara (*Euterpe edulis* Mart.). Ainda nos anos

70, a implantação de escolas primárias nos bairros quilombolas teve um papel importante na reconfiguração do uso e ocupação dos seus territórios.

Esta reconfiguração na ocupação da paisagem relacionou-se à formação das vilas, com a construção das moradias ao redor do equipamento escolar e das igrejas. Esta mudança foi em detrimento da antiga ocupação, onde as famílias distribuíam-se mais espaçadamente no território, com unidades de áreas destinadas às roças (*capuovas*) e outras às residências fixas (*casa de fora*), estas últimas constituídas por jardins-quintais e locais para a criação de animais (porcos e galinhas) (Munari 2009, Taqueda 2010). Este processo gradual de concentração dos habitantes num determinado ponto do território inicia o processo de homogeneização da paisagem quilombola. Entre outras mudanças, as antigas *capuovas* passaram a ser irregularmente utilizadas na produção agrícola, ao mesmo tempo em que se intensificou o uso agrícola em áreas mais próximas às vilas. Esta mudança se refletiu na diminuição do tamanho das áreas agrícolas e no total de áreas agricultadas, assim como na intensificação agrícola a partir do cultivo perene com fins comerciais (banana, maracujá e pupunha) (Adams *et al.* 2013).

Além disso, a legislação ambiental implementada a partir de 1965 com Código Florestal (BRASIL, 1965) (modificado em 2012 através da Lei 12.651, BRASIL, 2012), determinou um conjunto de normas de uso e ocupação das áreas de florestas nativas no território brasileiro que influenciou a prática agrícola tradicional dos quilombolas. A partir de 1993, com o Decreto 750 (BRASIL 1993), que proibia a supressão de vegetação primária e secundária em estágios médios e avançados de regeneração, a legislação tornou-se mais restritiva (Adams *et al.* 2013, Futemma *et al.* no prelo).

Ainda neste período entre os anos 1970 e 90, com o acesso facilitado aos territórios quilombolas, o modelo clássico de ocupação de terras no Brasil alcança estas

populações com a invasão de grileiros nas terras ancestralmente ocupadas. Este processo levou a expulsão de inúmeras famílias dos territórios. Além disso, aquelas que permaneceram passaram a ser ameaçadas com multas, caso não obedecessem à legislação ambiental em vigência (Munari 2009).

Com a promulgação da Constituição de 1988 cria-se, como política compensatória (Artigo 68), o Território Quilombola, permitindo o uso e o reconhecimento de terras historicamente ocupadas por populações descendentes de escravos Africanos trazidos ao Brasil entre os séculos XVI e XIX. As populações ameaçadas e as expulsas retomaram o interesse por seus territórios e passaram a se mobilizar, com apoio fundamental de ONGs e da Pastoral da Terra, além de instituições governamentais, para a efetivação do que mandava a nova constituição (Futemma et al. 2013).

Esta mobilização gerou uma retomada das atividades agrícolas tradicionais, que passaram também a ser reconhecidas através de mudanças na legislação, inicialmente com a substituição do Decreto 750 pela Lei da Mata Atlântica, em 2006 (Lei Federal 11.428/2006 e Decreto Federal 6.660/2008) (BRASIL, 2006, 2008). Em seguida, ocorre o aprimoramento desta lei com a Resolução 27/2010 (São Paulo, 2010). Esta Resolução permite que os agricultores quilombolas obtivessem licença para a prática do sistema, porém somente para a conversão de áreas agrícolas com vegetação secundária em estágio inicial de sucessão (< 10 anos de pousio). Segundo RIBEIRO FILHO *et al.* (capítulos 3.1. e 3.2.), esta condição torna o SAI quilombola insustentável. Os resultados destes estudos mostraram que a manutenção da sustentabilidade do sistema é alcançada a partir do uso de áreas em estádios sucessionais tardios (entre 30-55 anos), os quais estão de acordo com conhecimento tradicional quilombola.

A políticas sociais implementadas a partir de 2002, como o Programa Bolsa Família, assim como a regulamentação do Regime Geral de Previdência Social, foram responsáveis pela diversificação da fonte de renda das populações rurais em geral, e dos quilombolas em particular. Programas de desenvolvimento rural como o PRONAF e o PAA contribuíram fortemente para esta diversificação, e acabaram tornando-se grandes ameaças para a sustentabilidade, e até para a continuidade do SAI quilombola. Contudo, esta diversificação (na fonte de renda) ao mudar o modo de vida, mudou também as fontes e a cultura alimentar destas comunidades. Atualmente, 76% do total da renda das famílias quilombolas são destinados à compra de gêneros alimentícios no mercado, evidenciando a transformação e a transição alimentar com o consumo principalmente de alimentos industrializados (Adams et al. 2013, Futemma et al. no prelo).

Portanto, o modo de vida e a paisagem quilombola estão passando atualmente por transições socioambientais que podem comprometer a paisagem florestal, devido à intensificação agrícola a partir da produção de culturas perenes comerciais e o potencial de independência socioeconômica destas populações, com a promoção da erosão do etnoconhecimento relacionado ao SAI quilombola e da constituição de um estado de insegurança alimentar ocasionado pela efemeridade das políticas sociais que garantem a maior parcela da fonte de renda destas famílias.

5. Recomendações e Conclusões

Para garantir a sustentabilidade do SAI quilombola do ponto de vista ecológico deve-se manter o modelo tradicional de manejo do complexo solo/vegetação praticado por estas populações, baseado no etnoconhecimento transmitido pelos antepassados. Este manejo, além de usar, de forma itinerante, áreas cujo estágio sucessional da vegetação entre 30-55 anos (pousio), mantém o material não queimado no local de

cultivo, garantindo uma desmobilização lenta e segura dos nutrientes durante todo o ciclo. Com isso, melhoram as condições de fertilidade do solo em relação à média da matriz florestal como um todo, tornando-os agronomicamente viáveis ao plantio.

Na escala da paisagem recomenda-se também manter o modelo tradicional de manejo, pois as atuais políticas de desenvolvimento, sociais e de conservação têm gerado a substituição gradual dos SAIs para agricultura perene comercial como verificou-se em outras regiões do mundo. As consequências principais desta situação são a perda de agro-biodiversidade e da complexidade estrutural da paisagem. Contudo, este processo de intensificação agrícola não tem provocado um aumento do desmatamento.

Os gestores públicos devem aproximar-se destas populações tradicionais e apoiá-las de acordo com os seus conhecimentos tradicionais, além de apresentar soluções embasadas em estudos técnico-científicos buscando melhorar as condições socioambientais dos envolvidos.

Portanto, o modelo tradicional do SAI quilombola apresenta sustentabilidade socioambiental, e assim foi até meados da década de 50 do século XX. Desde então vem sofrendo transformações de diversas ordens, as quais, além de comprometer sua sustentabilidade, podem levar à completa extinção do sistema.

Neste sentido, o desenvolvimento e a melhoria da qualidade de vida das populações quilombolas do Vale do Ribeira deveriam ser situados em políticas de desenvolvimento territorial rural mais amplas (ABRAMOVAY, 2003), em consonância com o debate internacional sobre descentralização da governança florestal (AGRAWAL *et al.* 2008). Estas políticas, sobretudo, deveriam trabalhar na escala da paisagem, buscando atingir metas de conservação e desenvolvimento numa matriz paisagística diversificada e multi-uso (SAYER *et al.* 2013).

6. Referências

- ABRAMOVAY, R. O Futuro das Regiões Rurais. Porto Alegre: Editora da UFRGS. 2003.
- ADAMS, C. et al. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 41, p. 119–137, 2013.
- ADAMS, C. As roças e o manejo da mata atlântica pelos caiçaras: uma revisão. **Interciencia**, v. 25, n. 3, p. 143–150, 2000.
- AGRAWAL, A., CHHATRE A., HARDIN R. Changing Governance of the World's Forests. **Science**, v. 320, 1460-1462, 2008.
- ALTIERI, M. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 19–31, jun. 1999.
- ALVES, H.P.F. Análise dos Fatores Associados às mudanças na cobertura da terra no Vale do Ribeira através da integração de dados censitários e de sensoriamento remoto. In: **Dinâmica populacional e mudança ambiental: cenários para o desenvolvimento brasileiro** (ed.) Hogan, J. Campinas: Unicamp, 240 p., 2007.
- ANDRIESSE, J, SCHELHAAS, R. M. A Monitoring Study of Nutrient Cycles in Soils Used for Shifting Cultivation under Various Climatic Conditions in Tropical Asia . II . Nutrient Stores in Biomass and Soil--Results of Baseline Studies. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 19, p. 285–310, 1987a.
- ANDRIESSE, J, SCHELHAAS, R. M.; ANDRIESSE, J.; SCHELHAAS, R. A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 19, n. 4, p. 285–310, ago. 1987b.
- ATTIWILL P.M. The disturbance of forest ecosystems: The ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, v.63, p.247–300, 1994.
- AWETO, A.O. 2013. **Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic**. London: Ed. CABI, p. 310, 2013.
- BARROSO, R.M.; Reis, A.; Hanazaki, N. Etnoecologia e etnobotânica da palmeira juçara (*Euterpe edulis* Martius) em comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. **Acta Botanica BRASILica**, v. 24, p. 518-528, 2010.
- BELLWOOD, P. **First Farmers – The Origins of Agricultural Societies**. United Kingdon: Blackwell Publishing, p. 350, 2005.
- BOORMANN, F. H. AND LIKENS, G. E. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. New York: Ed. Springer-Yerlag, p.380, 1979.

BOSERUP, E. **Evolução agrária e pressão demográfica**. São Paulo: Ed. Hucitec/Polis, p. 210, 1989.

BRASIL. **Lei nº 4.771** de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Republica Federativa do BRASIL, BRASILia. 1965.

----- **Decreto nº 750** de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração de supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e das outras providências. Revogado pelo Decreto nº 6.660, de 2008. Republica Federativa do BRASIL, BRASILia. 1993.

----- **Lei nº 11.428**, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e das outras providências. 2006.

----- **Decreto nº 6.660**, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. 2008.

----- **Lei nº 12.561**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012.

BRUUN, T. B. et al. Environmental Consequences of the Demise in Swidden Cultivation in Southeast Asia: Carbon Storage and Soil Quality. **Human Ecology**, v. 37, n. 3, p. 375–388, 16 jun. 2009.

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

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.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1, p. 51–71, 2003.

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

CREVELARO, M. A. **Transição Nutricional em Populações Quilombolas da Mata Atlântica: Correlação entre níveis de Sobrepeso e Obesidade e Indicadores Socioeconômicos/Demográficos em oito Comunidades do Vale do Ribeira, São Paulo, BRASIL**. [s.l.] Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema BRASILEIRO de Classificação de Solos**. Embrapa-Solos/Rio de Janeiro 2ª Ed. 2006.

EWEL, J. et al. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology**, v. 62, n. 3, p. 816–829, 1981.

FEARNSIDE, P. M. Global Warming and Tropical Land-Use Change : Greenhouse Gas Emissions from Biomass Burning, Decomposition and Soils In Forest Conversion, Shifting Cultivation And Secondary Vegetation. **Assessment**, p. 115–158, 2000.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório técnico-científico sobre os remanescentes da comunidade de quilombo de Pedro Cubas de Cima. Município de Eldorado-SP**. São Paulo: Secretaria da Justiça e Defesa da Cidadania, 2003. 43 p.

FUTEMMA, R.T.F.; MUNARI, L.C.; ADAMS, C. The Afro-Brazilian collective land: analyzing institutional changes in the past 200 years. **Latin American Research Review**, In press.

GIARDINA, C. P. et al. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. **Plant and Soil**, v. 220, p. 247–260, 2000.

GREENLAND, D.J. Bringing the Green Revolution to the Shifting Cultivaton. **Science**, v.190, p. 841–844, 1975.

HECHT, S.; SAATCHI, S. S. Globalization and Forest Resurgence : Changes in Forest Cover in El Salvador. **BioScience**, v. 57, n. 8, p. 663–672, 2007.

IANOVALI, D. **A agricultura quilombola no Vale do Ribeira - SP: comparação entre as agriculturas itinerante e permanente**. [s.l.] Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz - Universidade de São Paulo, 2015.

JAKOVAC, C. C. et al. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, p. 67–77, 2015.

JOHNSON, C. M. et al. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v. 147, n. 2-3, p. 245–252, 30 jun. 2001.

JORDAN, C.F. **Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems**. New York: Ed. Wiley, p. 385, 1985.

JUO, A.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 58, n. 1, p. 49–60, jun. 1996.

KANG, B.T. Alley cropping : past achievements and future directions. **Agrofor. Syst.** v.23, p.141–155, 1993.

KAUFFMAN, J. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 176, n. 1-3, p. 1–12, 17 mar. 2003.

KLEINMAN, P.J.A., PIMENTEL, D., BRYANT, R. B. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 52, p. 235–249, 1995.

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, 11 jan. 2010.

LIMA, R. V.A. Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. **Dissertação de mestrado** para obtenção do título de mestre em ciências. Escola de Artes Ciências e Humanidades, USP. 122 p., 2013.

LONG, C.; ZHOU, Y. Indigenous community forest management of Jinuo people ' s swidden agroecosystems in southwest China. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 753–767, 2001.

MAMEDE, M. D. A.; DE ARAÚJO, F. S. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 72, n. 4, p. 458–470, abr. 2008.

MAZOYER, M., ROUDART, L. 2010. **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. São Paulo: Editora UNESP, p. 568, 2010.

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

MERTZ, O. et al. Who Counts? Demography of Swidden Cultivators in Southeast Asia. **Human Ecology**, v. 37, n. 3, p. 281–289, 27 maio 2009.

METZGER, J. P. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region , NE Brazilian Amazon). **Landscape Ecology**, p. 419–431, 2002.

METZGER, J. P. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 4, p. 325–333, dez. 2003.

MUNARI, L. C. Memória social e ecologia histórica: a agricultura de coivara das populações quilombolas do Vale do Ribeira e sua relação com a formação da Mata

Atlântica local. **Dissertação de Mestrado** para obtenção de título em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 217 p. 2009.

NYE, P. H.; GREENLAND, D. J. **The soil under shifting cultivation**. Technical communications 51. Harpenden: Commonwealth Bureau of Soils, p. 250, 1960.

OKIGBO, B.N. Alternatives to shifting cultivation. **Ceres**, v.14, p.41-45, 1981.

OLIVEIRA, R. R. When the shifting agriculture is gone: functionality of Atlantic Coastal Forest in abandoned farming sites Depois que as roças foram embora: funcionalidade da Mata Atlântica em locais de roças abandonadas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 213–226, 2008.

PEDROSO JR, N. N.; MURRIETA, R. S. S.; ADAMS, C. A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação The slash-and-burn agriculture: a system in transformation. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 153–174, 2008.

PEDROSO-JUNIOR, N.N., MURRIETA, R.S.S., ADAMS, C. Slash-and-Burn Agriculture: A System in Transformation. In: Begossi, A., Lopes, P. (Eds). Current Trends in Human Ecology. Cambridge Scholars Publishing, Cambridge, p.12-34. 2009.

PEDROSO-JUNIOR, N. **No caminho dos antigos: agricultura de corte-e-queima e intensificação agrícola em populações quilombolas do Vale do Ribeira, SP**. [s.l.] Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2008.

PRADO, H. M. et al. Local and scientific knowledge for assessing the use of fallows and mature forest by large mammals in SE Brazil: identifying singularities in folkecology. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 10, p. 7, 2014.

PRADO, H.M. O conhecimento de agricultores quilombolas sobre forrageio e uso de habitat por mamíferos de grande porte na Mata Atlântica: evidenciando a centralidade dos ambientes antropogênicos na constituição do etnoconhecimento (Vale do Ribeira, SP, BRASIL). **Tese de Doutorado** para obtenção de título de doutor em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 209 p. 2012a.

PRADO, V. L. S. Ecologia Política da comida e nutrição em duas comunidades quilombolas do Vale do Ribeira (Estado de São Paulo, BRASIL). **Dissertação de mestrado** para obtenção de título de mestre em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo.

PROCTOR, J. **Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems**. Oxford: Ed. Blackwell Science Publications, p. 347, 1989.

QUEIROZ, R.S. **Caipiras negros no Vale do Ribeira: um estudo de antropologia econômica**. São Paulo: USP, FFLCH, 1983. 166 p. (Antropologia, 1).

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; PORTER, J.P. RUSLE: revised universal soil loss equation. **J. Soli Water Conserv.**, v.46, p. 30-33. 1991.

RIBEIRO FILHO, ALEXANDRE ANTUNES, ADAMS, CRISTINA, MURRIETA, R. S. S. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil : a review Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais : uma revisão. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humans**, v. 8, n. 3, p. 693–727, 2013.

RIBEIRO, C.R.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, 1141-1153, 2009.

RUDEL, T. K. The Human Ecology of Regrowth in the Tropics. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 31, n. 4-5, p. 340–354, jun. 2012.

RUDEL, T. K. et al. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 49, p. 20675–20680, 2009.

RUDEL, T. K. et al. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. **Global Environmental Change**, v. 15, p. 23–31, 2005.

SAMPAIO, F. A. R. et al. Balanço de Nutrientes e da Fitomassa em um Argissolo marelo sob Floresta Tropical Amazônica após a Queima e Cultivo com Arroz’. **Revista BRASILEIRA de Ciência do Solo**, v. 27, n. 2, p. 1161–1170, 2003.

SANCHEZ, P.A., LOGAN, T.J. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: R. Lal and P. A. Sanchez (Eds.) **Myths and science of soils of the tropics**. EUA: Soil Science Society of America Special Publication no. 29, pp 35-46, 1992.

SANTOS, K.M.P.; TATTO, N. **Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira**. São Paulo: Instituto Socioambiental. p. 193. 2008.

SAO PAULO. **Resolucao SMA-027** de 30 de marco de 2010. Dispoe sobre procedimentos simplificados de autorizacao para supressao de vegetacao nativa, a que se referem os artigos 33 e 34 do Decreto Federal 6.660, de 21-11-2008, para pequenos produtores rurais e populacoes tradicionais visando a agricultura sustentavel nas areas de regeneracao inicial da Mata Atlantica e da outras providencias. Secretaria do Meio Ambiente, Sao Paulo. 2010.

SCATENA, F.N.; WALKER, R.T.; HOMMA, A.K.O.; DE CONTO, A.J.; FERREIRA, C.A.P.; CARVALHO, R.D. Cropping and fallowing se- quences of small farms in the “terra firme” landscape of the Brazilian Amazon: A case study from Santarém, Pará. **Ecological Economics** v.18, p. 29–40, 1996.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; BURESH, R. J. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. **Agroforestry Systems**, v. 47, p. 163–196, 1999.

TAQUEDA, C.S. A Etnoecologia dos Jardins-quintal e seu Papel no Sistema Agrícola de Populações Quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. **Dissertação de Mestrado** para obtenção de título em Ciências, Área de Ecologia – IB-USP. São Paulo. 213 p. 2009.

THOMAZ, E. L.; ANTONELI, V.; DOERR, S. H. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. **Catena**, v. 122, p. 209–215, 2014.

THORKILDSEN, K. Social-Ecological Changes in a Quilombola Community in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **Human Ecology**, 2014.

TURNER, M.G., ROMME, W.H., GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V. AND KRATZ, T.K. Arevised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. **Landscape Ecology**, v. 8, p. 213–227, 1993.

UHL, C.; MURPHY, P. A comparison of productivities and energy values between slash and burn agriculture and secondary succession in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Agro-Ecosystems**, v.7, p. 63-83. 1981.

VADEZ, V. et al. Brief Communication: Does Integration to the Market Threaten Agricultural Diversity? Panel and Cross-Sectional Data From a Horticultural-Foraging Society in the Bolivian Amazon. **Human Ecology**, v. 32, n. 5, p. 635–646, out. 2004.

VAN VLIET, N. et al. “Slash and Burn” and “Shifting” Cultivation Systems in Forest Agriculture Frontiers from the Brazilian Amazon. **Society & Natural Resources**, v. 26, n. 12, p. 1454–1467, dez. 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, maio 2012.

WALKER, R.T.; HOMMA, A.K.O.; SCATENA, F.N.; CONTO, A.J.; RODRIGUES-PEDRAZZA, C.D.; FERREIRA, C.A.P. Land cover evolution of small properties: the Transamazon Highway. **Revista de Economia e Sociologia Rural** v.35, p. 115–126, 1997.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical forest**. Oxford: Ed. Claredon Press, p. 266. 1990.

YEMEFACK, M.; JETTEN, V.; ROSSITER, D. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 1, p. 84–98, mar. 2006.

ZIEGLER, A. D. et al. Environmental Consequences of the Demise in Swidden Cultivation in Montane Mainland Southeast Asia: Hydrology and Geomorphology. **Human Ecology**, v. 37, n. 3, p. 361–373, 30 jun. 2009.

Capítulo 4

4.2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo desta tese foi avaliar a dinâmica da fertilidade dos solos sob o Sistema Agrícola Itinerante (SAI) quilombola praticado em remanescente de Mata Atlântica no Médio Vale do Ribeira. Para isso, serviu-se de dois métodos: o diacrônico e o sincrônico (Yemefack et al., 2006).

No Capítulo 3 foram apresentados os resultados e as discussões sobre a dinâmica supracitada, principalmente a partir da contextualização dos artigos de revisão apresentados no Capítulo 2. No Capítulo 4 avaliou-se a sustentabilidade do SAI quilombola à luz dos conteúdos contidos nos capítulos anteriores.

O artigo da seção 3.1. o artigo apresentou os resultados do método diacrônico, o qual propiciou avaliar-se a dinâmica da fertilidade do solo nas fases agrícolas (conversão e cultivo) do SAI quilombola, estudo inédito para às práticas quilombolas realizadas na Mata Atlântica. Além de se verificar que não houve mudança significativa na fertilidade dos solos nas roças experimentais avaliadas durante estas fases, concluiu-se que o uso do fogo não traz prejuízos às propriedades físicas, químicas e biológicas deste componente neste sistema agrícola. Esta conclusão foi possível ao se medir as temperaturas dos solos durante a queima da vegetação, cujas variações (elevação média de 10°C) não devem afetar a micro e a macro pedofauna (Nye & Greeland, 1960; Kauffman, 2003; Sampaio et al., 2003; Yemefack et al., 2006; Mamede & Araujo, 2008; Thomaz et al., 2014).

Outro ponto investigado neste artigo refere-se à legislação (Lei Federal 11.428/Decreto Federal 6.600/2008) (Brasil, 2006,2008) que restringe a pratica do SAI quilombola às áreas de até 10 anos de pousio. Para os quilombolas o ideal é converter áreas com vegetação em estádios sucessionais avançados (acima de 25 anos). Ao se

realizar roças experimentais nessas duas faixas de idade de pousio, verificou-se que os quilombolas estão corretos, apesar das áreas de capoeiras previstas na lei apresentarem solos relativamente mais férteis do que às de estádios avançados. O equilíbrio do SAI depende da manutenção dos nutrientes no ecossistema, sendo assim, deve-se considerar não somente o solo, mas também a vegetação para esta análise. Desta forma, o estudo diacrônico avaliou a biomassa das áreas investigadas e os resultados abrangendo o complexo solo/vegetação estão de acordo com o conhecimento etnoecológico quilombola, pois capoeiras de 10 anos diminuiria a resiliência do sistema, além de comprometer a biodiversidade da floresta (CHAZDON 2013; JAKOVAC *et al.*, 2015).

Dentro da expectativa do delineamento desta tese, o método sincrônico utilizado foi complementar ao diacrônico, de tal forma, que possibilitou a compreensão de como ocorre a dinâmica dos nutrientes manejados na prática do SAI quilombola. O artigo da seção 3.2. ao avaliar a fertilidade do solo em áreas com diferentes idades de pousios, concluiu que o pousio é o responsável pelo retorno das condições de fertilidade do solo àquelas da floresta madura. Este resultado estaria de acordo com grande parte da literatura especializada, a qual Aweto (2013) revisou no livro de sua autoria “*Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic*”. Contudo, a partir da avaliação das fases agrícolas no método diacrônico, verificou-se que 80% da biomassa derrubada não era queimada. No método sincrônico verificou-se que as áreas de pousio até 15-25 anos têm taxas altas de regeneração da vegetação e, mesmo assim, seus solos apresentam a melhor condição de fertilidade em relação àqueles que compõem as outras unidades da matriz florestal. Portanto, pode-se concluir que esta vegetação não queimada era a responsável pela manutenção de grande parte dos nutrientes no SAI, além de permitir uma conceituação mais ampla para a função do pousio, a qual é garantir a manutenção do *pool* de nutrientes do complexo solo/vegetação.

Ademais, os dois métodos permitiram a descrição de um modelo de Slash/Mulch de SAI (Thurston, 1997), denominado aqui de Mulch/Slash/Burn, o qual agrega o *Mulch*, muito defendido como uma alternativa para o fogo (Kato et al., 1999; Sommer et al., 2004; Denich et al., 2005; Reichert et al., 2014), mas também o fogo, considerado fundamental para os agricultores itinerantes (Norgrove & Hauser, 2014).

Conclui-se este estudo no Capítulo 4, o qual apresenta as transformações que estão levando o SAI quilombola a perder o equilíbrio ecológico, o qual foi claramente verificado neste estudo.

Referências

AWETO, A.O. **Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic**. London: Ed. CABI, p. 310, 2013.

BRASIL, **Decreto nº 6.660**, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. 2008.

BRASIL, **Lei nº 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. 2006.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1, p. 51–71, 2003.

DENICH, M. et al. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 110, n. 1-2, p. 43–58, 1 out. 2005.

JAKOVAC, C. C. et al. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, p. 67–77, 2015.

KATO, M. S. . et al. Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. **Field Crops Research**, v. 62, n. 2-3, p. 225–237, jun. 1999..

KAUFFMAN, J. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 176, n. 1-3, p. 1–12, 17 mar. 2003.

MAMEDE, M. D. A.; DE ARAÚJO, F. S. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 72, n. 4, p. 458–470, abr. 2008.

NORGROVE, L.; HAUSER, S. Estimating the Consequences of Fire Exclusion for Food Crop Production, Soil Fertility, and Fallow Recovery in Shifting Cultivation Landscapes in the Humid Tropics. **Environmental Management**, v. 55, p. 536–549, 2014.

NYE, P. H.; GREENLAND, D. J. **The soil under shifting cultivation**. Technical communications 51. Harpenden: Commonwealth Bureau of Soils, p. 250, 1960.

REICHERT, J. M. et al. Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: Hydraulic and mechanical soil properties. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 192, p. 47–60, 2014.

SAMPAIO, F. A. R. et al. Balanço de Nutrientes e da Fitomassa em um Argissolo marelo sob Floresta Tropical Amazônica após a Queima e Cultivo com Arroz'. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 2, p. 1161–1170, 2003.

SOMMER, R. et al. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 68, n. 3, p. 257–271, mar. 2004.

THOMAZ, E. L.; ANTONELI, V.; DOERR, S. H. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. **Catena**, v. 122, p. 209–215, 2014.

THURSTON, H.D. Slash/Mulch System. Sustainable Methods for Tropical Agriculture. Westview Press, Boulder CO, USA, 1997.

YEMEFACK, M.; JETTEN, V.; ROSSITER, D. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 1, p. 84–98, mar. 2006.

RESUMO & ABSTRACT

Resumo

Esta tese é um estudo de Ecologia Humana realizado no contexto de duas comunidades remanescentes de quilombo da região do Vale do Ribeira (Médio Ribeira, SP). Portanto, avalia as interações socioambientais entre as comunidades humanas e as biológicas que constituem o bioma Mata Atlântica na região. Especificamente, esta interação é investigada a partir da dinâmica da fertilidade dos solos, a qual é um subsídio fundamental para o estabelecimento e a manutenção da atividade agrícola quilombola sob os processos ecológicos desse ecossistema florestal. O sistema agrícola quilombola baseia-se nos processos ecológicos da floresta e corresponde ao amplamente conhecido Sistema Agrícola Itinerante (SAI). Desta forma, o manejo do SAI quilombola transfere parte dos nutrientes do complexo solo/vegetação para a produção de cultivares, destinada à subsistência destas populações: o arroz, o milho, o feijão e a mandioca. A principal questão teórica que envolve o SAI é como é possível manter o equilíbrio entre o balanço dos nutrientes mantidos no complexo solo/vegetação da floresta, em face da retirada de parte deles do sistema devido à perturbação antropogênica. Esta tese avaliou os impactos do SAI quilombola sobre o solo da Mata Atlântica no Médio Vale do Ribeira (SP). Dentro deste enfoque ecológico, avaliou também se o SAI quilombola mantém o equilíbrio da dinâmica de nutrientes do complexo solo/vegetação da floresta, ou seja, se o sistema é sustentável. As duas comunidades estudadas se originaram a partir de contingentes de escravos forros, libertos ou fugidos na região há pelo menos dois séculos, e adotaram o SAI quilombola como principal atividade de subsistência na Mata Atlântica. Esta prática histórica definiu em grande parte a composição e a configuração da paisagem que se observa atualmente na região. A dinâmica da fertilidade do solo sob o SAI quilombola foi avaliada em áreas com vegetação secundária passível de ser convertida, de acordo com a lei (10 anos de pousio) e áreas com 25-30 anos de pousio, consideradas mais adequadas pelo etnoconhecimento ecológico quilombola. Portanto, o objetivo central desta tese é avaliar os impactos do SAI quilombola sobre o solo numa área de mata atlântica no Médio Vale do Ribeira (SP). Os objetivos específicos são: (1) Analisar a qualidade dos solos nas diferentes fases do SAI - Conversão, Cultivo e Pousio (este último, em período inicial e em biossequência em florestas secundárias em diferentes estádios de regeneração submetidas ao uso agrícola); (2) analisar o papel do fogo sobre a qualidade do solo (nutrientes, SOC, propriedades físicas e biológicas); (3) verificar se o solo apresenta-se num processo conservativo ou de degradação nas áreas submetidas ao cultivo itinerante. Dois métodos foram empregados para esta investigação. O método diacrônico avaliou a dinâmica da fertilidade do solo nas etapas de conversão e cultivo do SAI quilombola, o efeito do fogo sobre a temperatura dos solos nas roças experimentais e a estimativa da biomassa destas áreas a partir de uma equação alométrica desenvolvida com o uso do método destrutivo de pesagem da biomassa epígea. O método sincrônico avaliou a dinâmica da fertilidade do solo sob o SAI em áreas com diferentes classes de idade de pousio e comparou-as com os solos de floresta madura. Os resultados obtidos apresentaram interesses ecológicos, socioambientais e políticos. Com as duas revisões apresentadas (descritiva e sistemática) conclui-se que o SAI tem potencial como um sistema agrícola sustentável ecologicamente. Os resultados do estudo diacrônico mostraram que não há diferença significativa entre as roças de 10-15 anos e 20-25 anos na condição de fertilidade do solo antes do início do ciclo, assim como para a eficiência do fogo utilizado e a quantidade de nutrientes que este disponibiliza para solo através das cinzas. A temperatura sob o fogo não variou acima de 10°C nos solos, condição que não gera impactos negativos às suas propriedades. O estudo sincrônico apresentou uma

definição de pousio, a qual definiu o papel do mesmo como o de garantir a manutenção dos nutrientes do complexo solo/vegetação das florestas tropicais submetidas ao SAI. Encontrou que o protagonista na dinâmica dos nutrientes no SAI quilombola é a decomposição do material botânico não queimado durante, principalmente, o período do pousio, e não o fogo. Os dois métodos permitiram a descrição de um modelo de Slash/Mulch de SAI denominado aqui de Mulch/Slash/Burn, o qual agrega o *Mulch*, muito defendido como uma alternativa para o fogo, mas também o fogo, considerado fundamental para os agricultores itinerantes. Permitiram concluir que o etnoconhecimento dos quilombolas estava correto em reivindicar que o SAI seja realizado a partir de roças em estádios tardios e não iniciais como previsto em lei. Conclui-se que para garantir a sustentabilidade do SAI quilombola do ponto de vista ecológico deve-se manter o modelo tradicional de manejo do complexo solo/vegetação praticado por estas populações, baseado no etnoconhecimento transmitido pelos antepassados. Na escala da paisagem recomenda-se também manter o modelo tradicional de manejo, pois as atuais políticas de desenvolvimento, sociais e de conservação têm gerado a substituição gradual dos SAIs para agricultura perene comercial como verificou-se em outras regiões do mundo. Os gestores públicos devem aproximar-se destas populações tradicionais e apoiá-las de acordo com os seus conhecimentos tradicionais, além de apresentar soluções embasadas em estudos técnico-científicos buscando melhorar as condições socioambientais dos envolvidos. Portanto, o modelo tradicional do SAI quilombola apresenta sustentabilidade socioambiental, e assim foi até meados da década de 50 do século XX. Desde então vem sofrendo transformações de diversas ordens, as quais, além de comprometer sua sustentabilidade, podem levar à completa extinção do sistema. Neste sentido, o desenvolvimento e a melhoria da qualidade de vida das populações quilombolas do Vale do Ribeira deveriam ser situados em políticas de desenvolvimento territorial rural mais amplas, em consonância com o debate internacional sobre descentralização da governança florestal. Estas políticas, sobretudo, deveriam trabalhar na escala da paisagem, buscando atingir metas de conservação e desenvolvimento numa matriz paisagística diversificada e multi-uso.

Abstract

This thesis is a study of Human Ecology within the context of two remaining *quilombolas* communities in the Ribeira Valley region (SP). Assessing therefore the environmental interactions between the human and biological communities that make up the Atlantic Forest biome in the region. This interaction was specifically investigated from the dynamics of soil fertility, which is a key benefit for the establishment and maintenance of *quilombola* agricultural activity under the ecological processes of this forest ecosystem. The *quilombola* agricultural system is based on the ecological processes of the forest which correspond to the widely known Shifting Cultivation System (SCS). Thus, the farming at the *quilombola* SCS transfers a portion of the nutrients of the complex soil/vegetation to produce cultivars used for the livelihood of these populations: rice, corn, beans and manioc. The main theoretical question that involves the SCS is how it can maintain the equilibrium between the balance of the nutrients maintained in the complex soil/vegetation of the forest when confronted with their removal from the system due to the anthropogenic disturbance. This thesis has assessed the impact of the *quilombola* SCS on the soil of the Atlantic Forest in the Middle Ribeira Valley (SP). Within this ecological approach, it also evaluated if the *quilombola* SCS maintains the equilibrium of the nutrients' dynamic in the complex soil/vegetation, that is, if the system is sustainable. The two studied communities originate from the freed, rescued or escaped contingent of slaves in the region around two centuries ago, and who adopted the *quilombola* SCS as the main subsistence activity in the Atlantic Forest. This historical practice has largely defined the composition and the configuration of the landscape that is currently observed in the region. The dynamics of fertility of the soil under the *quilombola* SCS was evaluated in areas with secondary vegetation that could be converted, in accordance with the law (10 years of fallow) and areas with 25-30 years of fallow, which is considered as more appropriate by the *quilombola* ecological ethnoknowledge. Therefore, the main objective of this thesis is assessing the impact of the *quilombola* SCS on the soil in a rainforest area in the Middle Ribeira Valley (SP). The specific objectives are: (1) analyzing the quality of the soil at the various stages of the SCS - Conversion, cultivation and fallow (the latter in the initial period and the biosequential sampling in secondary forests in different regeneration stages that were subjected to agricultural use); (2) analyzing the role of fire on the quality of the soil (nutrients, SOC, physical and biological properties); (3) verifying if the soil is in a conservative or degradation process in areas that were subjected to shifting cultivation. Two methods were used for this investigation. The diachronic method assessed the dynamics of soil fertility in the conversion and cultivation phases of the *quilombola* SCS, the effect of fire on the temperature of the soil in the experimental plots, and estimated the biomass of these areas using an allometric equation that was developed using a destructive method of weighing the epigeal biomass. The synchronous method evaluated the dynamics of soil fertility under the system in areas with different fallow age groups and compared them with those of mature forest soils. The results showed ecological, social, environmental and political interests. The two presented reviews (descriptive and systematic) led to the conclusion that the SCS has potential as an environmentally sustainable agricultural system. The results of the diachronic study showed no significant differences in the condition of the soil fertility between the areas with 10-15 years and 20-25 years before the beginning of the cycle, as well as in the efficiency of the fire used and the quantity of nutrients that is provided to the soil through the ashes. The temperature under the fire did not vary above 10 ° C in the soil, a condition that did not generate a negative impact

on their properties. The synchronic study presented a definition of fallow, defining its role as the one to ensure the maintenance of the nutrients of the complex soil /vegetation of tropical forests subjected to the SCS. It was found that the protagonist in the dynamics of the nutrients of the *quilombola* SCS is the decomposition of botanic material, especially during the fallow period and not burned by the fire. Both methods enabled the description of a model of Slash/Mulch of SCS herein called Mulch/Slash/Burn, which adds Mulch, which has been quite advocated as an alternative to fire, but also the fire, considered crucial by shifting cultivators. They showed that the ethnoknowledge of the *quilombolas* was correct when claiming that the SCS should be conducted in farms at late successional vegetation stages and not initial, ones as provided by law. In conclusion, to ensure the sustainability of the *quilombola* SCS from an ecological standpoint, one must maintain the traditional farming model of the complex soil/vegetation that is practiced by these populations, based on the ethnoknowledge transmitted by their ancestors. On the landscape scope, keeping the traditional farming model is also recommended, since the current development, social and preservation policies have led to the gradual replacement of the SCS by commercial perennial agriculture systems, as verified in other regions of the world. Public managers should approach these traditional communities and support them according to their traditional knowledge, in addition to presenting them with solutions based in technical and scientific studies seeking to improve social and environmental conditions for those involved. Therefore, the traditional model of the *quilombola* SCS presents environmental sustainability, as was the case until the mid-50s of XX century. Since then it has undergone transformations of various orders, which, in addition to compromising their sustainability, can lead to the complete extinction of the system. In this sense, the development and improvement of the quality of life of the *quilombola* populations of the Ribeira Valley should be based in broader rural territorial development policies aligned with the international debate on decentralization of forest governance. These policies, above all, should work at the landscape scope, seeking to achieve conservation and development goals in a diversified and multi-use landscape matrix.

ANEXOS

ANEXOS

ANEXO I

Anexo I - Referências bibliográficas com dados primários, utilizadas nesta revisão (os números das referências são aqueles indicados nas tabelas de impactos sobre as propriedades do solo).

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/ I
1	Brunn et al. (2006)	Shifting cultivation; Fallow periods; Yields; Plant-available N and P; Soil organic carbon	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 113, 139–149.		Borneo	S
2	Aboim et al. (2008)	Soil quality; Soil quality indicators; Microbial diversity; DGGE	web of science	Applied Soil Ecology 38, 100 – 108.	América do Sul	Brasil	S
3	Lessa et al. (1996)	Slash and burn; Ashes; Fine roots; Dynamics of exchangeable cations; Soil organic matter; Oxisol soils	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 59, 191-202	América do Sul	Brasil	S
4	Mamede and Araújo (2008)	Agricultural practices; Biodiversity; Fire; Seedling emergence; Semiarid tropical zone (SAT); Plant life-form	web of science	Journal of Arid Environments 72, 458–470	América do Sul	Brasil	I
5	Salcedo <i>et al.</i> (1997)	Oxisol; Subtractive fertilizer trial; Additive fertilizer trial; N mineralization; C mineralization	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 65, 177-186	América do Sul	Brasil	S
6	Sommer <i>et al.</i> (2004)	AEC, Fallow vegetation, Leaching, Slash-and-burn, Variable-charge soil, volatilization	web of science	Nutrient Cycling in Agroecosystems 68, 257–271.	América do Sul	Brasil	I

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
7	Tiessen <i>et al.</i> (1992)		web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment, 38, 139- 151	América do Sul	Brasil	S
8	Zarin <i>et al.</i> (1998)	available phosphorus, Brazil, exchangeable cations, soil organic carbon, terra firme, várzea	web of science	Agroforestry Systems 41, 307–311	América do Sul	Brasil	S
9	Béliveau <i>et al.</i> (2009)	Soil mercury; Amazon deforestation; Slash-and-burn agriculture; Soil cations; Soil texture; land use	web of science	Science of the Total Environment 407, 4480–4489	América do Sul	Brasil	I
10	Hughes <i>et al.</i> (2000)	Tropical deforestation · Regenerating forests · Biomass burning · Carbon and nutrient pools · Amazon Basin	web of science	Oecologia 124, 574– 588	América do Sul	Brasil	S
11	Sampaio <i>et al.</i> (1993)	Brasil; coppicing; crown area; dry forest; fire; slash and burn; species survival; sprouting.	web of science	Biotropica 25, 452-460	América do Sul	Brasil	I
12	Farella <i>et al.</i> (2006)	Mercury; Cations; Deforestation; Amazon; Agriculture; Land-use	web of science	Science of the Total Environment 368, 19– 29	América do Sul	Brasil	S
13	Hölscher <i>et al.</i> (1997)	Amazonia; Shifting cultivation; Soil chemistry; Nutrient dynamics	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 66, 153- 163	América do Sul	Brasil	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
14	Johnson <i>et al.</i> (2001)	Aboveground biomass; Plant nutrients; Soil nutrients; Slash-and-burn agriculture	web of science	Forest Ecology and Management 147, 245-252	América do Sul	Brasil	S
15	Kato <i>et al.</i> (1999)	Land preparation; Mulch; Nutrient management; Secondary vegetation; Fallow	web of science	Field Crops Research 62, 225±237	América do Sul	Brasil	I
16	Lima <i>et al.</i> (2010)	agricultura de queima e corte, invertebrados do solo, sistemas agroflorestais, sistemas de uso do solo, transição cerrado-floresta.	Scielo	Pesq. agropec. bras., Brasília 45, 322-331	América do Sul	Brasil	I
17	R. R. Oliveira (2008)	Slash-and-burn agriculture. Caiçaras. Turn over of nutrients. Litter layer. Secondary forest.	Scielo	Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas, Belém, 3, 213-226	América do Sul	Brasil	S
18	Sampaio <i>et al.</i> (2003)	Amazônia, agricultura itinerante, efeito residual, conversão de florestas.	Scielo	Revista Brasileira de Ciência do Solo 27, 1161-1170	América do Sul	Brasil	S
19	Menzies and Gillman (2003)	Land clearing, Nutrient leaching, Shifting agriculture	web of science	Nutrient Cycling in Agroecosystems 65, 23–33	África	Camarão	S
20	Obale-Ebanga <i>et al.</i> (2003)	Vertisols, aggregates, stability, land use, shifting cultivation, Cameroon	web of science	Soil Use and Management 19, 83±86	África	Camarão	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
21	Yemefack <i>et al.</i> (2006a)	Empirical modelling; Soil dynamics; Chronosequence; Shifting cultivation; Fractional rational function; Sampling strategies; Southern Cameroon	web of science	Geoderma 133, 380–397	África	Camarão	S
22	Yemefack <i>et al.</i> (2006b)	Minimum data set (MDS); Shifting cultivation; Soil dynamics; Southern Cameroon; Soil quality; Multi-criteria decision-making	web of science	Soil & Tillage Research 86, 84–98	África	Camarão	S
23	Ewel <i>et al.</i> (1981)	carbon; carbon dioxide; cations; Costa Rica; fire; mycorrhizae; nitrogen; phosphorus; seeds; shifting agriculture; slash and burn; sulfur; tropical forests.	web of science	Ecology 62, 816-829	América Central	Costa Rica	S
24	Soto <i>et al.</i> (1995)		web of science	Catena 24, 13- 23	Europa	Espanha	S
25	Rossi <i>et al.</i> (2010)	Soil macrofauna; Species richness; Slash-and-burn agriculture; Agriculture intensification; Landscape; Biodiversity.	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 135, 148–154	América do Sul	Guiana Francesa	S
26	Topoliantz <i>et al.</i> (2006)		web of science	European Journal of Soil Science 57, 269–278	América do Sul	Guiana Francesa	S
27	Sirois <i>et al.</i> (1998)	Erythrophleum guinensis, managed fallows, nutrient cycling, Parinari excelsa, Parkia biglobosa, shifting cultivation	web of science	Agroforestry Systems 40, 227–246	África	Guinea	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
28	Paniagua <i>et al.</i> (1999)	Soil degradation and rehabilitation; Vegetation successions; Soil fertility indices; Honduras	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 72, 215±225	América Central	Honduras	S
29	Fonte <i>et al.</i> (2010)	Agroforestry; Carbon storage; Earthworms; Phosphorus availability; Slash-and-burn agriculture; Soil aggregates	web of science	Geoderma 155, 320– 328	América Central	Honduras	S
30	Bhadauria and Ramakrishnan (1989)		web of science	The Journal of Applied Ecology 26, 505-520	Ásia	Índia	S
31	Gafur <i>et al.</i> (2003)	Shifting cultivation; Hydrology; Soil erosion; Nutrient depletion; Bangladesh	web of science	Journal of Hydrology 274, 30–46	Ásia	Índia	S
32	Mishra and Ramakrishnan (1983)		web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 9, 83-96	Ásia	Índia	S
33	Lawrence <i>et al.</i> (2005)	Indonesia; rainforest; secondary forest; seed dispersal; shifting cultivation; species composition; soil nutrients.	web of science	Ecological Applications 15, 1952-1967	Ásia e Oceania	Indonésia	S
34	Ketterings and Bigham (2000)		web of science	Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1826–1833	Ásia - Oceania	Indonésia	
35	Ketterings <i>et al.</i> (2000)		web of science	Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1108–1117	Ásia - Oceania	Indonésia	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
36	Ketterings <i>et al.</i> (2002)	Oxisols; Phosphorus; Slash-and-burn; Indonesia; Rubber agroforestry	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 92, 37–48	Ásia - Oceania	Indonésia	S
37	Ketterings <i>et al.</i> (1999)	Slash-and-burn; Shifting cultivation; Fire; Farmer's survey; Social/economic/agronomic survey; Small rubber producers; Jambi; Province; Sumatra; Indonesia	web of science	Forest Ecology and Management 120, 157±169	Ásia - Oceania	Indonésia	S
38	Lawrence and Schlesinger (2001)	disturbance; Indonesia; nutrient cycling; phosphorus fractionation; phosphorus, organic; phosphorus soil; shifting cultivation; tropical rain forest; tropical soil	web of science	Ecology 82, 2769-2780	Ásia - Oceania	Indonésia	S
39	Rodenburg <i>et al.</i> (2003)	Soil run-off; Slash-and-burn; Spatial variability; Soil pH; Resin-extractable P; Small-scale agriculture; Rubber plantation; Indonesia	web of science	Soil & Tillage Research 71, 1–14	Ásia - Oceania	Indonésia	S
40	McDonald <i>et al.</i> (2002)	Slash-and-burn agriculture; Surface runoff; Soil erosion; Soil fertility; Deforestation; Forest buffer zone; Agroforestry; Contour hedgerow; Calliandra calothyrsus; Jamaica	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 92, 1–19	América Central	Jamaica	S
41	Chaplot <i>et al.</i> (2007)	soil interrill erosion; runoff; soil crusting; shifting cultivation; sloping lands; Laos	web of science	Interrill erosion in the sloping lands of northern	Ásia	Laos	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
42	Roder <i>et al.</i> (1997)	shitting cultivation; rice; soil fertility; C-loss	web of science	Geoderma 76, 131 – 144	Ásia	Laos	S
43	Roder <i>et al.</i> (1995)	Ageratum conyzoides, Chromolaena odorata, extractable P, fallow period, Lygodium flexuosum, N, organic matter, shifting cultivation, soil fertility, upland Rice	web of science	Plant and Soil 176, 27-36	Ásia	Laos	S
44	Rumpel <i>et al.</i> (2006a)	Tropical sloping land; Erosion; Organic matter; Black carbon	web of science	Catena 65, 30 – 40	Ásia	Laos	S
45	Rumpel <i>et al.</i> (2006b)	Tropical soil; Organic matter composition; Black carbon	web of science	Geoderma 130, 35–46	Ásia	Laos	S
46	Sakurai <i>et al.</i> (2005)	northern Laos, population capacity, Shifting cultivation, sustainability, upland rice.	web of science	Soil Sci. Plant Nutr. 51,767-770	Ásia	Laos	S
47	Brand and Pfund (1998)	Madagascar; Nutrient balance; Nutrient depletion; Shifting cultivation	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 71, 169±183	África	Madagascar	S
48	Styger <i>et al.</i> (2009)	Tavy; Sucession; Carbon sequestration; Slash-and-burn; Shifting cultivation; Biodiversity	web of science	Agroforest Syst 77, 107–122	África	Madagascar	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
49	Andriesse and Koopmans (1984/1985)		web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 12, 1—16	Ásia	Malásia	S
50	Hattori <i>et al.</i> (2005)	degraded forest, mixed dipterocarp forest, Sarawak, shifting cultivation, soil characteristics	web of science	Soil Sci. Plant Nutr. 61, 231 – 241	Ásia	Malásia	S
51	Kendawang <i>et al.</i> (2004)	fire severity; microbial biomass C; Sarawak; shifting cultivation; soil organic matter	web of science	Soil Sci. Plant Nutr 50, 677-687	Ásia	Malásia	S
52	Kendawang <i>et al.</i> (2005)	fire severity, microbial biomass, Sarawak, shifting cultivation, soil burning effect	web of science	Soil Sci. Plant Nutr. 61, 515-523	Ásia	Malásia	S
53	Tanaka <i>et al.</i> (2004)	nutrient dynamics; runoff water; Sarawak; Shifting cultivation; soil acidity	web of science	Soil Sci. Plant. Nutr 50, 689-699	Ásia	Malásia	S
54	Tanaka <i>et al.</i> (2005)	nutrient dynamics, runoff water, Sarawak, shifting cultivation, soil acidity.	web of science	Soil Sci. Plant Nutr. 51, 525-533	Ásia	Malásia	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
55	Neergaard <i>et al.</i> (2008)	137Cs; Erosion; Upland rice; Black pepper; Soil carbon; Slash-and-burn; Swidden farming	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 125, 182–190	Ásia	Malásia	S
56	Andriesse and Schelhaas (1987a)		web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 19, 285-310	Ásia	Malásia, Sri Lanka e Tailândia	S
57	Andriesse and Schelhaas (1987b)		web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 19, 311-332	Ásia	Malásia, Sri Lanka e Tailândia	S
58	Ellingson <i>et al.</i> (2000)	Deforestation; Fire ecology; Nitrification; Nitrogen mineralization/transformation; Tropical dry forest; Tropical pasture; Slash-and-burn agriculture	web of science	Forest Ecology and Management 137, 41±51	América do Norte	México	I
59	Diekmann <i>et al.</i> (2007)	Tropical dry forest Geostatistics Mexico Shifting cultivation Soil nutrients Spatial heterogeneity	web of science	Biogeochemistry 84, 99–113	América do Norte	México	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
60	Castellanos <i>et al.</i> (2001)	Slash-and-burn; fine roots; tropical dry forest; root biomass; root productivity; México	web of science	Forest Ecology and Management 148, 41±50	América do Norte	México	I
61	Døckersmith <i>et al.</i> (1999)	fire, nitrogen, phosphorus, soil nutrient heterogeneity, tree effects, tropical dry forest	web of science	Plant and Soil 209, 137–156	América do Norte	México	S
62	Garcia-Oliva <i>et al.</i> (1999)	soil carbon; nitrogen; forest burning; soil aggregates; pasture	web of science	Geoderma 88, 1–12	América do Norte	México	S
63	Giardina <i>et al.</i> (2000)		web of science	Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 399–405	América do Norte	México	S
64	Mendoza-Vega and Messing (2005)	Calcareous soils; Land use/land cover; Fallow length; Soil properties; Selva Lacandona	web of science	Catena 60, 279–292	América do Norte	México	S
65	Weisbach <i>et al.</i> (2002)	slash-burn cultivation / calcareous soil / Milpa / soil organic matter / soil variability	web of science	Agronomie 22, 253–263	América do Norte	México	S
66	Eaton and Lawrence (2009)	Carbon budget; Soil carbon; Biomass carbon; Tropical dry forest; Secondary forest; Shifting cultivation; Yucata'n Peninsula; México	web of science	Forest Ecology and Management 258, 949–958	América do Norte	México	S
67	Are <i>et al.</i>	Slash and burn; Trash; Physical properties; Soil quality.; Alfisol.	web of science	Soil & Tillage Research 103, 4–10	África	Nigéria	S

(2009)							
Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
68	Okore <i>et al.</i> (2007)	Cropping system; Deforestation; Soil organic matter; Cassava fallow; Particulate organic matter		Agriculture, Ecosystems and Environment doi, 10.1016/j.agee.2006.09. 011	África	Nigéria	S
69	Sillitoe and Shiel (1999)	Soil fertility, shifting cultivation, sweet potatoes, abandoned land, PapuaNewGuinea	web of science	Soil Use and Management 15, 49-55	Oceania	Papua- Nova Guiné	S
70	Alegre and Cassel (1996)	Slash-and-burn; Soil physical properties; Agroforestry; Alley cropping	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 58, 39-48	América do Sul	Peru	S
71	Stewart (1994)	Colocasia esculenta; Nutrient dynamics; Shifting cultivation; Soil physical properties; Unburnt bush fallow	web of science	Field Crops Research 38, 29-36	Sul do Oceano Pacífico	Samoa	S
72	Mapa and Kumaragamage (1996)	Kriging; Shifting cultivation; Spatial variability	web of science	Soil Technology 9, 187- 197	Ásia	Sri Lanka	S
73	Aumtong <i>et al.</i> (2009)	Soil carbon; Soil carbon fractions; Carbon storage; Land-use change; Soil use and management; Ultisols; Sloping uplands.	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 131, 229– 239	Ásia	Tailândia	S

Ref	Autores	Palavras-chave	Fonte	Periódico	Continente	País	S/I
74	Chidumayo and Kwibisa (2003)	Brachystegia–Julbernardia woodland; Fire; Grass biomass; Soil nutrients; Re-growth; Zambia	web of science	Agriculture, Ecosystems and Environment 96, 97–105	África	Zâmbia	S
75	Stromgaard (1988)		web of science	Geogr. Ann. 70, 363- 374	África	Zâmbia	S
76	Kyuma <i>et al.</i> (1985)	Shifting cultivation; soil fertility; soil tilth; effect of burning	web of science	Soil Sci. Plant Nutr, 31, 227-238	Ásia	Tailândia	S
77	Tulaphitak <i>et al.</i> (1985a)	Shifting cultivation; soil fertility; soil tilth; zero-tillage	web of science	Soil Sci. Plant Nutr, 31, 251-268	Ásia	Tailândia	S
78	Tulaphitak <i>et al.</i> (1985b)	Shifting cultivation; soil fertility; nutrient balance; nutrient release form organic matter	web of science	Soil Sci. Plant Nutr, 31, 239-249	Ásia	Tailândia	S
79	Uhl and Jordan (1984)	Amazon Basin; disturbance; forest burning; nutrient leaching; plant replacement; recovery; secondary succession.	web of science	Ecology 65, 1476-1490	América do Sul	Venezuela	S
80	Uhl and Murphy (1981)		web of science	Agro-Ecosystems 7, 63- -83	América do Sul	Venezuela	S

ANEXOS

ANEXO II

Anexo II – Lista de artigos inclusos para as quatro variáveis meta-analisadas.

1	Aboim et al.	Soil Bacterial Community Structure And Soil Quality In A Slash-And-Burn Cultivation System In Southeastern Brazil	2008	Applied Soil Ecology 3 8, 100 – 10 8
2	Akbar et al..	Differences In Soil Physical And Chemical Properties Of Rehabilitated And Secondary Forests	2010	Am. J. Applied Sci., 7 (9): 1200-1209, 2010
3	Andriesse & Schelhaas	A Monitoring Study On Nutrient Cycles In Soils Used For Shifting Cultivation Under Various Climatic Conditions In Tropical Asia. III. The Effects Of Land Clearing Through Burning On Fertility Level	1987	Agriculture, Ecosystems And Environment, 19 (1987) 311-332
4	Béliveau, Annie	Déforestation Et Agriculture Sur Brûlis En Amazonie Brésilienne: Les Impacts De La Première Année De Culture Sur Les Sols De Fermes Familiales De La Région Du Tapajós. Master Thesis	2008	Tese De Doutorado
5	Benites et al.	Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área discriminant analysis of soils under different land uses in the atlantic rain forest area using organic matter	2010	Revista Árvore, 34, 685–690.
6	Bhadauria & Ramakrishnan	Earthworm Population Dynamics And Contribution To Nutrient Cycling During Cropping And Fallow Phases Of Shifting Agriculture (Jhum) In North-East India	1989	The Journal Of Applied Ecology, Vol. 26, No. 2. (Aug., 1989), Pp. 505-520
7	Binarani et al.	Soil Organic Carbon And Soil Microbial Biomass Under The Shifting Cultivation Systems Of Kangchup Hills Manipur , North-East India	2009	International Journal Of Ecology And Environmental Sciences, Vol. 35 (2-3): 261-266
8	Biswas, et al.	Study On Soils Under Shifting Cultivation And Other Land Use Categories In Chittagong Hill Tracts, Bangladesh	2011	Journal Of Forestry Research, 23 (2): 261-265
9	Brand & Pfund	Site-And Watershed-Level Assessment Of Nutrient Dynamics Under Shifting Cultivation In Eastern Madagascar	1998	Agriculture, Ecosystems And Environment 71 (1998) 169±183
10	Brinkmann & Nascimento	The Effect Of Slash And Burn Agriculture On Plant Nutrients In The Tertiary Region Of Central Amazonia	1973	Turrialba 23(3): 284-290
11	Chidumayo & Kwibisa	Effects Of Deforestation On Grass Biomass And Soil Nutrient Status In Miombo Woodland, Zambia	2003	Agriculture, Ecosystems And Environment 96 (2003) 97–105
12	Comte et al.	Physicochemical Properties Of Soils In The Brazilian Amazon Following Fire-Free Land Preparation And Slash-And-Burn Practices	2012	Agriculture, Ecosystems & Environment 156:108–115
13	De Rouw, A.	Effect Of Fire On Soil , Rice , Weeds And Forest Regrowth In A Rain Forest Zone (Côte d'Ivoire). .	1994	Catena 22:133–152

14	Diekmann et al.	Changes In The Spatial Variation Of Soil Properties Following Shifting Cultivation In A Mexican Tropical Dry Forest	2007	Biogeochemistry (2007) 84:99–113
15	Dockersmith et al.	Persistence Of Tree Related Patterns In Soil Nutrients Following Slash-And-Burn Disturbance In The Tropics	1999	Plant And Soil 209: 137–156, 1999.
16	Ellingson et al.	Soil N Dynamics Associated With Deforestation, Biomass Burning, And Pasture Conversion In A Mexican Tropical Dry Forest	2000	Forest Ecology And Management 137 (2000) 41±51
17	Ewel et al.	SLASH AND BURN IMPACTS ON A COSTA RICAN WET FOREST SITE	1981	Ecology, 62(3), 1981, Pp. 816-829
18	Farella et al.	Mercury Release From Deforested Soils Triggered By Base Cation Enrichment	2006	Science Of The Total Environment 368 (2006) 19–29
19	Frizano et al.	Labile Phosphorus In Soils Of Forest Fallows And Primary Forest In The Bragantina Region, Brazil	2003	Blotroplca 35(1): 2-11 2003
20	Funakawa et al.	Physicochemical Properties Of The Soils Associated With Shifting Cultivation In Northern Thailand With Special Reference To Factors Determining Soil Fertility	1997	Soil Sci. Plant Nutr., 43 (3), 665-679, 1997 665
21	Gafur et al.	Changes In Soil Nutrient Content Under Shifting Cultivation In The Chittagong Hill Tracts Of Bangladesh	2003	Geografisk Tidsskrift, Danish Journal Of Geography, 100: 37-46
22	García-Oliva et al.	Effects Of Slash-And-Burn Management On Soil Aggregate Organic C And N In A Tropical Deciduous Forest	1999	Geoderma 88 1999. 1–12
23	Giardina et al.	Changes In Soil Phosphorus And Nitrogen During Slash-And-Burn Clearing Of A Dry Tropical Forest	2000	Soil Sci. Soc. Am. J. 64:399–405 (2000)
24	Grange, et al.	Impact Of Fallow Length On Soil Structure And Soil Water Characteristics In A Swidden Cultivation System Of Western Thailand	2004	Supersoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference. 5 - 9 December 2004. University Of Sidney. Australia
25	Hafich, et al.	Implications Of Land Management On Soil Microbial Communities And Nutrient Cycle Dynamics In The Lowland Tropical Forest Of Northern Costa Rica	2012	Tropical Ecology 53(2):215–224.
26	Hattori et al.	Soil Characteristics Under Three Vegetation Mes Associated With Shifting Cultivation In A Mixed Dipterocarp Forest In Sarawak, Malaysia	2005	Soil Sci. Plant Nutr., 61 (2). 23 1 - 24 1,2005
27	Holscher et al.	Dynamic Of Soil Chemical Parameters In Shifting Agriculture In The	1997	Agriculture, Ecosystems And

		Eastern Amazon		Environment 66 (1997) 153-163
28	Johnson et al.	Carbon And Nutrient Storage In Primary And Secondary Forests In Eastern Amazônia	2001	Forest Ecology And Management 147, 245-252
29	Kato et al.	Fire-Free Alternatives To Slash-And-Burn For Shifting Cultivation In The Eastern Amazon Region: The Role Of Fertilizers	1999	Field Crops Research 62 (1999) 225±237
30	Kauffman et al.	BIOMASS AND NUTRIENT DYNAMICS ASSOCIATED WITH SLASH FIRES IN NEOTROPICAL DRY FORESTS	1993	Ecology, 74(1), 1993, Pp. 140-151
31	Kleinman et al.	Assessing Ecological Sustainability Of Slash-And-Burn Agriculture Through Soil Fertility Indicators	1996	Agron. J., 88:122-127
32	Kumada et al.	Changes In Soil Organic Matter And Nitrogen Fertility During The Slash- And-Burn And Cropping Phases In Experimental Shifting Cultivation	1985	Soil Set. Plant Nulr., 31 (4), 611-623, 1985
33	Kyuma et al.	Changes In Soil Fertility And Tilth Under Shifting Cultivation. I. General Description On The Soli Characteristics	1985	Soil Sci. Plant Nutr, 31(2), 227-238
34	Lawrence & Foster	CHANGES IN FOREST BIOMASS, LITTER DYNAMICS AND SOILS FOLLOWING SHIFTING CULTIVATION IN SOUTHERN MEXICO: AN OVERVIEW	2002	Interciencia, V 27,(8)
35	Lemenih et al.	Soil Organic Matter Dynamics After Deforestation Along A Farm Field Chronosequence In Southern Highlands Of Ethiopia.	2005	Agriculture, Ecosystems & Environment 109(1-2):9–19
36	Manlay et al.	Relationships Between Abiotic And Biotic Soil Properties During Fallow Periods In The Sudanian Zone Of Senegal	2000	Applied Soil Ecology 14(2):89–101.
37	Mendonza-Veja & Messing	The Influence Of Land Use And Fallow Period On The Properties Of Two Calcareous Soils In The Humid Tropics Of Southern Mexico	2005	Catena 60 (2005) 279–292
38	Mishra & Ramakrishnan	SLASH AND BURN AGRICULTURE AT HIGHER ELEVATIONS IN NORTH-EASTERN INDIA. II. SOIL FERTILITY CHANGES	1983	Agriculture, Ecosystems And Environment, 9 (1983) 83--96
39	Neergaard et al.	Soil Erosion From Shifting Cultivation And Other Smallholder Land Use In Sarawak, Malaysia	2008	Agriculture, Ecosystems And Environment 125 (2008) 182–190
40	Obale-Ebanga et al.	Myths Of Slash And Burn On Physical Degradation Of Savannah Soils: Impacts On Vertisols In North Cameroon	2003	Soil Use And Management (2003) 19, 83±86
41	Okore et al.	Impact Of Land Clearing Methods And Cropping Systems On Labile Soil C And N Pools In The Humid Zone Forest Of Nigeria	2006	Agriculture, Ecosystems And Environment Xxx (2006) Xxx–Xxx
42	Paniagua et al.	Relationship Of Soil Characteristics To Vegetation Successions On A	1999	Agriculture, Ecosystems And

		Sequence Of Degraded And Rehabilitated Soils In Honduras		Environment 72 (1999) 215±225
43	Raharimalala et al.	Soil–Vegetation Patterns In Secondary Slash And Burn Successions In Central Menabe, Madagascar	2010	Agriculture, Ecosystems & Environment 139(1-2):150–158.
44	Ramakrishnan & Toky	SOIL NUTRIENT STATUS OF HILL AGRO-ECOSYSTEMS AND RECOVERY PATTERN AFTER SLASH AND BURN AGRICULTURE (JHUM) IN NORTH-EASTERN INDIA.	1981	Plant And Soil 60:41–64
45	Rodenburg et al.	Spatial Variability Of Soil Ph And Phosphorus In Relation To Soil Run-Off Following Slash-And-Burn Land Clearing In Sumatra, Indonesia	2003	Soil & Tillage Research 71 (2003) 1–14
46	Roder et al.	Effect Of Burning On Selected Soil Parameters In A Grass Fallow Shifting Cultivation System In Bhutan	1993	Plant And Soil 149:51–58
47	Sillitoe & Shiel	Soil Fertility Under Shifting And Semi-Continuous Cultivation In The Southern Highlands Of Papuanewguinea	1999	Soiluse Andmanagement (1999) 15, 49^55
48	Sirois et al.	Influence Of Remnant Trees On Nutrients And Fallow Biomass In Slash And Burn Agroecosystems In Guinea	1998	Agroforestry Systems 40: 227–246, 1998.
49	Styger et al.	Degrading Uplands In The Rainforest Region Of Madagascar: Fallow Biomass, Nutrient Stocks, And Soil Nutrient Availability	2009	Agroforest Syst (2009) 77:107–122
50	Tanaka et al.	N Mineralization Process Of The Surface Soils Under Shifting Cultivation In Northern Thailand	1998	Soil Science And Plant Nutrition 44(4):539–549.
51	Tanaka et al.	Labile Pools Of Organic Matter And Microbial Biomass In The Surface Soils Under Shifting Cultivation In Northern Thailand	1998	Soil Sci Plant Nu Tr. , 44 (4), 527-537, 1998 527
52	Tanaka et al.	Effects Of Shifting Cultivation On Soil Ecosystem In Sarawak, Malaysia. II. Changes In Soil Chemical Properties And Runoff Water At Balai Ringin And Sabal Experimental Sites	2004	Soil Sci. Plant Nutr, 50 (5), 689-699, 2004
53	Topoliantz et al.	Humus Components And Biogenic Structures Under Tropical Slash-And-Burn Agriculture	2006	European Journal Of Soil Science, April 2006, 57, 269–278
54	Uhl & Jordan	Succession And Nutrient Dynamics Following Forest Cutting And Burning In Amazonia	1984	Ecology, 65(5), 1984, Pp. 1476-1490
55	Zarin et al.	Shifting Cultivation On The Tidal Floodplains Of Amazônia: Impacts On Soil Nutrient Status	1998	Agroforestry Systems 41: 307–311

ANEXOS

ANEXO III

Anexo III. – Parâmetros de solos analisados com seus respectivos métodos nos laboratórios ESALQ/USP, UFV e LABOPED/USP.

Parâmetro	Método	Análise - Laboratório	Parâmetro	Método	Análise - Laboratório
pH (H₂O e KCl)	Medição do potencial eletronicamente por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido (água, KCl ou CaCl ₂), 1:2,5*	SQ7 - ESALQ/USP	N Total (dag/Kg)	Método de kjedahl - oxidação úmida e método de Dumas (oxidação seca ou combustão).	UFV
P (mg/Kg)	Colorimetria extraído com mehlich 1	SQ7 - ESALQ/USP	M.O. (g/Kg)	Titulação com oxidação da matéria orgânica do solo com solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico	FQ1 – ESALQ/USP
Ca e Mg (mmolc/Kg)	Espectrofotômetro de absorção atômica extraído com acetato de amônio	SQ7 - ESALQ/USP	C Total	Titulação com oxidação da matéria orgânica do solo com solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico	UFV
K (mmolc/Kg)	Espectrofotômetro de emissão atômica extraído com acetato de amônio	SQ7 - ESALQ/USP	Frações M.O.	Titulação com oxidação da matéria orgânica do solo com solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico	UFV
H + Al (mmolc/Kg) (Acidez Potencial)	Titulometria extraída com acetato de cálcio	SQ7 - ESALQ/USP	Areia Total, Silte e Argila	Bouyoucos (densímetro); S.S.S.A. Book Series: 5 Methods of Soil Analysis Part4; Classe de diametro (mm) U.S.D.A	SF1 – ESALQ/USP
Al (mmolc/Kg)	Titulometria extraído com cloreto de potássio	SQ7 - ESALQ/USP	Densidade Global	Determinação do peso da unidade de volume do solo, incluindo seu espaço poroso (Boletim Técnico 106, IAC)	FFLCH/USP
CTC (mmolc/Kg)	Titulometria extraída com acetato de cálcio	SQ7 - ESALQ/USP	Determinação da Estabilidade de Agregados	Modificação do método de Grohmann (1960) (Boletim Técnico 106, IAC)	FFLCH/USP

ANEXOS

ANEXO IV

Anexo IV – Mapas pedológicos das comunidades estudadas.

ANEXOS

ANEXO V

Anexo V. Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área			pH (H ₂ O)			pH (KCl)			P(mg.Kg ⁻¹)			K (mmloc Kg ⁻¹)		
PCC2	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
	1,00	9	5,48	5,84	5,36	4,84	4,68	4,94	2,60	4,20	2,00	4,02	5,38	6,60
Média	5,00	9	5,10	5,07	5,08	4,35	4,12	4,55	1,50	2,00	2,00	2,02	4,30	4,17
	10,00	9	5,03	4,78	4,87	4,10	3,85	4,15	1,5	1,17	1,67	1,35	1,45	3,50
Variância	1,00	9	0,06	0,37	0,30	0,11	0,31	0,29	0,30	4,70	0,50	1,79	4,18	10,30
	5,00	9	0,06	0,45	0,06	0,09	0,24	0,12	0,30	1,20	0,40	0,09	8,20	5,37
	10,00	9	0,02	0,16	0,05	0,03	0,09	0,03	0,30	0,17	0,67	0,10	0,62	5,10
Desvio Padrão	1,00	9	0,25	0,61	0,55	0,33	0,55	0,54	0,55	2,17	0,71	1,34	2,04	3,21
	5,00	9	0,25	0,67	0,24	0,30	0,49	0,34	0,55	1,10	0,63	0,29	2,86	2,32
	10,00	9	0,12	0,40	0,22	0,17	0,30	0,18	0,55	0,41	0,82	0,31	0,79	2,26
Área			Ca (mmloc Kg ⁻¹)			Mg (mmloc kg ⁻¹)			Al (mmloc Kg ⁻¹)			H+Al (mmloc Kg ⁻¹)		
PCC2	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
	1,00	9	71,40	76,40	76,60	34,60	28,40	39,00	2,60	5,40	2,60	80,80	77,20	72,60
	5,00	9	35,83	34,17	59,50	19,17	15,67	22,50	6,17	9,00	3,50	69,83	73,17	62,33
Média	10,00	9	10,00	11,50	14,33	9,83	8,33	10,00	11,83	14,00	5,67	63,00	69,33	59,50
Variância	1,00	9	542,80	1088,30	1488,30	199,30	196,30	345,50	4,30	6,30	9,30	43,70	140,70	61,30
	5,00	9	307,77	469,37	1629,1	57,37	40,67	153,10	26,17	81,20	23,10	65,37	419,37	39,87

Área		N	pH (H ₂ O)			pH (KCl)			P(mg.Kg ⁻¹)			K (mmolc Kg ⁻¹)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC2	Profundidade solo (cm)													
	10,00	9	40,00	146,70	28,67	2,57	23,47	9,60	22,17	104,40	7,47	8,80	63,87	42,30
	1,00	9	23,30	32,99	38,58	14,12	14,01	18,59	2,07	2,51	3,05	6,61	11,86	7,83
	5,00	9	17,54	21,66	40,36	7,57	6,38	12,37	5,12	9,01	4,81	8,08	20,48	6,31
Desvio Padrão	10,00	9	6,32	12,11	5,35	1,60	4,84	3,10	4,71	10,22	2,73	2,97	7,99	6,50

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1)

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC2	1,00	9	110,02	110,04	122,20	190,72	187,30	194,80	56,20	56,40	61,00	3,00	2,80	5,60
	5,00	9	57,02	54,18	86,17	126,95	127,28	148,50	43,33	41,17	53,50	12,67	7,50	18,33
	10,00	9	20,98	21,63	27,83	83,88	91,18	87,33	24,67	21,67	31,50	37,17	18,17	42,50
Média	1,00	9	1264,15	2322,03	1767,70	1014,19	1544,58	1444,70	116,70	185,80	142,50	17,00	32,70	23,30
	5,00	9	600,29	887,75	2636,57	347,41	978,68	2461,90	173,07	276,57	322,70	169,87	231,10	501,07
	10,00	9	58,71	315,00	57,37	30,93	540,27	53,87	51,07	131,87	57,10	199,37	120,97	808,70
Variância	1,00	9	35,55	48,19	42,04	31,85	39,30	38,01	10,80	13,63	11,94	4,12	5,72	4,83
	5,00	9	24,50	29,80	51,35	18,64	31,28	49,62	13,16	16,63	17,96	13,03	15,20	22,38
	10,00	9	7,66	17,75	7,57	5,56	23,24	7,34	7,15	11,48	7,56	14,12	11,00	28,44
Desvio Padrão	1,00	9	35,55	48,19	42,04	31,85	39,30	38,01	10,80	13,63	11,94	4,12	5,72	4,83
	5,00	9	24,50	29,80	51,35	18,64	31,28	49,62	13,16	16,63	17,96	13,03	15,20	22,38
	10,00	9	7,66	17,75	7,57	5,56	23,24	7,34	7,15	11,48	7,56	14,12	11,00	28,44

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
PCC2	1,00	9	93,20	79,40	202,20*	54,20	45,80	117,40	4,14	3,44	2,26	3	224,67	292,33	315,33
Média	5,00	9	48,50	48,67	52,33	28,00	28,17	30,50	3,42	3,71	2,08	3	202,33	265,00	281,67
	10,00	9	30,83	31,33	43,83	17,83	18,17	25,50	2,43	2,52	2,12	3	181,67	247,67	248,33
Variância	1,00	9	857,70	647,30	6775,70	290,70	223,70	2262,30	0,61	1,13	0,26	3	261,33	234,33	17,33
	5,00	9	22,70	40,67	37,47	7,60	14,57	12,30	0,13	0,91	0,17	3	160,33	171,00	2,33
	10,00	9	15,37	39,87	504,57	4,97	12,57	172,70	1,36	0,51	0,52	3	680,33	162,33	72,33
Desvio Padrão	1,00	9	29,29	25,44	82,31	17,05	14,96	47,56	0,78	1,06	0,51	3	16,17	15,31	4,16
	5,00	9	4,76	6,38	6,12	2,76	3,82	3,51	0,36	0,95	0,41	3	12,66	13,08	1,53
	10,00	9	3,92	6,31	22,46	2,23	3,54	13,14	1,17	0,71	0,72	3	26,08	12,74	8,50

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1). ** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC2	1,00	3	289,67	308,67	297,00	401,33	399,00	387,33	2,10	2,38	2,46	1,60	1,50	2,02
Média	5,00	3	313,33	286,33	299,00	484,67	448,67	419,00						
	10,00	3	311,00	267,67	267,67	591,67	484,67							
Variância	1,00	3	9936,33	212,33	13,00	10152,33	43,00	1,33	0,08	0,04	0,56	0,00	0,01	0,52
	5,00	3	1301,33	409,33	244,00	609,33	1102,33	192,00						
	10,00	3	15412,00	992,33	70,33	2536,33	1534,33							
Desvio Padrão	1,00	3	99,68	14,57	3,61	100,76	6,56	1,15	0,29	0,19	0,75	0,01	0,09	0,72
	5,00	3	36,07	20,23	15,62	24,68	33,20	13,86						
	10,00	3	124,15	31,50	8,39	50,36	39,17							
Área	Profundidade solo (cm)	N	pH (H2O)			pH (KCl)			P(mg.Kg-1)			K (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC6	1,00	9	5,12	5,60	4,59	4,14	4,64	4,07	16,89	40,44*	20,78	7,33	14,62*	6,33
Média	5,00	9	4,70	4,78	4,32	3,80	3,77	3,83	7,11	12,11	9,33	3,39	6,11	4,22
	10,00	9	4,63	4,54	4,43	3,74	3,58	3,79	3,78	4,44	8,89	1,89	2,58	2,44
Variância	1,00	9	0,08	0,25	0,04	0,05	0,28	0,05	55,11	450,53	117,19	8,57	22,72	6,75

Área	Profundidade solo (cm)	N	Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC2	5,00	9	0,05	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	9,61	19,86	11,50	2,28	3,05	6,69
	10,00	9	0,03	0,02	0,04	0,01	0,01	0,00	2,44	1,28	140,86	0,25	1,08	1,03
	1,00	9	0,29	0,50	0,19	0,21	0,52	0,22	7,42	21,23	10,83	2,93	4,77	2,60
Desvio Padrão	5,00	9	0,22	0,20	0,16	0,07	0,11	0,10	3,10	4,46	3,39	1,51	1,75	2,59
	10,00	9	0,17	0,13	0,21	0,07	0,11	0,06	1,56	1,13	11,87	0,50	1,04	1,01

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Ca (mmloc Kg-1)			Mg (mmloc kg-1)			Al (mmloc Kg -1)			H+Al (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	61,33	79,44	55,11	37,56	47,44	34,78	7,33	4,78	14,33	125,22	91,56	117,67
	5,00	9	24,89	35,89	29,78	19,00	24,78	19,44	24,11	15,22	29,56	121,89	112,67	119,89
	10,00	9	10,44	14,89	14,11	8,89	11,44	9,78	37,67	31,78	38,22	107,44	102,22	105,56
Variância	1,00	9	222,75	689,03	363,11	42,53	86,78	117,69	75,50	15,69	60,50	280,94	370,78	774,25
	5,00	9	10,86	167,61	76,19	33,75	43,69	13,28	76,11	39,69	70,53	224,11	282,50	613,86
	10,00	9	11,28	12,11	50,11	20,61	11,03	17,94	11,25	9,44	47,69	56,78	104,19	339,78
Desvio Padrão	1,00	9	14,92	26,25	19,06	6,52	9,32	10,85	8,69	3,96	7,78	16,76	19,26	27,83
	5,00	9	3,30	12,95	8,73	5,81	6,61	3,64	8,72	6,30	8,40	14,97	16,81	24,78
	10,00	9	3,36	3,48	7,08	4,54	3,32	4,24	3,35	3,07	6,91	7,54	10,21	18,43
Área	Profundidade solo (cm)	N	SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	106,31	141,54	96,22	231,73	233,20	213,89	46,22	59,89	44,56	6,22	3,78	14,33
	5,00	9	47,51	66,68	53,44	169,40	179,26	173,33	27,89	36,89	31,33	32,89	19,67	35,89
	10,00	9	21,19	28,63	26,33	128,79	130,99	131,89	16,56	21,89	19,78	64,44	53,00	60,00
Variância	1,00	9	201,44	1144,52	750,44	481,45	963,14	2048,36	22,44	103,11	53,78	42,69	23,44	102,50
	5,00	9	71,55	307,04	114,28	409,57	519,65	575,50	11,61	60,11	60,00	124,61	130,25	112,61

	10,00	9	58,94	38,35	117,75	95,75	190,85	506,11	24,03	12,86	41,19	66,78	50,75	142,75
	1,00	9	14,19	33,83	27,39	21,94	31,03	45,26	4,74	10,15	7,33	6,53	4,84	10,12
Desvio	5,00	9	8,46	17,52	10,69	20,24	22,80	23,99	3,41	7,75	7,75	11,16	11,41	10,61
Padrão	10,00	9	7,68	6,19	10,85	9,79	13,81	22,50	4,90	3,59	6,42	8,17	7,12	11,95

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área		M.O. (g/Kg)				C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
PCC6	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
	1,00	9	118,44	108,22	206,44**	68,56	62,78	119,56**	3,92	3,76	1,95**	3	48,00	98,00	87,67
Média	5,00	9	80,44	67,56	125,22	46,44	39,11	72,56	3,47	4,10	2,38	3	40,33	56,33	67,00
	10,00	9	45,00	47,89	45,56	26,11	27,89	26,44	3,22	3,31	1,89	3	39,33	41,33	41,33
Variância	1,00	9	654,28	355,44	5282,28	218,78	118,19	1781,28	1,69	1,06	0,54	3	133,00	252,00	134,33
	5,00	9	607,28	134,28	3846,69	207,53	44,61	1294,03	2,99	0,22	0,33	3	160,33	37,33	121,00
	10,00	9	35,50	11,11	74,28	12,11	3,61	26,03	2,22	0,12	0,53	3	145,33	22,33	60,33
Desvio Padrão	1,00	9	25,58	18,85	72,68	14,79	10,87	42,21	1,30	1,03	0,74	3	11,53	15,87	11,59
	5,00	9	24,64	11,59	62,02	14,41	6,68	35,97	1,73	0,47	0,57	3	12,66	6,11	11,00
	10,00	9	5,96	3,33	8,62	3,48	1,90	5,10	1,49	0,34	0,73	3	12,06	4,73	7,77
Área		Silte (g/Kg)				Argila (g/Kg)									
PCC6	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3							
	1,00	3	538,67	520,00	574,00	413,67	382,00	338,33							
Média	5,00	3	563,33	507,67	586,00	396,00	435,67	347,33							
	10,00	3	562,00	489,67	589,00	398,67	469,33	369,00							
Variância	1,00	3	2645,33	109,00	300,00	3852,33	31,00	34,33							
	5,00	3	264,33	814,33	183,00	804,00	826,33	170,33							

Área	Profundidade solo (cm)	N	M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
PCC6	10,00	3	1161,00	372,33	148,00	2002,33	558,33	189,00							
	1,00	3	51,43	10,44	17,32	62,07	5,57	5,86							
	5,00	3	16,26	28,54	13,53	28,35	28,75	13,05							
	10,00	3	34,07	19,30	12,17	44,75	23,63	13,75							
Desvio Padrão															

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	pH (H ₂ O)			pH (KCl)			P(mg.Kg-1)			K (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
PCC7	1,00	9	3,91	4,06	3,98	3,46	3,43	3,57	5,67	12,78*	11,11	3,36	4,36	3,33
	5,00	9	3,92	3,77	3,58	3,50	3,37	3,46	2,89	14,00	4,56	1,89	3,47	2,00
	10,00	9	4,06	3,80	3,68	3,58	3,43	3,51	2,00	4,89	2,89	1,34	2,19	2,00
Média	1,00	9	0,14	0,23	0,23	0,03	0,06	0,07	1,25	86,69	40,11	0,74	4,94	1,75
	5,00	9	0,09	0,08	0,04	0,02	0,04	0,02	0,86	479,25	5,03	0,08	0,97	0,25
	10,00	9	0,06	0,05	0,06	0,01	0,04	0,01	0,50	19,61	2,36	0,04	1,35	0,50
Variância	1,00	9	0,38	0,47	0,48	0,16	0,23	0,26	1,12	9,31	6,33	0,86	2,22	1,32
	5,00	9	0,30	0,28	0,20	0,13	0,20	0,14	0,93	21,89	2,24	0,29	0,98	0,50
	10,00	9	0,25	0,22	0,24	0,11	0,21	0,09	0,71	4,43	1,54	0,19	1,16	0,71
Desvio Padrão	1,00	9	4,56	8,67	9,33	10,78	10,11	8,89	55,56	38,67	41,89	168,11	140,78	130,22
	5,00	9	1,11	3,33	3,00	3,56	5,67	2,56	51,00	44,78	47,56	121,33	133,67	103,44
	10,00	9		0,67	2,33	2,00	3,11	1,44	45,33	41,56	42,44	94,44	106,56	99,89
Média	1,00	9	5,53	37,50	63,75	22,44	34,61	43,61	125,78	224,25	268,61	1638,86	730,69	1160,19
	5,00	9	0,11	5,75	3,50	2,28	4,75	1,78	45,75	99,94	90,78	496,00	261,25	345,78
	10,00	9												
Variância	1,00	9	4,56	8,67	9,33	10,78	10,11	8,89	55,56	38,67	41,89	168,11	140,78	130,22
	5,00	9	1,11	3,33	3,00	3,56	5,67	2,56	51,00	44,78	47,56	121,33	133,67	103,44
	10,00	9		0,67	2,33	2,00	3,11	1,44	45,33	41,56	42,44	94,44	106,56	99,89

	10,00	9		2,00	2,50	0,25	4,86	0,53	16,25	62,53	41,28	231,53	109,03	567,11
	1,00	9	2,35	6,12	7,98	4,74	5,88	6,60	11,22	14,97	16,39	40,48	27,03	34,06
	5,00	9	0,33	2,40	1,87	1,51	2,18	1,33	6,76	10,00	9,53	22,27	16,16	18,60
Desvio Padrão	10,00	9		1,41	1,58	0,50	2,20	0,73	4,03	7,91	6,42	15,22	10,44	23,81

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área			SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)			
PCC7	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	
Média	1,00	9	18,61	23,22	21,56	186,68	163,96	151,78	10,44	14,78	15,11	74,67	62,44	66,11	
	5,00	9	6,49	12,47	7,67	127,68	146,14	111,11	5,11	8,78	7,33	88,67	78,11	86,11	
	10,00	9	4,12	6,96	5,89	98,54	113,33	105,78	4,44	6,22	5,33	91,56	85,67	88,00	
Variância	1,00	9	46,42	186,48	245,28	1802,26	305,88	562,69	11,78	94,69	138,86	85,75	441,53	483,11	
	5,00	9	2,56	23,38	10,75	534,15	202,06	313,11	1,86	14,94	11,25	6,75	78,61	28,86	
	10,00	9	0,53	17,74	6,11	233,53	131,97	622,94	1,03	9,94	3,00	2,28	60,50	13,00	
Desvio Padrão	1,00	9	6,81	13,66	15,66	42,45	17,49	23,72	3,43	9,73	11,78	9,26	21,01	21,98	
	5,00	9	1,60	4,84	3,28	23,11	14,21	17,69	1,36	3,87	3,35	2,60	8,87	5,37	
	10,00	9	0,73	4,21	2,47	15,28	11,49	24,96	1,01	3,15	1,73	1,51	7,78	3,61	
Área	Profundidade solo (cm)		M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
PCC7		N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
Média	1,00	9	116,33	81,33	122,11	67,44	47,00	70,89	3,39	4,47	2,20	3	144,33	153,00	169,67
	5,00	9	65,56	72,11	49,11	38,00	41,78	28,44	3,34	3,23	2,16	3	170,33	155,33	166,00
	10,00	9	44,67	51,33	36,67	25,89	29,89	21,22	3,03	3,05	1,87	3	150,67	164,67	197,67
Variância	1,00	9	218,25	568,50	5277,86	75,28	191,50	1757,11	2,04	0,70	0,51	3	872,33	201,00	1145,33
	5,00	9	766,28	450,61	77,86	258,75	148,69	24,03	2,08	0,33	0,60	3	2057,33	646,33	2107,00

	10,00	9	184,00	136,50	101,00	65,36	46,61	34,94	2,39	0,29	0,35	3	1486,33	1258,33	401,33
	1,00	9	14,77	23,84	72,65	8,68	13,84	41,92	1,43	0,84	0,72	3	29,54	14,18	33,84
	5,00	9	27,68	21,23	8,82	16,09	12,19	4,90	1,44	0,57	0,77	3	45,36	25,42	45,90
Desvio Padrão	10,00	9	13,56	11,68	10,05	8,08	6,83	5,91	1,54	0,54	0,59	3	38,55	35,47	20,03

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	3	414,00	385,33	398,00	441,67	461,67	432,67	2,61	2,43	2,59	1,60	1,49	1,52
	5,00	3	373,33	379,00	394,33	456,00	465,67	439,67						
	10,00	3	402,67	321,33	363,00	446,67	513,67	439,33						
Variância	1,00	3	3783,00	524,33	1147,00	1554,33	142,33	4577,33	0,02	0,06	0,02	0,00	0,01	0,00
	5,00	3	3017,33	3463,00	2300,33	967,00	1956,33	5506,33						
	10,00	3	424,33	1714,33	3843,00	937,33	42,33	5336,33						
Desvio Padrão	1,00	3	61,51	22,90	33,87	39,43	11,93	67,66	0,15	0,25	0,13	0,02	0,10	0,05
	5,00	3	54,93	58,85	47,96	31,10	44,23	74,20						
	10,00	3	20,60	41,40	61,99	30,62	6,51	73,05						
Área	Profundidade solo (cm)	N	pH (H2O)			pH (KCl)			P(mg.Kg-1)			K (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	4,88	4,61	5,24	3,91	4,08	4,79	3,78	7,67	4,11	3,18	8,40*	3,78
	5,00	9	4,61	4,44	4,76	3,70	3,74	4,34**	2,33	4,44	2,22	1,66	6,62*	2,11
	10,00	9	4,63	4,34	4,67	3,70	3,64	4,37**	1,89	2,33	1,89	1,08	3,19	1,78
Variância	1,00	9	0,15	0,25	0,18	0,10	0,31	1,68	1,44	16,25	5,36	1,31	22,65	5,19
	5,00	9	0,05	0,18	0,03	0,01	0,05	1,45	0,75	3,78	0,69	0,31	21,21	1,11

	10,00	9	0,03	0,09	0,04	0,01	0,01	1,40	0,36	0,75	1,11	0,05	3,59	0,69
	1,00	9	0,39	0,50	0,42	0,31	0,55	1,30	1,20	4,03	2,32	1,15	4,76	2,28
	5,00	9	0,21	0,42	0,17	0,10	0,22	1,20	0,87	1,94	0,83	0,56	4,61	1,05
Desvio Padrão	10,00	9	0,17	0,30	0,19	0,10	0,10	1,18	0,60	0,87	1,05	0,22	1,90	0,83

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Ca (mmloc Kg-1)			Mg (mmloc kg-1)			Al (mmloc Kg -1)			H+Al (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	39,00	37,44	39,78	19,22	16,00	16,78	14,44	11,11	13,11	113,89	101,00	117,78
	5,00	9	13,89	18,00	10,56	8,67	9,78	7,11	27,89	15,11	28,22	94,33	105,11	119,78
	10,00	9	6,11	7,33	7,33	4,89	4,44	5,33	30,11	20,22	30,89	82,78	95,44	111,56
Variância	1,00	9	345,00	852,28	631,19	46,94	61,75	60,44	88,28	88,36	147,61	322,61	302,75	312,94
	5,00	9	90,86	75,25	31,53	13,25	9,69	9,36	59,36	58,11	109,94	380,00	137,11	401,44
	10,00	9	28,11	12,25	69,75	2,61	5,28	18,00	66,36	86,44	109,61	171,44	122,53	1287,28
Desvio Padrão	1,00	9	18,57	29,19	25,12	6,85	7,86	7,77	9,40	9,40	12,15	17,96	17,40	17,69
	5,00	9	9,53	8,67	5,61	3,64	3,11	3,06	7,70	7,62	10,49	19,49	11,71	20,04
	10,00	9	5,30	3,50	8,35	1,62	2,30	4,24	8,15	9,30	10,47	13,09	11,07	35,88
Área	Profundidade solo (cm)	N	SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	61,43	61,82	60,33	175,30	162,81	178,11	34,33	35,67	32,00	22,00	21,00	24,78
	5,00	9	24,42	34,43	19,89	118,71	139,61	139,67	19,78	24,11	14,33	55,44	32,67	58,11
	10,00	9	12,24	15,03	14,44	95,03	110,63	126,00	13,22	13,44	11,00	70,67	54,89	69,44
Variância	1,00	9	648,67	1515,97	1059,75	584,40	938,55	956,86	120,50	268,50	236,25	293,50	325,25	794,44
	5,00	9	164,20	202,85	82,61	627,83	279,06	313,00	81,94	68,61	44,50	367,28	391,50	364,61

	10,00	9	41,48	33,52	168,78	74,63	121,33	1892,00	62,69	25,28	38,50	283,75	515,36	380,78
	1,00	9	25,47	38,94	32,55	24,17	30,64	30,93	10,98	16,39	15,37	17,13	18,03	28,19
	5,00	9	12,81	14,24	9,09	25,06	16,71	17,69	9,05	8,28	6,67	19,16	19,79	19,09
Desvio Padrão	10,00	9	6,44	5,79	12,99	8,64	11,01	43,50	7,92	5,03	6,20	16,84	22,70	19,51

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
Média	1,00	9	104,78	71,33	69,56	60,67	41,44	40,33	2,34	3,38	2,09	3	418,33	424,67	368,67
	5,00	9	52,44	55,78	51,00	30,67	32,33	29,67	3,00	3,55	2,13	3	402,00	428,67	360,00
	10,00	9	42,00	43,33	46,11	24,33	25,22	26,67	2,75	3,07	2,31	3	354,00	383,00	351,67
Variância	1,00	9	687,19	272,25	563,78	223,75	91,28	184,75	0,83	1,11	0,08	3	3110,33	1317,33	4206,33
	5,00	9	69,28	46,94	20,75	23,50	17,50	6,75	1,98	0,31	0,06	3	1413,00	3090,33	337,00
	10,00	9	24,00	10,75	646,86	7,50	3,19	220,00	0,56	0,45	0,16	3	6517,00	661,00	1089,33
Desvio Padrão	1,00	9	26,21	16,50	23,74	14,96	9,55	13,59	0,91	1,05	0,28	3	55,77	36,30	64,86
	5,00	9	8,32	6,85	4,56	4,85	4,18	2,60	1,41	0,56	0,23	3	37,59	55,59	18,36
	10,00	9	4,90	3,28	25,43	2,74	1,79	14,83	0,75	0,67	0,40	3	80,73	25,71	33,01
Área	Profundidade solo (cm)	N	Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado			
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	
Média	1,00	3	262,00	231,33	180,67	319,67	344,00	451,00	2,67	2,61	1,58	1,58	2,79	1,59	
	5,00	3	246,00	225,33	183,67	352,33	346,00	456,00							
	10,00	3	235,33	228,67	173,67	410,67	388,33	474,67							
Variância	1,00	3	2137,00	329,33	97,33	208,33	988,00	3019,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	5,00	3	151,00	2552,33	197,33	652,33	1204,00	981,00							

	10,00	3	600,33	156,33	197,33	4025,33	1434,33	1465,33						
	1,00	3	46,23	18,15	9,87	14,43	31,43	54,95	0,04	0,05	0,02	0,02	0,02	0,00
Desvio	5,00	3	12,29	50,52	14,05	25,54	34,70	31,32						
Padrão	10,00	3	24,50	12,50	14,05	63,45	37,87	38,28						

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	pH (H ₂ O)			pH (KCl)			P(mg.Kg-1)			K (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
SP5	1,00	9	5,52	5,32	5,74	4,26	4,34	4,60	5,22	11,33	4,89	5,10	15,09*	9,33
	5,00	9	5,12	5,13	5,12	3,89	4,10	4,18	3,78	8,22	3,89	3,02	11,59	5,89
	10,00	9	5,02	4,79	4,93	3,71	3,66	3,83	2,89	3,44	2,11	1,57	4,33	3,11
Média	1,00	9	0,13	0,16	0,20	0,06	0,21	0,47	20,94	80,25	6,11	4,02	38,70	54,00
	5,00	9	0,11	0,09	0,28	0,03	0,12	0,34	6,69	63,94	1,61	0,43	9,94	26,11
	10,00	9	0,07	0,04	0,09	0,01	0,01	0,03	5,61	8,28	0,86	0,05	1,41	7,11
Variância	1,00	9	0,36	0,40	0,44	0,24	0,46	0,68	4,58	8,96	2,47	2,00	6,22	7,35
	5,00	9	0,33	0,30	0,53	0,16	0,34	0,58	2,59	8,00	1,27	0,66	3,15	5,11
	10,00	9	0,27	0,21	0,30	0,09	0,09	0,16	2,37	2,88	0,93	0,21	1,19	2,67
Desvio Padrão	1,00	9	36,22	32,44	42,33	23,11	23,78	24,56	8,33	8,78	10,44	86,11	80,67	95,00
	5,00	9	18,00	23,11	25,56	15,00	18,67	16,89	18,67	9,22	12,89	86,56	87,11	89,89
	10,00	9	6,33	6,78	8,22	7,56	8,67	7,33	26,22	25,00	23,89	74,00	85,44	85,89
Média	1,00	9	173,69	94,53	773,50	47,11	35,19	61,03	66,25	46,19	117,53	262,11	189,75	3864,50
	5,00	9	129,25	91,86	335,28	40,00	23,75	49,61	106,00	26,19	169,86	104,03	88,61	759,11
	10,00	9	6,33	6,78	8,22	7,56	8,67	7,33	26,22	25,00	23,89	74,00	85,44	85,89
Variância	1,00	9	173,69	94,53	773,50	47,11	35,19	61,03	66,25	46,19	117,53	262,11	189,75	3864,50
	5,00	9	129,25	91,86	335,28	40,00	23,75	49,61	106,00	26,19	169,86	104,03	88,61	759,11
	10,00	9	6,33	6,78	8,22	7,56	8,67	7,33	26,22	25,00	23,89	74,00	85,44	85,89

	10,00	9	22,00	8,69	38,69	18,78	6,25	7,75	38,69	13,00	173,36	60,00	97,78	443,11
	1,00	9	13,18	9,72	27,81	6,86	5,93	7,81	8,14	6,80	10,84	16,19	13,77	62,17
	5,00	9	11,37	9,58	18,31	6,32	4,87	7,04	10,30	5,12	13,03	10,20	9,41	27,55
Desvio Padrão	10,00	9	4,69	2,95	6,22	4,33	2,50	2,78	6,22	3,61	13,17	7,75	9,89	21,05

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Tabela 4 (cont.) Análises derivadas de sub amostras de solo coletadas na PE Convertera (F1), Pó Fogo (F2) e Pó Cinzento (F3), em três profundidades nas áreas de Poças Experimentais.															
Área	Profundidade solo (cm)	N	SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)			
SP5			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	
Média	1,00	9	64,67	71,34	76,22	150,77	152,11	171,22	42,78	46,78	46,67	13,33	10,78	14,89	
	5,00	9	35,99	53,58	48,33	122,44	140,60	138,22	28,89	37,78	34,33	36,33	15,56	22,11	
	10,00	9	15,54	20,06	18,67	89,58	105,50	104,56	16,67	18,67	17,89	64,11	55,78	54,56	
Variância	1,00	9	361,79	325,19	1230,19	100,05	384,23	2472,44	143,94	83,44	489,00	203,75	53,44	286,86	
	5,00	9	290,24	218,98	799,50	122,03	265,57	810,44	130,61	47,94	251,75	408,50	88,03	556,36	
	10,00	9	62,91	20,91	124,00	207,81	168,89	496,03	37,00	8,75	92,61	177,36	69,94	469,03	
Desvio Padrão	1,00	9	19,02	18,03	35,07	10,00	19,60	49,72	12,00	9,13	22,11	14,27	7,31	16,94	
	5,00	9	17,04	14,80	28,28	11,05	16,30	28,47	11,43	6,92	15,87	20,21	9,38	23,59	
	10,00	9	7,93	4,57	11,14	14,42	13,00	22,27	6,08	2,96	9,62	13,32	8,36	21,66	
Área	Profundidade solo (cm)	N	M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
SP5			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
Média	1,00	9	96,44	73,22	66,78	55,78	42,33	38,78	2,13	3,33	2,38	3	102,33	123,33	142,67
	5,00	9	58,78	60,78	55,22	34,00	35,33	32,11	2,12	3,22	1,93	3	116,00	128,67	128,00
	10,00	9	38,67	42,67	38,33	22,67	24,78	22,33	2,61	2,92	2,13	3	151,33	171,67	172,33
Variância	1,00	9	68,53	189,19	210,44	22,94	63,75	71,44	0,47	0,25	0,62	3	105,33	312,33	450,33
	5,00	9	17,94	26,44	26,44	6,75	9,50	9,11	0,72	0,85	0,38	3	117,00	190,33	73,00

	10,00	9	13,50	44,00	78,25	5,25	13,69	25,25	0,96	0,44	0,44	3	961,33	264,33	534,33
	1,00	9	8,28	13,75	14,51	4,79	7,98	8,45	0,69	0,50	0,78	3	10,26	17,67	21,22
	5,00	9	4,24	5,14	5,14	2,60	3,08	3,02	0,85	0,92	0,62	3	10,82	13,80	8,54
Desvio Padrão	10,00	9	3,67	6,63	8,85	2,29	3,70	5,02	0,98	0,66	0,66	3	31,01	16,26	23,12

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
SP5	1,00	3	527,33	467,00	470,33	370,67	409,67	387,00	2,57	2,36	2,71	1,57	1,57	1,56
Média	5,00	3	497,33	496,33	487,33	386,33	375,00	385,00						
	10,00	3	453,33	456,00	420,67	395,33	372,67	407,00						
Variância	1,00	3	450,33	5043,00	32,33	937,33	4289,33	244,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
	5,00	3	641,33	840,33	312,33	234,33	687,00	97,00						
	10,00	3	426,33	1,00	377,33	200,33	254,33	1273,00						
Desvio Padrão	1,00	3	21,22	71,01	5,69	30,62	65,49	15,62	0,07	0,07	0,13	0,04	0,01	0,04
	5,00	3	25,32	28,99	17,67	15,31	26,21	9,85						
	10,00	3	20,65	1,00	19,43	14,15	15,95	35,68						
Área	Profundidade solo (cm)	N	pH (H2O)			pH (KCl)			P(mg.Kg-1)			K (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Média	1,00	9	4,68	4,61	4,31	3,88	3,80	3,88	3,11	5,78	4,33	2,51	4,11	3,56
	5,00	9	4,51	4,33	4,27	3,78	3,59	3,74	2,56	3,33	3,22	1,62	3,21	2,11
	10,00	9	4,50	4,40	4,31	3,70	3,53	3,71	1,44	1,78	1,89	1,03	2,06	1,78
Variância	1,00	9	0,15	0,19	0,04	0,06	0,14	0,06	0,36	10,19	2,00	0,42	2,60	10,53
	5,00	9	0,05	0,09	0,04	0,02	0,02	0,01	0,53	0,25	1,19	0,13	1,41	2,36

	10,00	9	0,02	0,06	0,14	0,01	0,01	0,01	0,28	0,44	0,36	0,10	0,61	1,94
	1,00	9	0,39	0,44	0,19	0,24	0,37	0,25	0,60	3,19	1,41	0,65	1,61	3,24
	5,00	9	0,22	0,30	0,19	0,15	0,15	0,07	0,73	0,50	1,09	0,36	1,19	1,54
Desvio Padrão	10,00	9	0,14	0,23	0,38	0,11	0,10	0,08	0,53	0,67	0,60	0,31	0,78	1,39

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área	Profundidade solo (cm)	N	Ca (mmloc Kg-1)			Mg (mmloc kg-1)			Al (mmloc Kg -1)			H+Al (mmloc Kg-1)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
SP6	1,00	9	18,78	29,56	33,33	15,89	19,11	17,89	23,22	24,11	29,00	122,67	139,22	124,11
	5,00	9	6,33	13,78	9,89	8,78	12,67	7,89	31,89	30,00	28,44	108,89	127,44	113,00
	10,00	9	2,44	4,22	4,22	4,56	5,22	3,56	33,22	36,11	33,78	85,22	101,11	90,56
Média	1,00	9	129,94	250,53	1645,50	20,86	41,86	75,61	105,94	148,61	268,75	450,75	1130,94	1638,61
	5,00	9	12,75	99,19	44,36	3,19	40,00	10,36	53,11	178,50	198,28	217,61	374,78	430,00
	10,00	9	3,03	3,44	8,94	2,78	4,19	1,78	49,19	21,11	33,94	167,94	70,36	381,78
Variância	1,00	9	11,40	15,83	40,56	4,57	6,47	8,70	10,29	12,19	16,39	21,23	33,63	40,48
	5,00	9	3,57	9,96	6,66	1,79	6,32	3,22	7,29	13,36	14,08	14,75	19,36	20,74
	10,00	9	1,74	1,86	2,99	1,67	2,05	1,33	7,01	4,59	5,83	12,96	8,39	19,54
Desvio Padrão	1,00	9	11,40	15,83	40,56	4,57	6,47	8,70	10,29	12,19	16,39	21,23	33,63	40,48
	5,00	9	3,57	9,96	6,66	1,79	6,32	3,22	7,29	13,36	14,08	14,75	19,36	20,74
Área	Profundidade solo (cm)	N	SB (mmloc Kg-1)			CTC (mmloc Kg-1)			V (%)			m (%)		
			F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
SP6	1,00	9	37,32	52,86	54,78	159,89	192,04	178,89	23,33	27,78	28,00	39,67	33,00	38,33
	5,00	9	16,61	29,46	19,89	125,57	156,76	132,89	13,56	18,33	14,89	65,11	49,44	55,78
	10,00	9	8,08	11,29	9,56	93,26	112,47	100,11	9,11	10,11	9,44	79,89	76,11	78,11
Média	1,00	9	220,03	504,76	2370,94	435,41	1121,02	5480,11	80,50	157,94	148,75	351,00	320,75	443,50
	5,00	9	12,72	261,16	82,11	155,40	736,03	567,36	20,78	62,00	35,86	118,11	366,28	653,94
	10,00	9	12,72	261,16	82,11	155,40	736,03	567,36	20,78	62,00	35,86	118,11	366,28	653,94
Variância	1,00	9	220,03	504,76	2370,94	435,41	1121,02	5480,11	80,50	157,94	148,75	351,00	320,75	443,50
	5,00	9	12,72	261,16	82,11	155,40	736,03	567,36	20,78	62,00	35,86	118,11	366,28	653,94
	10,00	9	12,72	261,16	82,11	155,40	736,03	567,36	20,78	62,00	35,86	118,11	366,28	653,94

	10,00	9	7,45	14,46	15,78	130,18	83,72	478,11	18,36	10,36	6,78	89,11	56,36	54,61
	1,00	9	14,83	22,47	48,69	20,87	33,48	74,03	8,97	12,57	12,20	18,73	17,91	21,06
	5,00	9	3,57	16,16	9,06	12,47	27,13	23,82	4,56	7,87	5,99	10,87	19,14	25,57
Desvio Padrão	10,00	9	2,73	3,80	3,97	11,41	9,15	21,87	4,28	3,22	2,60	9,44	7,51	7,39

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

Anexo V.(cont.) Análises descritivas de sub-amostras de solo coletadas na Pré-Conversão (F1), Pós-Fogo (F2) e Pós-Colheita (F3), em três profundidades nas áreas de roças experimentais.

Área			M.O. (g/Kg)			C.O. (g/Kg)			N Total (g/Kg)			Areia Total (g/Kg)			
SP6	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	N	F1	F2	F3
Média	1,00	9	103,00	105,56	105,00	59,67	61,22	61,00	3,60	3,50	2,26	3	146,67	130,67	151,33
	5,00	9	61,33	66,33	60,44	35,56	38,33	35,11	3,03	3,63	2,56	3	146,33	123,00	128,67
	10,00	9	40,44	44,67	39,78	23,44	25,89	23,11	2,87	2,85	2,51	3	123,00	116,00	118,00
Variância	1,00	9	339,50	564,78	1032,00	117,00	189,69	340,50	1,17	0,61	0,27	3	76,33	296,33	737,33
	5,00	9	98,50	274,50	193,53	29,78	94,00	61,36	1,83	0,65	0,52	3	510,33	61,00	64,33
	10,00	9	39,53	34,25	59,94	13,78	9,61	20,36	2,42	0,45	0,41	3	597,00	157,00	243,00
Desvio Padrão	1,00	9	18,43	23,77	32,12	10,82	13,77	18,45	1,08	0,78	0,51	3	8,74	17,21	27,15
	5,00	9	9,92	16,57	13,91	5,46	9,70	7,83	1,35	0,80	0,72	3	22,59	7,81	8,02
	10,00	9	6,29	5,85	7,74	3,71	3,10	4,51	1,55	0,67	0,64	3	24,43	12,53	15,59
Área			Silte (g/Kg)			Argila (g/Kg)			Macroagregado (DMP)			Macroagregado			
SP6	Profundidade solo (cm)	N	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	
Média	1,00	3	442,33	495,67	436,67	411,00	374,00	411,67	2,75	2,55	2,66	1,60	1,60	1,58	
	5,00	3	451,33	482,00	454,67	402,67	394,67	416,67							
	10,00	3	431,67	427,00	419,67	445,00	456,67	462,33							
Variância	1,00	3	1024,33	433,33	212,33	1492,00	364,00	910,33	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	5,00	3	2180,33	921,00	41,33	2654,33	1210,33	20,33							

	10,00	3	530,33	1047,00	746,33	1467,00	1852,33	782,33						
	1,00	3	32,01	20,82	14,57	38,63	19,08	30,17	0,11	0,07	0,06	0,01	0,01	0,01
Desvio	5,00	3	46,69	30,35	6,43	51,52	34,79	4,51						
Padrão	10,00	3	23,03	32,36	27,32	38,30	43,04	27,97						

* Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F2 diferente de F1).

** Média significativamente diferente - MLG – Modelo Linear Geral – ajustado com Tukey (F3 diferente de F1).

ANEXOS

ANEXO VI

Anexo VI. – Estrutura correlacional entre as variáveis e os componentes principais obtidos na análise da ACP

	Correlations (Structure)																	
Variable	PCR1	PCR2	PCR3	PCR4	PCR5	PCR6	PCR7	PCR8	PCR9	PCR10	PCR11	PCR12	PCR13	PCR14	PCR15	PCR16	PCR17	PCR18
pHH2O	0.8211	-0.3647	-0.0291	-0.1813	-0.2116	-0.0519	-0.2506	-0.0032	0.2059	-0.0334	0.0702	0.0153	0.0044	-0.0009	7.078E-06	-4.013E-06	5.143E-08	(
pHCl	0.1869	-0.2702	0.7951	0.0615	0.1368	-0.4432	0.0805	-0.0779	0.1545	0.0364	-0.0568	0.0023	0.0007	-8.166E-05	-3.823E-06	-5.137E-06	8.203E-08	(
Fosforo	0.1306	0.7667	0.3388	-0.0793	0.2024	0.3226	0.1012	-0.3374	0.0338	-0.0669	0.0114	0.0076	0.0004	-0.0003	2.125E-05	-6.308E-08	4.666E-08	(
K	0.5090	0.1678	0.3305	-0.4677	0.3523	0.4012	0.1842	0.2398	0.0808	0.0418	-0.0022	-0.0016	0.0027	-0.0005	0.0003	1.449E-05	5.404E-07	(
Ca	0.9504	0.0074	-0.1079	0.2667	-0.0117	0.0043	0.0086	-0.0530	-0.0805	0.0580	-0.0068	0.0288	0.0126	-0.0026	0.0019	9.715E-05	4.170E-06	(
Mg	0.9403	0.2805	0.0768	0.0921	-0.1048	-0.0142	-0.0387	-0.0499	0.0093	0.0442	0.0195	-0.0708	-0.0086	-0.0014	0.0008	6.681E-05	1.478E-06	(
Al	-0.9093	0.3645	0.0782	0.0732	-0.0397	0.0004	0.0421	-0.0457	0.0373	0.1366	0.0492	0.0272	-0.0102	-0.0063	-3.408E-05	-7.121E-07	-1.025E-07	(
HA1	-0.7164	0.5371	0.1133	0.1619	0.1714	0.0752	-0.3366	0.0804	0.0562	-0.0259	-0.0237	0.0046	-0.0046	0.0025	0.0013	0.0003	-1.583E-05	(
SB	0.9771	0.1080	-0.0161	0.1617	-0.0059	0.0374	0.0135	-0.0291	-0.0425	0.0539	0.0018	-0.0015	0.0049	-0.0010	-0.0013	0.0002	-2.565E-05	(
CTC	0.4758	0.6870	0.0970	0.3666	0.1699	0.1241	-0.3306	0.0463	0.0039	0.0405	-0.0221	0.0035	0.0026	0.0013	-0.0013	-0.0003	1.557E-05	(
V	0.9909	-0.0597	-0.0530	0.0289	-0.0504	0.0015	0.0798	-0.0060	-0.0153	0.0167	0.0026	0.0309	-0.0147	0.0139	0.0001	2.170E-05	6.214E-07	(
n	-0.9804	0.1369	0.0470	0.0686	-0.0276	-0.0027	0.0549	-0.0424	0.0397	0.0630	0.0351	-0.0224	0.0140	0.0128	5.829E-05	9.489E-06	9.489E-08	(
MO	0.1652	0.8068	-0.4180	0.1803	0.1202	-0.2427	0.1740	0.0734	0.0662	-0.0320	0.0099	0.0027	0.0015	-0.0008	-0.0006	0.0006	-1.595E-05	(
CO	0.1645	0.8065	-0.4199	0.1787	0.1217	-0.2411	0.1743	0.0737	0.0657	-0.0319	0.0110	0.0003	0.0002	-0.0004	0.0006	-0.0006	1.606E-05	(
NTotal	0.0735	0.0397	0.9053	0.2663	0.1716	-0.1768	0.0160	0.1197	-0.1405	-0.0555	0.0671	0.0034	0.0001	-8.265E-05	1.112E-05	2.608E-06	5.07217E-9	(
AreiaT	-0.0156	-0.7107	-0.3194	0.1962	0.5917	0.0048	-0.0213	-0.0532	0.0173	0.0064	0.0166	-0.0057	-0.0018	-0.0002	-0.0001	0.0002	7.949E-05	(
Silte	0.0702	0.7573	0.2255	-0.4310	-0.4050	-0.1255	-0.0429	0.0235	-0.0504	0.0043	-0.0117	0.0052	0.0020	0.0004	-0.0001	0.0002	8.382E-05	(
Argila	-0.1591	-0.2384	0.2241	0.7027	-0.4511	0.3481	0.1814	0.0766	0.0977	-0.0292	-0.0118	5.659E-05	-0.0007	-0.0010	-4.639E-05	6.559E-05	2.921E-05	(

ANEXOS

ANEXO VII

Anexo VII – Resultados das análises descritivas para as variáveis do solo para as diferentes classes de roça e a mata madura (Idade + 150)

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
pH (H2O)	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	5,5746	,54653	63
		Profundidade de 5 cm	5,2270	,49845	63
		Profundidade de 10 cm	5,0762	,46026	63
		Total	5,2926	,54230	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	3,9556	,85590	27
		Profundidade de 5 cm	4,0704	,61882	27
		Profundidade de 10 cm	4,2630	,65112	27
		Total	4,0963	,71876	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	5,5444	,86516	18
		Profundidade de 5 cm	5,1556	,74772	18
		Profundidade de 10 cm	4,9833	,71804	18
		Total	5,2278	,80057	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	4,7185	,76713	27
		Profundidade de 5 cm	4,5222	,57535	27
		Profundidade de 10 cm	4,5185	,43415	27
		Total	4,5864	,60740	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	5,0222	,37660	18
		Profundidade de 5 cm	4,7778	,25334	18
		Profundidade de 10 cm	4,7167	,24314	18
		Total	4,8389	,32062	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	4,3056	,67864	18
		Profundidade de 5 cm	4,2667	,52804	18

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Total	Profundidade de 10 cm	4,3833	,28543	18
		Total	4,3185	,51545	54
		Profundidade de 1 cm	4,9889	,91468	171
		Profundidade de 5 cm	4,7772	,70528	171
		Profundidade de 10 cm	4,7392	,58495	171
		Total	4,8351	,75409	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	4,6333	,60429	63
		Profundidade de 5 cm	4,2476	,48886	63
		Profundidade de 10 cm	4,0429	,41102	63
		Total	4,3079	,56143	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	3,0185	,45067	27
		Profundidade de 5 cm	3,1519	,38965	27
		Profundidade de 10 cm	3,2593	,36717	27
		Total	3,1432	,41108	81
pH (KCl)	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	4,6722	,82091	18
		Profundidade de 5 cm	4,2500	,59926	18
		Profundidade de 10 cm	4,0611	,49721	18
		Total	4,3278	,69075	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	4,1037	,69530	27
		Profundidade de 5 cm	3,8926	,45987	27
		Profundidade de 10 cm	3,8000	,28420	27
		Total	3,9321	,51813	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	3,8222	,26470	18

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
P(mg.Kg-1)		Profundidade de 5 cm	3,6722	,22959	18
		Profundidade de 10 cm	3,5944	,19844	18
		Total	3,6963	,24722	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	3,6778	,35737	18
		Profundidade de 5 cm	3,6667	,23009	18
		Profundidade de 10 cm	3,6833	,17905	18
		Total	3,6759	,26130	54
	Total	Profundidade de 1 cm	4,1129	,82345	171
		Profundidade de 5 cm	3,8971	,58916	171
		Profundidade de 10 cm	3,7977	,45594	171
		Total	3,9359	,65327	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	5,2381	5,85776	63
		Profundidade de 5 cm	2,9048	2,44761	63
		Profundidade de 10 cm	1,9524	1,45279	63
		Total	3,3651	3,98789	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	8,0370	7,00814	27
		Profundidade de 5 cm	4,0370	3,45834	27
		Profundidade de 10 cm	2,5926	,84395	27
		Total	4,8889	5,04480	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	3,3889	1,53925	18
		Profundidade de 5 cm	2,2222	1,11437	18
		Profundidade de 10 cm	1,5556	,51131	18
		Total	2,3889	1,35168	54

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
K (mmloc Kg-1)	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	3,7778	1,62512	27
		Profundidade de 5 cm	2,2963	,95333	27
		Profundidade de 10 cm	1,4815	,64273	27
		Total	2,5185	1,48418	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	4,0556	2,12747	18
		Profundidade de 5 cm	3,0000	,90749	18
		Profundidade de 10 cm	2,0556	,80237	18
		Total	3,0370	1,61319	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	4,1111	1,23140	18
		Profundidade de 5 cm	2,6667	,90749	18
		Profundidade de 10 cm	1,5000	,61835	18
		Total	2,7593	1,42664	54
	Total	Profundidade de 1 cm	5,0117	4,84220	171
		Profundidade de 5 cm	2,9006	2,18189	171
		Profundidade de 10 cm	1,9006	1,09896	171
		Total	3,2710	3,38406	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	4,8952	2,17770	63
		Profundidade de 5 cm	2,7095	1,10595	63
		Profundidade de 10 cm	1,6714	,69035	63
		Total	3,0921	1,98481	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	2,8148	1,35978	27
		Profundidade de 5 cm	1,8148	,96225	27
		Profundidade de 10 cm	1,2593	,52569	27

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Idade 20-25 anos	Total	1,9630	1,18790	81
		Profundidade de 1 cm	4,9056	3,30925	18
		Profundidade de 5 cm	2,1056	,90779	18
		Profundidade de 10 cm	1,0944	,39627	18
	Idade 30 anos	Total	2,7019	2,54458	54
		Profundidade de 1 cm	3,3889	1,13454	27
		Profundidade de 5 cm	1,8852	,38800	27
		Profundidade de 10 cm	1,2259	,28902	27
	Idade 0-5 anos	Total	2,1667	1,15065	81
		Profundidade de 1 cm	4,7222	2,02355	18
		Profundidade de 5 cm	2,8889	,75840	18
		Profundidade de 10 cm	1,8889	,75840	18
	Idade 55-60 anos	Total	3,1667	1,75639	54
		Profundidade de 1 cm	2,6111	1,19503	18
		Profundidade de 5 cm	1,7222	,66911	18
		Profundidade de 10 cm	1,0556	,23570	18
	Total	Total	1,7963	1,01646	54
		Profundidade de 1 cm	4,0713	2,18569	171
		Profundidade de 5 cm	2,2895	,99912	171
		Profundidade de 10 cm	1,4333	,62412	171
Ca (mmloc Kg-1)	Idade 10-15 anos	Total	2,5981	1,80466	513
		Profundidade de 1 cm	61,6667	30,90934	63
		Profundidade de 5 cm	34,4444	24,06964	63

Estatística Descritiva				
Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Profundidade de 10 cm	15,2063	14,24119	63
	Total	37,1058	30,63094	189
	Profundidade de 1 cm	9,4074	9,12418	27
	Profundidade de 5 cm	3,5556	2,84650	27
Idade +150 anos	Profundidade de 10 cm	2,2963	1,53960	27
	Total	5,0864	6,33876	81
	Profundidade de 1 cm	62,2222	37,10011	18
	Profundidade de 5 cm	38,4444	47,89968	18
Idade 20-25 anos	Profundidade de 10 cm	15,2222	20,86809	18
	Total	38,6296	41,13682	54
	Profundidade de 1 cm	38,1111	42,70591	27
	Profundidade de 5 cm	14,6296	19,55692	27
Idade 30 anos	Profundidade de 10 cm	4,6667	6,67371	27
	Total	19,1358	30,50482	81
	Profundidade de 1 cm	36,4444	21,45370	18
	Profundidade de 5 cm	16,6111	14,58903	18
Idade 0-5 anos	Profundidade de 10 cm	8,4444	7,94260	18
	Total	20,5000	19,41576	54
	Profundidade de 1 cm	12,4444	17,68756	18
	Profundidade de 5 cm	4,5556	5,29397	18
Idade 55-60 anos	Profundidade de 10 cm	2,0000	1,49509	18
	Total	6,3333	11,41003	54
	Profundidade de 1 cm	41,9181	36,17400	171
	Total			

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
Mg (mmloc kg-1)		Profundidade de 5 cm	21,8363	26,61771	171
		Profundidade de 10 cm	9,4035	12,83634	171
		Total	24,3860	30,07054	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	29,8095	15,65851	63
		Profundidade de 5 cm	18,3016	13,34243	63
		Profundidade de 10 cm	10,7302	11,19505	63
		Total	19,6138	15,58074	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	6,4444	4,98716	27
		Profundidade de 5 cm	3,0741	3,23355	27
		Profundidade de 10 cm	1,8889	1,39596	27
		Total	3,8025	3,98566	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	35,2222	25,83102	18
		Profundidade de 5 cm	19,2778	16,99414	18
		Profundidade de 10 cm	10,6667	11,26682	18
		Total	21,7222	21,27929	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	21,7037	14,25810	27
		Profundidade de 5 cm	10,9259	8,32478	27
		Profundidade de 10 cm	5,3333	3,60555	27
		Total	12,6543	11,81330	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	21,0556	8,48162	18
		Profundidade de 5 cm	11,5000	5,47991	18
		Profundidade de 10 cm	7,0556	3,82672	18
		Total	13,2037	8,49501	54

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	11,1111	8,38689	18
		Profundidade de 5 cm	5,6111	4,24457	18
		Profundidade de 10 cm	2,9444	1,89340	18
		Total	6,5556	6,42421	54
	Total	Profundidade de 1 cm	22,5205	17,23961	171
		Profundidade de 5 cm	12,7836	12,15319	171
		Profundidade de 10 cm	7,2690	8,68048	171
		Total	14,1910	14,58001	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	6,0317	8,18726	63
		Profundidade de 5 cm	12,6984	12,49598	63
		Profundidade de 10 cm	18,7143	13,45174	63
		Total	12,4815	12,65903	189
AI (mmloc Kg -1	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	63,4444	41,84342	27
		Profundidade de 5 cm	65,1111	44,42568	27
		Profundidade de 10 cm	64,0741	45,50733	27
		Total	64,2099	43,40499	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	10,4444	14,27965	18
		Profundidade de 5 cm	11,3333	11,58092	18
		Profundidade de 10 cm	15,7222	11,67605	18
		Total	12,5000	12,55291	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	26,8889	24,03416	27
		Profundidade de 5 cm	29,8889	19,58086	27
		Profundidade de 10 cm	30,2963	15,00722	27

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Idade 0-5 anos	Total	29,0247	19,69453	81
		Profundidade de 1 cm	46,1667	38,68006	18
		Profundidade de 5 cm	33,0556	28,37039	18
		Profundidade de 10 cm	49,2222	36,12813	18
	Idade 55-60 anos	Total	42,8148	34,73950	54
		Profundidade de 1 cm	40,7222	21,87345	18
		Profundidade de 5 cm	40,8889	18,26243	18
		Profundidade de 10 cm	39,0000	14,18782	18
	Total	Total	40,2037	18,04855	54
		Profundidade de 1 cm	26,7310	32,55905	171
		Profundidade de 5 cm	28,6550	30,00065	171
		Profundidade de 10 cm	32,7368	29,57733	171
		Total	29,3743	30,78270	513
H+Al (mmloc Kg-1)	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	82,0159	33,29172	63
		Profundidade de 5 cm	78,5714	26,91727	63
		Profundidade de 10 cm	68,8730	23,10180	63
		Total	76,4868	28,48845	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	216,3333	84,81700	27
		Profundidade de 5 cm	146,3704	58,88003	27
		Profundidade de 10 cm	115,4444	49,63508	27
		Total	159,3827	77,90243	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	81,5000	38,81972	18
		Profundidade de 5 cm	82,5000	25,32669	18

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
SB (mmloc Kg-1)		Profundidade de 10 cm	63,6667	16,84881	18
		Total	75,8889	29,26500	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	123,8148	44,52315	27
		Profundidade de 5 cm	101,3333	26,12985	27
		Profundidade de 10 cm	80,1852	18,47459	27
		Total	101,7778	36,03332	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	111,8889	40,78623	18
		Profundidade de 5 cm	106,2778	47,65662	18
		Profundidade de 10 cm	109,3333	69,67403	18
		Total	109,1667	53,14620	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	127,7778	32,39563	18
		Profundidade de 5 cm	104,7778	21,89965	18
		Profundidade de 10 cm	78,0556	19,77364	18
		Total	103,5370	32,19441	54
	Total	Profundidade de 1 cm	117,7310	66,37521	171
		Profundidade de 5 cm	98,9591	42,28466	171
		Profundidade de 10 cm	82,6901	39,17221	171
		Total	99,7934	52,64382	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	96,4317	44,14719	63
		Profundidade de 5 cm	55,5508	35,12533	63
		Profundidade de 10 cm	27,6810	24,33615	63
		Total	59,8878	45,23687	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	18,5926	14,27817	27

Estatística Descritiva				
Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Profundidade de 5 cm	8,1481	6,60247	27
	Profundidade de 10 cm	4,9630	2,98047	27
	Total	10,5679	10,84543	81
Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	102,4722	62,54780	18
	Profundidade de 5 cm	59,7556	61,22899	18
	Profundidade de 10 cm	27,2722	31,54199	18
	Total	63,1667	61,17767	54
Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	63,2000	56,68792	27
	Profundidade de 5 cm	27,4037	27,68576	27
	Profundidade de 10 cm	11,1000	9,79160	27
	Total	33,9012	42,47465	81
Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	62,2222	27,72672	18
	Profundidade de 5 cm	31,0000	18,92089	18
	Profundidade de 10 cm	17,3889	10,47765	18
	Total	36,8704	27,48656	54
Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	26,1667	25,96434	18
	Profundidade de 5 cm	11,8333	9,46355	18
	Profundidade de 10 cm	5,9444	3,17105	18
	Total	14,6481	17,93506	54
Total	Profundidade de 1 cm	68,5327	52,67142	171
	Profundidade de 5 cm	36,8784	37,33061	171
	Profundidade de 10 cm	18,0614	20,91188	171
	Total	41,1575	44,31274	513

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
CTC (mmloc Kg-1)	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	178,4984	47,38246	63
		Profundidade de 5 cm	134,0413	34,46570	63
		Profundidade de 10 cm	96,5476	27,36157	63
		Total	136,3624	50,07030	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	234,9259	77,30157	27
		Profundidade de 5 cm	154,5185	58,05393	27
		Profundidade de 10 cm	120,4074	48,35148	27
		Total	169,9506	78,29957	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	183,9222	49,26766	18
		Profundidade de 5 cm	145,7889	54,56399	18
		Profundidade de 10 cm	90,8333	28,68851	18
		Total	140,1815	59,03427	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	186,9556	40,39135	27
		Profundidade de 5 cm	128,7111	18,65322	27
		Profundidade de 10 cm	91,2185	13,54531	27
		Total	135,6284	47,68491	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	174,1111	54,82044	18
		Profundidade de 5 cm	137,2778	59,90660	18
		Profundidade de 10 cm	126,7222	73,25203	18
		Total	146,0370	65,24293	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	153,9444	29,22222	18
		Profundidade de 5 cm	116,6111	19,95624	18
		Profundidade de 10 cm	84,0000	20,18444	18

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
V (%)	Total	Total	118,1852	36,93701	54
		Profundidade de 1 cm	186,2678	56,00187	171
		Profundidade de 5 cm	136,1754	42,57630	171
		Profundidade de 10 cm	100,7275	38,88668	171
		Total	141,0569	58,13037	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	53,3968	16,77415	63
		Profundidade de 5 cm	40,0159	18,04876	63
		Profundidade de 10 cm	27,7619	17,44181	63
		Total	40,3915	20,26645	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	9,5926	8,43646	27
		Profundidade de 5 cm	6,1481	5,14934	27
		Profundidade de 10 cm	5,2963	4,34843	27
		Total	7,0123	6,43330	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	52,6111	22,57573	18
		Profundidade de 5 cm	36,0000	22,70786	18
		Profundidade de 10 cm	25,3889	21,38757	18
		Total	38,0000	24,56566	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	31,5556	23,12231	27
		Profundidade de 5 cm	20,5556	18,43353	27
		Profundidade de 10 cm	12,8519	11,18964	27
		Total	21,6543	19,60941	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	35,5000	11,39272	18
		Profundidade de 5 cm	22,7778	9,44679	18

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
		Profundidade de 10 cm	15,3333	7,66965	18
		Total	24,5370	12,63973	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	16,6111	14,78130	18
		Profundidade de 5 cm	10,5000	8,03851	18
		Profundidade de 10 cm	7,5000	3,85395	18
		Total	11,5370	10,49836	54
	Total	Profundidade de 1 cm	37,1930	23,97359	171
		Profundidade de 5 cm	26,2515	20,46808	171
		Profundidade de 10 cm	18,1696	16,41450	171
		Total	27,2047	21,91530	513
m (%)	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	8,0476	13,44574	63
		Profundidade de 5 cm	22,6825	24,23862	63
		Profundidade de 10 cm	43,6032	27,89470	63
		Total	24,7778	26,90751	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	70,8519	25,28104	27
		Profundidade de 5 cm	83,4444	15,05205	27
		Profundidade de 10 cm	88,3704	10,31857	27
		Total	80,8889	19,26266	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	13,6111	18,53499	18
		Profundidade de 5 cm	29,1111	26,84572	18
		Profundidade de 10 cm	48,4444	34,45410	18
		Total	30,3889	30,47945	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	38,7037	32,52196	27

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
M.O. (g/Kg)		Profundidade de 5 cm	55,7037	33,60496	27
		Profundidade de 10 cm	70,3704	26,13449	27
		Total	54,9259	33,20044	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	39,0000	17,65353	18
		Profundidade de 5 cm	48,1667	21,20003	18
		Profundidade de 10 cm	68,6667	18,87420	18
		Total	51,9444	22,69604	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	63,4444	29,61562	18
		Profundidade de 5 cm	74,5000	21,75330	18
		Profundidade de 10 cm	84,7778	10,18970	18
		Total	74,2407	23,31809	54
	Total	Profundidade de 1 cm	32,4795	32,91832	171
		Profundidade de 5 cm	46,3041	33,78915	171
		Profundidade de 10 cm	62,3801	29,91973	171
		Total	47,0546	34,43383	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	100,7302	33,37529	63
		Profundidade de 5 cm	62,1587	20,21514	63
		Profundidade de 10 cm	39,6190	8,39245	63
		Total	67,5026	34,13858	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	136,0370	67,67142	27
		Profundidade de 5 cm	81,1852	87,31245	27
		Profundidade de 10 cm	51,0370	48,87148	27
		Total	89,4198	77,43205	81

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
C.O. (g/Kg)	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	107,8333	54,39210	18
		Profundidade de 5 cm	67,0000	24,18312	18
		Profundidade de 10 cm	37,2778	7,99857	18
		Total	70,7037	44,82613	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	105,2222	21,67120	27
		Profundidade de 5 cm	58,3333	18,34498	27
		Profundidade de 10 cm	38,3704	10,68481	27
		Total	67,3086	33,07667	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	87,4444	29,26396	18
		Profundidade de 5 cm	50,3333	13,48201	18
		Profundidade de 10 cm	33,1667	4,84161	18
		Total	56,9815	29,38199	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	71,8333	27,91004	18
		Profundidade de 5 cm	46,9444	7,37621	18
		Profundidade de 10 cm	32,5556	7,90549	18
		Total	50,4444	23,57058	54
	Total	Profundidade de 1 cm	103,3216	44,09904	171
		Profundidade de 5 cm	62,2222	39,37210	171
		Profundidade de 10 cm	39,5556	21,32248	171
		Total	68,3665	44,82512	513
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	58,3968	19,30447	63
		Profundidade de 5 cm	36,0159	11,64736	63
		Profundidade de 10 cm	23,0159	4,87751	63

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
		Total	39,1429	19,75207	189
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	78,8889	39,23532	27
		Profundidade de 5 cm	47,1111	50,51682	27
		Profundidade de 10 cm	29,5185	28,35540	27
		Total	51,8395	44,87356	81
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	62,6111	31,60257	18
		Profundidade de 5 cm	38,8889	13,99953	18
		Profundidade de 10 cm	21,5000	4,65580	18
		Total	41,0000	26,06595	54
	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	60,9630	12,62013	27
		Profundidade de 5 cm	33,7778	10,62049	27
		Profundidade de 10 cm	22,2593	6,26708	27
		Total	39,0000	19,17746	81
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	50,6111	16,85278	18
		Profundidade de 5 cm	29,1667	7,79329	18
		Profundidade de 10 cm	19,2778	2,84513	18
		Total	33,0185	16,95442	54
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	41,6111	16,21959	18
		Profundidade de 5 cm	27,2222	4,16647	18
		Profundidade de 10 cm	18,9444	4,59504	18
		Total	29,2593	13,64120	54
	Total	Profundidade de 1 cm	59,8947	25,57160	171
		Profundidade de 5 cm	36,0702	22,77733	171

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
		Profundidade de 10 cm	22,9415	12,37013	171
		Total	39,6355	25,97282	513

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
Areia T (g/Kg)	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	258,5238	179,06580	21
		Profundidade de 5 cm	241,7619	162,62777	21
		Profundidade de 10 cm	249,8095	151,87219	21
		Total	250,0317	162,36667	63
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	323,3333	21,76848	6
		Profundidade de 5 cm	336,6667	82,66720	6
		Profundidade de 10 cm	404,0000	66,71132	6
		Total	354,6667	69,12393	18
	Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	319,0000	168,88162	5
		Profundidade de 5 cm	292,2000	170,39131	5
		Profundidade de 10 cm	315,0000	182,68552	5
		Total	308,7333	161,64399	15

Estatística Descritiva					
	Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
Silte (g/Kg)	Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	171,8889	43,24767	9
		Profundidade de 5 cm	173,0000	35,69314	9
		Profundidade de 10 cm	151,7778	36,56425	9
		Total	165,5556	38,44010	27
	Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	140,5000	41,81268	6
		Profundidade de 5 cm	170,1667	84,47820	6
		Profundidade de 10 cm	188,5000	125,22260	6
		Total	166,3889	87,40315	18
	Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	203,5000	132,18737	6
		Profundidade de 5 cm	198,6667	151,67817	6
		Profundidade de 10 cm	193,0000	153,13654	6
		Total	198,3889	137,19550	18
	Total	Profundidade de 1 cm	237,2642	142,61597	53
		Profundidade de 5 cm	232,6038	137,76601	53
		Profundidade de 10 cm	243,3962	146,33541	53
		Total	237,7547	141,44851	159
	Idade 10-15 anos	Profundidade de 1 cm	407,7143	184,64240	21
		Profundidade de 5 cm	403,8571	179,60158	21
		Profundidade de 10 cm	372,9524	173,81469	21
		Total	394,8413	177,18545	63
	Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	403,3333	110,23732	6
		Profundidade de 5 cm	419,0000	62,66099	6
		Profundidade de 10 cm	319,3333	137,44041	6

Estatística Descritiva					
Classe de Idades		Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
Idade 20-25 anos	Total		380,5556	110,96169	18
	Profundidade de 1 cm		400,2000	183,35539	5
	Profundidade de 5 cm		341,0000	148,29869	5
	Profundidade de 10 cm		359,6000	197,70761	5
Idade 30 anos	Total		366,9333	166,46856	15
	Profundidade de 1 cm		382,0000	92,90856	9
	Profundidade de 5 cm		379,3333	72,22015	9
	Profundidade de 10 cm		381,7778	84,06661	9
Idade 0-5 anos	Total		381,0370	80,23019	27
	Profundidade de 1 cm		549,3333	50,11454	6
	Profundidade de 5 cm		508,5000	21,04044	6
	Profundidade de 10 cm		481,1667	24,19435	6
Idade 55-60 anos	Total		513,0000	43,26390	18
	Profundidade de 1 cm		473,8333	88,19845	6
	Profundidade de 5 cm		478,8333	121,32175	6
	Profundidade de 10 cm		466,8333	108,32251	6
Total	Total		473,1667	100,46788	18
	Profundidade de 1 cm		425,6604	147,63832	53
	Profundidade de 5 cm		415,8113	137,88722	53
	Profundidade de 10 cm		390,0000	145,42709	53
Argila (g/Kg)	Idade 10-15 anos	Total	410,4906	143,59352	159
		Profundidade de 1 cm	333,8571	70,16857	21
		Profundidade de 5 cm	354,2857	59,07719	21

Estatística Descritiva				
Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Profundidade de 10 cm	377,1429	63,68931	21
	Total	355,0952	65,88057	63
Idade +150 anos	Profundidade de 1 cm	273,3333	105,13357	6
	Profundidade de 5 cm	245,0000	34,37441	6
	Profundidade de 10 cm	276,6667	74,96310	6
	Total	265,0000	73,92524	18
Idade 20-25 anos	Profundidade de 1 cm	280,4000	67,72223	5
	Profundidade de 5 cm	366,8000	66,54472	5
	Profundidade de 10 cm	325,2000	83,57153	5
	Total	324,1333	76,84201	15
Idade 30 anos	Profundidade de 1 cm	418,0000	60,26815	9
	Profundidade de 5 cm	447,7778	48,54322	9
	Profundidade de 10 cm	494,4444	80,94769	9
	Total	453,4074	69,90502	27
Idade 0-5 anos	Profundidade de 1 cm	310,0000	80,66226	6
	Profundidade de 5 cm	321,3333	96,50009	6
	Profundidade de 10 cm	330,6667	125,82157	6
	Total	320,6667	96,87287	18
Idade 55-60 anos	Profundidade de 1 cm	322,8333	52,63617	6
	Profundidade de 5 cm	322,6667	36,70786	6
	Profundidade de 10 cm	340,3333	52,04485	6
	Total	328,6111	45,61364	18
Total	Profundidade de 1 cm	332,3019	82,22029	53

Estatística Descritiva				
Classe de Idades	Profundidades 1, 5 e 10 cm	Média	Desvio Padrão	N
	Profundidade de 5 cm	351,6604	79,52163	53
	Profundidade de 10 cm	371,3585	98,00865	53
	Total	351,7736	87,88232	159

ANEXOS

ANEXO VIII

Anexo VIII. - Comparações Múltiplas das variáveis de solo com as classes de pousio, com procedimento GLM, ANOVA com Tukey.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
pH (H2O)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	1,1963 [*]	,07675	,000	,9767	1,4159
			Idade 20-25 anos	,0648	,08918	,979	-,1903	,3200
			Idade 30 anos	,7062 [*]	,07675	,000	,4866	,9258
			Idade 0-5 anos	,4537 [*]	,08918	,000	,1986	,7088
			Idade 55-60 anos	,9741 [*]	,08918	,000	,7189	1,2292
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-1,1963 [*]	,07675	,000	-1,4159	-,9767
			Idade 20-25 anos	-1,1315 [*]	,10154	,000	-1,4220	-,8410
			Idade 30 anos	-,4901 [*]	,09082	,000	-,7499	-,2303
			Idade 0-5 anos	-,7426 [*]	,10154	,000	-1,0331	-,4521
			Idade 55-60 anos	-,2222	,10154	,245	-,5127	,0683
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	-,0648	,08918	,979	-,3200	,1903
			Idade +150 anos	1,1315 [*]	,10154	,000	,8410	1,4220
			Idade 30 anos	,6414 [*]	,10154	,000	,3509	,9318
			Idade 0-5 anos	,3889 [*]	,11123	,007	,0707	,7071
			Idade 55-60 anos	,9093 [*]	,11123	,000	,5910	1,2275
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,7062 [*]	,07675	,000	-,9258	-,4866
			Idade +150 anos	,4901 [*]	,09082	,000	,2303	,7499
			Idade 20-25 anos	-,6414 [*]	,10154	,000	-,9318	-,3509
			Idade 0-5 anos	-,2525	,10154	,130	-,5430	,0380
			Idade 55-60 anos	,2679	,10154	,090	-,0226	,5584

*. A diferença da media é significativa ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
pH (H2O)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-,4537*	,08918	,000	-,7088	-,1986
			Idade +150 anos	,7426*	,10154	,000	,4521	1,0331
			Idade 20-25 anos	-,3889*	,11123	,007	-,7071	-,0707
			Idade 30 anos	,2525	,10154	,130	-,0380	,5430
			Idade 55-60 anos	,5204*	,11123	,000	,2022	,8386
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-,9741*	,08918	,000	-1,2292	-,7189
			Idade +150 anos	,2222	,10154	,245	-,0683	,5127
			Idade 20-25 anos	-,9093*	,11123	,000	-1,2275	-,5910
			Idade 30 anos	-,2679	,10154	,090	-,5584	,0226
			Idade 0-5 anos	-,5204*	,11123	,000	-,8386	-,2022
pH (KCl)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	1,1647*	,06231	,000	,9865	1,3430
			Idade 20-25 anos	-,0198	,07240	1,000	-,2270	,1873
			Idade 30 anos	,3758*	,06231	,000	,1976	,5541
			Idade 0-5 anos	,6116*	,07240	,000	,4045	,8188
			Idade 55-60 anos	,6320*	,07240	,000	,4249	,8391
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-1,1647*	,06231	,000	-1,3430	-,9865
			Idade 20-25 anos	-1,1846*	,08243	,000	-1,4204	-,9487
			Idade 30 anos	-,7889*	,07373	,000	-,9998	-,5780
			Idade 0-5 anos	-,5531*	,08243	,000	-,7889	-,3173
			Idade 55-60 anos	-,5327*	,08243	,000	-,7685	-,2969

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
pH (KCl)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	,0198	,07240	1,000	-,1873	,2270
			Idade +150 anos	1,1846*	,08243	,000	,9487	1,4204
			Idade 30 anos	,3957*	,08243	,000	,1599	,6315
			Idade 0-5 anos	,6315*	,09030	,000	,3732	,8898
			Idade 55-60 anos	,6519*	,09030	,000	,3935	,9102
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,3758*	,06231	,000	-,5541	-,1976
			Idade +150 anos	,7889*	,07373	,000	,5780	,9998
			Idade 20-25 anos	-,3957*	,08243	,000	-,6315	-,1599
			Idade 0-5 anos	,2358	,08243	,050	,0000	,4716
			Idade 55-60 anos	,2562*	,08243	,024	,0204	,4920
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-,6116*	,07240	,000	-,8188	-,4045
			Idade +150 anos	,5531*	,08243	,000	,3173	,7889
			Idade 20-25 anos	-,6315*	,09030	,000	-,8898	-,3732
			Idade 30 anos	-,2358	,08243	,050	-,4716	,0000
			Idade 55-60 anos	,0204	,09030	1,000	-,2380	,2787
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-,6320*	,07240	,000	-,8391	-,4249
			Idade +150 anos	,5327*	,08243	,000	,2969	,7685
			Idade 20-25 anos	-,6519*	,09030	,000	-,9102	-,3935
			Idade 30 anos	-,2562*	,08243	,024	-,4920	-,0204
			Idade 0-5 anos	-,0204	,09030	1,000	-,2787	,2380

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
P(mg.Kg-1)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-1,5238*	,40278	,002	-2,6761	-,3715
			Idade 20-25 anos	,9762	,46798	,296	-,3627	2,3151
			Idade 30 anos	,8466	,40278	,288	-,3057	1,9989
			Idade 0-5 anos	,3280	,46798	,982	-1,0108	1,6669
			Idade 55-60 anos	,6058	,46798	,788	-,7330	1,9447
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	1,5238*	,40278	,002	,3715	2,6761
			Idade 20-25 anos	2,5000*	,53282	,000	,9756	4,0244
			Idade 30 anos	2,3704*	,47657	,000	1,0069	3,7338
			Idade 0-5 anos	1,8519*	,53282	,007	,3275	3,3762
			Idade 55-60 anos	2,1296*	,53282	,001	,6053	3,6540
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	-,9762	,46798	,296	-2,3151	,3627
			Idade +150 anos	-2,5000*	,53282	,000	-4,0244	-,9756
			Idade 30 anos	-,1296	,53282	1,000	-1,6540	1,3947
			Idade 0-5 anos	-,6481	,58368	,877	-2,3180	1,0217
			Idade 55-60 anos	-,3704	,58368	,988	-2,0402	1,2995
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,8466	,40278	,288	-1,9989	,3057
			Idade +150 anos	-2,3704*	,47657	,000	-3,7338	-1,0069
			Idade 20-25 anos	,1296	,53282	1,000	-1,3947	1,6540
			Idade 0-5 anos	-,5185	,53282	,926	-2,0429	1,0058
			Idade 55-60 anos	-,2407	,53282	,998	-1,7651	1,2836

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
P(mg.Kg-1)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-,3280	,46798	,982	-1,6669	1,0108
			Idade +150 anos	-1,8519*	,53282	,007	-3,3762	-,3275
			Idade 20-25 anos	,6481	,58368	,877	-1,0217	2,3180
			Idade 30 anos	,5185	,53282	,926	-1,0058	2,0429
			Idade 55-60 anos	,2778	,58368	,997	-1,3921	1,9476
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-,6058	,46798	,788	-1,9447	,7330
			Idade +150 anos	-2,1296*	,53282	,001	-3,6540	-,6053
			Idade 20-25 anos	,3704	,58368	,988	-1,2995	2,0402
			Idade 30 anos	,2407	,53282	,998	-1,2836	1,7651
			Idade 0-5 anos	-,2778	,58368	,997	-1,9476	1,3921
K (mmloc Kg-1)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	1,1291*	,17332	,000	,6332	1,6250
			Idade 20-25 anos	,3902	,20138	,380	-,1859	,9664
			Idade 30 anos	,9254*	,17332	,000	,4295	1,4213
			Idade 0-5 anos	-,0746	,20138	,999	-,6507	,5015
			Idade 55-60 anos	1,2958*	,20138	,000	,7196	1,8719
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-1,1291*	,17332	,000	-1,6250	-,6332
			Idade 20-25 anos	-,7389*	,22929	,017	-1,3949	-,0829
			Idade 30 anos	-,2037	,20508	,920	-,7904	,3830
			Idade 0-5 anos	-1,2037*	,22929	,000	-1,8597	-,5477
			Idade 55-60 anos	,1667	,22929	,979	-,4893	,8226

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
K (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	-,3902	,20138	,380	-,9664	,1859
			Idade +150 anos	,7389*	,22929	,017	,0829	1,3949
			Idade 30 anos	,5352	,22929	,182	-,1208	1,1912
			Idade 0-5 anos	-,4648	,25117	,434	-1,1834	,2538
			Idade 55-60 anos	,9056*	,25117	,005	,1870	1,6241
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,9254*	,17332	,000	-1,4213	-,4295
			Idade +150 anos	,2037	,20508	,920	-,3830	,7904
			Idade 20-25 anos	-,5352	,22929	,182	-1,1912	,1208
			Idade 0-5 anos	-1,0000*	,22929	,000	-1,6560	-,3440
			Idade 55-60 anos	,3704	,22929	,589	-,2856	1,0263
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	,0746	,20138	,999	-,5015	,6507
			Idade +150 anos	1,2037*	,22929	,000	,5477	1,8597
			Idade 20-25 anos	,4648	,25117	,434	-,2538	1,1834
			Idade 30 anos	1,0000*	,22929	,000	,3440	1,6560
			Idade 55-60 anos	1,3704*	,25117	,000	,6518	2,0889
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-1,2958*	,20138	,000	-1,8719	-,7196
			Idade +150 anos	-,1667	,22929	,979	-,8226	,4893
			Idade 20-25 anos	-,9056*	,25117	,005	-1,6241	-,1870
			Idade 30 anos	-,3704	,22929	,589	-1,0263	,2856
			Idade 0-5 anos	-1,3704*	,25117	,000	-2,0889	-,6518

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
Ca (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	32,0194 [*]	3,02508	,000	23,3649	40,6739
			Idade 20-25 anos	-1,5238	3,51483	,998	-11,5795	8,5318
			Idade 30 anos	17,9700 [*]	3,02508	,000	9,3155	26,6245
			Idade 0-5 anos	16,6058 [*]	3,51483	,000	6,5502	26,6615
			Idade 55-60 anos	30,7725 [*]	3,51483	,000	20,7168	40,8281
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-32,0194 [*]	3,02508	,000	-40,6739	-23,3649
			Idade 20-25 anos	-33,5432 [*]	4,00181	,000	-44,9921	-22,0944
			Idade 30 anos	-14,0494 [*]	3,57933	,001	-24,2896	-3,8092
			Idade 0-5 anos	-15,4136 [*]	4,00181	,002	-26,8624	-3,9647
			Idade 55-60 anos	-1,2469	4,00181	1,000	-12,6958	10,2019
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	1,5238	3,51483	,998	-8,5318	11,5795
			Idade +150 anos	33,5432 [*]	4,00181	,000	22,0944	44,9921
			Idade 30 anos	19,4938 [*]	4,00181	,000	8,0450	30,9427
			Idade 0-5 anos	18,1296 [*]	4,38376	,001	5,5880	30,6712
			Idade 55-60 anos	32,2963 [*]	4,38376	,000	19,7547	44,8379
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-17,9700 [*]	3,02508	,000	-26,6245	-9,3155
			Idade +150 anos	14,0494 [*]	3,57933	,001	3,8092	24,2896
			Idade 20-25 anos	-19,4938 [*]	4,00181	,000	-30,9427	-8,0450
			Idade 0-5 anos	-1,3642	4,00181	,999	-12,8131	10,0847
			Idade 55-60 anos	12,8025 [*]	4,00181	,018	1,3536	24,2513

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
Ca (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-16,6058 [*]	3,51483	,000	-26,6615	-6,5502
			Idade +150 anos	15,4136 [*]	4,00181	,002	3,9647	26,8624
			Idade 20-25 anos	-18,1296 [*]	4,38376	,001	-30,6712	-5,5880
			Idade 30 anos	1,3642	4,00181	,999	-10,0847	12,8131
			Idade 55-60 anos	14,1667 [*]	4,38376	,016	1,6251	26,7083
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-30,7725 [*]	3,51483	,000	-40,8281	-20,7168
			Idade +150 anos	1,2469	4,00181	1,000	-10,2019	12,6958
			Idade 20-25 anos	-32,2963 [*]	4,38376	,000	-44,8379	-19,7547
			Idade 30 anos	-12,8025 [*]	4,00181	,018	-24,2513	-1,3536
			Idade 0-5 anos	-14,1667 [*]	4,38376	,016	-26,7083	-1,6251
Mg (mmloc kg-1)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	15,8113 [*]	1,51431	,000	11,4790	20,1436
			Idade 20-25 anos	-2,1085	1,75947	,838	-7,1422	2,9252
			Idade 30 anos	6,9594 [*]	1,51431	,000	2,6271	11,2918
			Idade 0-5 anos	6,4101 [*]	1,75947	,004	1,3764	11,4437
			Idade 55-60 anos	13,0582 [*]	1,75947	,000	8,0245	18,0919
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-15,8113 [*]	1,51431	,000	-20,1436	-11,4790
			Idade 20-25 anos	-17,9198 [*]	2,00324	,000	-23,6509	-12,1886
			Idade 30 anos	-8,8519 [*]	1,79175	,000	-13,9779	-3,7258
			Idade 0-5 anos	-9,4012 [*]	2,00324	,000	-15,1323	-3,6701
			Idade 55-60 anos	-2,7531	2,00324	,742	-8,4842	2,9780

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
Mg (mmloc kg-1)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	2,1085	1,75947	,838	-2,9252	7,1422
			Idade +150 anos	17,9198*	2,00324	,000	12,1886	23,6509
			Idade 30 anos	9,0679*	2,00324	,000	3,3368	14,7990
			Idade 0-5 anos	8,5185*	2,19444	,002	2,2404	14,7966
			Idade 55-60 anos	15,1667*	2,19444	,000	8,8885	21,4448
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-6,9594*	1,51431	,000	-11,2918	-2,6271
			Idade +150 anos	8,8519*	1,79175	,000	3,7258	13,9779
			Idade 20-25 anos	-9,0679*	2,00324	,000	-14,7990	-3,3368
			Idade 0-5 anos	-,5494	2,00324	1,000	-6,2805	5,1817
			Idade 55-60 anos	6,0988*	2,00324	,029	,3677	11,8299
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-6,4101*	1,75947	,004	-11,4437	-1,3764
			Idade +150 anos	9,4012*	2,00324	,000	3,6701	15,1323
			Idade 20-25 anos	-8,5185*	2,19444	,002	-14,7966	-2,2404
			Idade 30 anos	,5494	2,00324	1,000	-5,1817	6,2805
			Idade 55-60 anos	6,6481*	2,19444	,031	,3700	12,9263
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-13,0582*	1,75947	,000	-18,0919	-8,0245
			Idade +150 anos	2,7531	2,00324	,742	-2,9780	8,4842
			Idade 20-25 anos	-15,1667*	2,19444	,000	-21,4448	-8,8885
			Idade 30 anos	-6,0988*	2,00324	,029	-11,8299	-,3677
			Idade 0-5 anos	-6,6481*	2,19444	,031	-12,9263	-,3700

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
Al (mmloc Kg -1)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-51,7284 [*]	3,23199	,000	-60,9749	-42,4819
			Idade 20-25 anos	-,0185	3,75523	1,000	-10,7619	10,7249
			Idade 30 anos	-16,5432 [*]	3,23199	,000	-25,7897	-7,2967
			Idade 0-5 anos	-30,3333 [*]	3,75523	,000	-41,0768	-19,5899
			Idade 55-60 anos	-27,7222 [*]	3,75523	,000	-38,4656	-16,9788
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	51,7284 [*]	3,23199	,000	42,4819	60,9749
			Idade 20-25 anos	51,7099 [*]	4,27552	,000	39,4780	63,9418
			Idade 30 anos	35,1852 [*]	3,82414	,000	24,2446	46,1258
			Idade 0-5 anos	21,3951 [*]	4,27552	,000	9,1631	33,6270
			Idade 55-60 anos	24,0062 [*]	4,27552	,000	11,7742	36,2381
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	,0185	3,75523	1,000	-10,7249	10,7619
			Idade +150 anos	-51,7099 [*]	4,27552	,000	-63,9418	-39,4780
			Idade 30 anos	-16,5247 [*]	4,27552	,002	-28,7566	-4,2928
			Idade 0-5 anos	-30,3148 [*]	4,68360	,000	-43,7142	-16,9154
			Idade 55-60 anos	-27,7037 [*]	4,68360	,000	-41,1031	-14,3043
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	16,5432 [*]	3,23199	,000	7,2967	25,7897
			Idade +150 anos	-35,1852 [*]	3,82414	,000	-46,1258	-24,2446
			Idade 20-25 anos	16,5247 [*]	4,27552	,002	4,2928	28,7566
			Idade 0-5 anos	-13,7901 [*]	4,27552	,017	-26,0220	-1,5582
			Idade 55-60 anos	-11,1790	4,27552	,096	-23,4109	1,0529

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
Al (mmloc Kg -1)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	30,3333 [*]	3,75523	,000	19,5899	41,0768
			Idade +150 anos	-21,3951 [*]	4,27552	,000	-33,6270	-9,1631
			Idade 20-25 anos	30,3148 [*]	4,68360	,000	16,9154	43,7142
			Idade 30 anos	13,7901 [*]	4,27552	,017	1,5582	26,0220
			Idade 55-60 anos	2,6111	4,68360	,994	-10,7883	16,0105
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	27,7222 [*]	3,75523	,000	16,9788	38,4656
			Idade +150 anos	-24,0062 [*]	4,27552	,000	-36,2381	-11,7742
			Idade 20-25 anos	27,7037 [*]	4,68360	,000	14,3043	41,1031
			Idade 30 anos	11,1790	4,27552	,096	-1,0529	23,4109
			Idade 0-5 anos	-2,6111	4,68360	,994	-16,0105	10,7883
H+Al (mmloc Kg-1)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-82,8959 [*]	5,30385	,000	-98,0698	-67,7221
			Idade 20-25 anos	,5979	6,16252	1,000	-17,0326	18,2283
			Idade 30 anos	-25,2910 [*]	5,30385	,000	-40,4649	-10,1171
			Idade 0-5 anos	-32,6799 [*]	6,16252	,000	-50,3104	-15,0494
			Idade 55-60 anos	-27,0503 [*]	6,16252	,000	-44,6807	-9,4198
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	82,8959 [*]	5,30385	,000	67,7221	98,0698
			Idade 20-25 anos	83,4938 [*]	7,01634	,000	63,4207	103,5670
			Idade 30 anos	57,6049 [*]	6,27560	,000	39,6510	75,5589
			Idade 0-5 anos	50,2160 [*]	7,01634	,000	30,1429	70,2892
			Idade 55-60 anos	55,8457 [*]	7,01634	,000	35,7725	75,9188

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
H+Al (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	-,5979	6,16252	1,000	-18,2283	17,0326
			Idade +150 anos	-83,4938*	7,01634	,000	-103,5670	-63,4207
			Idade 30 anos	-25,8889*	7,01634	,003	-45,9621	-5,8157
			Idade 0-5 anos	-33,2778*	7,68601	,000	-55,2668	-11,2887
			Idade 55-60 anos	-27,6481*	7,68601	,005	-49,6372	-5,6591
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	25,2910*	5,30385	,000	10,1171	40,4649
			Idade +150 anos	-57,6049*	6,27560	,000	-75,5589	-39,6510
			Idade 20-25 anos	25,8889*	7,01634	,003	5,8157	45,9621
			Idade 0-5 anos	-7,3889	7,01634	,899	-27,4621	12,6843
			Idade 55-60 anos	-1,7593	7,01634	1,000	-21,8324	18,3139
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	32,6799*	6,16252	,000	15,0494	50,3104
			Idade +150 anos	-50,2160*	7,01634	,000	-70,2892	-30,1429
			Idade 20-25 anos	33,2778*	7,68601	,000	11,2887	55,2668
			Idade 30 anos	7,3889	7,01634	,899	-12,6843	27,4621
			Idade 55-60 anos	5,6296	7,68601	,978	-16,3594	27,6187
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	27,0503*	6,16252	,000	9,4198	44,6807
			Idade +150 anos	-55,8457*	7,01634	,000	-75,9188	-35,7725
			Idade 20-25 anos	27,6481*	7,68601	,005	5,6591	49,6372
			Idade 30 anos	1,7593	7,01634	1,000	-18,3139	21,8324
			Idade 0-5 anos	-5,6296	7,68601	,978	-27,6187	16,3594

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
SB (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	49,3199 [*]	4,33741	,000	36,9110	61,7289
			Idade 20-25 anos	-3,2788	5,03961	,987	-17,6968	11,1391
			Idade 30 anos	25,9866 [*]	4,33741	,000	13,5776	38,3956
			Idade 0-5 anos	23,0175 [*]	5,03961	,000	8,5995	37,4354
			Idade 55-60 anos	45,2397 [*]	5,03961	,000	30,8218	59,6576
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-49,3199 [*]	4,33741	,000	-61,7289	-36,9110
			Idade 20-25 anos	-52,5988 [*]	5,73785	,000	-69,0143	-36,1832
			Idade 30 anos	-23,3333 [*]	5,13209	,000	-38,0158	-8,6508
			Idade 0-5 anos	-26,3025 [*]	5,73785	,000	-42,7180	-9,8869
			Idade 55-60 anos	-4,0802	5,73785	,981	-20,4958	12,3353
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	3,2788	5,03961	,987	-11,1391	17,6968
			Idade +150 anos	52,5988 [*]	5,73785	,000	36,1832	69,0143
			Idade 30 anos	29,2654 [*]	5,73785	,000	12,8499	45,6810
			Idade 0-5 anos	26,2963 [*]	6,28550	,000	8,3140	44,2786
			Idade 55-60 anos	48,5185 [*]	6,28550	,000	30,5362	66,5008
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-25,9866 [*]	4,33741	,000	-38,3956	-13,5776
			Idade +150 anos	23,3333 [*]	5,13209	,000	8,6508	38,0158
			Idade 20-25 anos	-29,2654 [*]	5,73785	,000	-45,6810	-12,8499
			Idade 0-5 anos	-2,9691	5,73785	,995	-19,3847	13,4464
			Idade 55-60 anos	19,2531 [*]	5,73785	,011	2,8376	35,6686

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
SB (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-23,0175 [*]	5,03961	,000	-37,4354	-8,5995
			Idade +150 anos	26,3025 [*]	5,73785	,000	9,8869	42,7180
			Idade 20-25 anos	-26,2963 [*]	6,28550	,000	-44,2786	-8,3140
			Idade 30 anos	2,9691	5,73785	,995	-13,4464	19,3847
			Idade 55-60 anos	22,2222 [*]	6,28550	,006	4,2399	40,2045
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-45,2397 [*]	5,03961	,000	-59,6576	-30,8218
			Idade +150 anos	4,0802	5,73785	,981	-12,3353	20,4958
			Idade 20-25 anos	-48,5185 [*]	6,28550	,000	-66,5008	-30,5362
			Idade 30 anos	-19,2531 [*]	5,73785	,011	-35,6686	-2,8376
			Idade 0-5 anos	-22,2222 [*]	6,28550	,006	-40,2045	-4,2399
CTC (mmloc Kg-1)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-33,5882 [*]	5,83831	,000	-50,2911	-16,8852
			Idade 20-25 anos	-3,8190	6,78351	,993	-23,2261	15,5880
			Idade 30 anos	,7340	5,83831	1,000	-15,9689	17,4370
			Idade 0-5 anos	-9,6746	6,78351	,711	-29,0817	9,7325
			Idade 55-60 anos	18,1772	6,78351	,081	-1,2298	37,5843
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	33,5882 [*]	5,83831	,000	16,8852	50,2911
			Idade 20-25 anos	29,7691 [*]	7,72336	,002	7,6732	51,8651
			Idade 30 anos	34,3222 [*]	6,90799	,000	14,5590	54,0854
			Idade 0-5 anos	23,9136 [*]	7,72336	,025	1,8177	46,0095
			Idade 55-60 anos	51,7654 [*]	7,72336	,000	29,6695	73,8613

*. A diferença da media é significativa ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
CTC (mmloc Kg-1)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	3,8190	6,78351	,993	-15,5880	23,2261
			Idade +150 anos	-29,7691*	7,72336	,002	-51,8651	-7,6732
			Idade 30 anos	4,5531	7,72336	,992	-17,5428	26,6490
			Idade 0-5 anos	-5,8556	8,46052	,983	-30,0604	18,3493
			Idade 55-60 anos	21,9963	8,46052	,099	-2,2086	46,2012
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,7340	5,83831	1,000	-17,4370	15,9689
			Idade +150 anos	-34,3222*	6,90799	,000	-54,0854	-14,5590
			Idade 20-25 anos	-4,5531	7,72336	,992	-26,6490	17,5428
			Idade 0-5 anos	-10,4086	7,72336	,758	-32,5046	11,6873
			Idade 55-60 anos	17,4432	7,72336	,213	-4,6527	39,5391
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	9,6746	6,78351	,711	-9,7325	29,0817
			Idade +150 anos	-23,9136*	7,72336	,025	-46,0095	-1,8177
			Idade 20-25 anos	5,8556	8,46052	,983	-18,3493	30,0604
			Idade 30 anos	10,4086	7,72336	,758	-11,6873	32,5046
			Idade 55-60 anos	27,8519*	8,46052	,014	3,6470	52,0567
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-18,1772	6,78351	,081	-37,5843	1,2298
			Idade +150 anos	-51,7654*	7,72336	,000	-73,8613	-29,6695
			Idade 20-25 anos	-21,9963	8,46052	,099	-46,2012	2,2086
			Idade 30 anos	-17,4432	7,72336	,213	-39,5391	4,6527
			Idade 0-5 anos	-27,8519*	8,46052	,014	-52,0567	-3,6470

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
V (%)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	33,3792 [*]	2,07223	,000	27,4507	39,3077
			Idade 20-25 anos	2,3915	2,40771	,920	-4,4967	9,2798
			Idade 30 anos	18,7372 [*]	2,07223	,000	12,8087	24,6657
			Idade 0-5 anos	15,8545 [*]	2,40771	,000	8,9662	22,7428
			Idade 55-60 anos	28,8545 [*]	2,40771	,000	21,9662	35,7428
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-33,3792 [*]	2,07223	,000	-39,3077	-27,4507
			Idade 20-25 anos	-30,9877 [*]	2,74130	,000	-38,8303	-23,1450
			Idade 30 anos	-14,6420 [*]	2,45189	,000	-21,6566	-7,6273
			Idade 0-5 anos	-17,5247 [*]	2,74130	,000	-25,3673	-9,6821
			Idade 55-60 anos	-4,5247	2,74130	,565	-12,3673	3,3179
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	-2,3915	2,40771	,920	-9,2798	4,4967
			Idade +150 anos	30,9877 [*]	2,74130	,000	23,1450	38,8303
			Idade 30 anos	16,3457 [*]	2,74130	,000	8,5030	24,1883
			Idade 0-5 anos	13,4630 [*]	3,00294	,000	4,8718	22,0541
			Idade 55-60 anos	26,4630 [*]	3,00294	,000	17,8718	35,0541
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-18,7372 [*]	2,07223	,000	-24,6657	-12,8087
			Idade +150 anos	14,6420 [*]	2,45189	,000	7,6273	21,6566
			Idade 20-25 anos	-16,3457 [*]	2,74130	,000	-24,1883	-8,5030
			Idade 0-5 anos	-2,8827	2,74130	,900	-10,7254	4,9599
			Idade 55-60 anos	10,1173 [*]	2,74130	,003	2,2746	17,9599

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
V (%)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-15,8545 [*]	2,40771	,000	-22,7428	-8,9662
			Idade +150 anos	17,5247 [*]	2,74130	,000	9,6821	25,3673
			Idade 20-25 anos	-13,4630 [*]	3,00294	,000	-22,0541	-4,8718
			Idade 30 anos	2,8827	2,74130	,900	-4,9599	10,7254
			Idade 55-60 anos	13,0000 [*]	3,00294	,000	4,4088	21,5912
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-28,8545 [*]	2,40771	,000	-35,7428	-21,9662
			Idade +150 anos	4,5247	2,74130	,565	-3,3179	12,3673
			Idade 20-25 anos	-26,4630 [*]	3,00294	,000	-35,0541	-17,8718
			Idade 30 anos	-10,1173 [*]	2,74130	,003	-17,9599	-2,2746
			Idade 0-5 anos	-13,0000 [*]	3,00294	,000	-21,5912	-4,4088
m (%)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-56,1111 [*]	3,14587	,000	-65,1112	-47,1110
			Idade 20-25 anos	-5,6111	3,65517	,642	-16,0683	4,8460
			Idade 30 anos	-30,1481 [*]	3,14587	,000	-39,1482	-21,1481
			Idade 0-5 anos	-27,1667 [*]	3,65517	,000	-37,6238	-16,7095
			Idade 55-60 anos	-49,4630 [*]	3,65517	,000	-59,9201	-39,0058
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	56,1111 [*]	3,14587	,000	47,1110	65,1112
			Idade 20-25 anos	50,5000 [*]	4,16160	,000	38,5940	62,4060
			Idade 30 anos	25,9630 [*]	3,72225	,000	15,3139	36,6120
			Idade 0-5 anos	28,9444 [*]	4,16160	,000	17,0384	40,8504
			Idade 55-60 anos	6,6481	4,16160	,601	-5,2578	18,5541

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
m (%)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	5,6111	3,65517	,642	-4,8460	16,0683
			Idade +150 anos	-50,5000*	4,16160	,000	-62,4060	-38,5940
			Idade 30 anos	-24,5370*	4,16160	,000	-36,4430	-12,6310
			Idade 0-5 anos	-21,5556*	4,55880	,000	-34,5979	-8,5132
			Idade 55-60 anos	-43,8519*	4,55880	,000	-56,8942	-30,8095
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	30,1481*	3,14587	,000	21,1481	39,1482
			Idade +150 anos	-25,9630*	3,72225	,000	-36,6120	-15,3139
			Idade 20-25 anos	24,5370*	4,16160	,000	12,6310	36,4430
			Idade 0-5 anos	2,9815	4,16160	,980	-8,9245	14,8875
			Idade 55-60 anos	-19,3148*	4,16160	,000	-31,2208	-7,4088
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	27,1667*	3,65517	,000	16,7095	37,6238
			Idade +150 anos	-28,9444*	4,16160	,000	-40,8504	-17,0384
			Idade 20-25 anos	21,5556*	4,55880	,000	8,5132	34,5979
			Idade 30 anos	-2,9815	4,16160	,980	-14,8875	8,9245
			Idade 55-60 anos	-22,2963*	4,55880	,000	-35,3387	-9,2539
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	49,4630*	3,65517	,000	39,0058	59,9201
			Idade +150 anos	-6,6481	4,16160	,601	-18,5541	5,2578
			Idade 20-25 anos	43,8519*	4,55880	,000	30,8095	56,8942
			Idade 30 anos	19,3148*	4,16160	,000	7,4088	31,2208
			Idade 0-5 anos	22,2963*	4,55880	,000	9,2539	35,3387

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
M.O. (g/Kg)	Tukey	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-21,9171 [*]	4,61076	,000	-35,1081	-8,7261
			Idade 20-25 anos	-3,2011	5,35722	,991	-18,5276	12,1255
			Idade 30 anos	,1940	4,61076	1,000	-12,9970	13,3850
			Idade 0-5 anos	10,5212	5,35722	,365	-4,8054	25,8477
			Idade 55-60 anos	17,0582 [*]	5,35722	,019	1,7316	32,3848
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	21,9171 [*]	4,61076	,000	8,7261	35,1081
			Idade 20-25 anos	18,7160 [*]	6,09947	,027	1,2660	36,1661
			Idade 30 anos	22,1111 [*]	5,45553	,001	6,5033	37,7189
			Idade 0-5 anos	32,4383 [*]	6,09947	,000	14,9882	49,8883
			Idade 55-60 anos	38,9753 [*]	6,09947	,000	21,5252	56,4254
		Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	3,2011	5,35722	,991	-12,1255	18,5276
			Idade +150 anos	-18,7160 [*]	6,09947	,027	-36,1661	-1,2660
			Idade 30 anos	3,3951	6,09947	,994	-14,0550	20,8451
			Idade 0-5 anos	13,7222	6,68163	,314	-5,3934	32,8378
			Idade 55-60 anos	20,2593 [*]	6,68163	,031	1,1437	39,3749
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,1940	4,61076	1,000	-13,3850	12,9970
			Idade +150 anos	-22,1111 [*]	5,45553	,001	-37,7189	-6,5033
			Idade 20-25 anos	-3,3951	6,09947	,994	-20,8451	14,0550
			Idade 0-5 anos	10,3272	6,09947	,537	-7,1229	27,7772
			Idade 55-60 anos	16,8642	6,09947	,065	-,5859	34,3143

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
M.O. (g/Kg)	Tukey	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-10,5212	5,35722	,365	-25,8477	4,8054
			Idade +150 anos	-32,4383*	6,09947	,000	-49,8883	-14,9882
			Idade 20-25 anos	-13,7222	6,68163	,314	-32,8378	5,3934
			Idade 30 anos	-10,3272	6,09947	,537	-27,7772	7,1229
			Idade 55-60 anos	6,5370	6,68163	,925	-12,5786	25,6526
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-17,0582*	5,35722	,019	-32,3848	-1,7316
			Idade +150 anos	-38,9753*	6,09947	,000	-56,4254	-21,5252
			Idade 20-25 anos	-20,2593*	6,68163	,031	-39,3749	-1,1437
			Idade 30 anos	-16,8642	6,09947	,065	-34,3143	,5859
			Idade 0-5 anos	-6,5370	6,68163	,925	-25,6526	12,5786
C.O. (g/Kg)		Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-12,6966*	2,67057	,000	-20,3369	-5,0564
			Idade 20-25 anos	-1,8571	3,10293	,991	-10,7344	7,0201
			Idade 30 anos	,1429	2,67057	1,000	-7,4974	7,7832
			Idade 0-5 anos	6,1243	3,10293	,359	-2,7529	15,0016
			Idade 55-60 anos	9,8836*	3,10293	,019	1,0064	18,7608
		Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	12,6966*	2,67057	,000	5,0564	20,3369
			Idade 20-25 anos	10,8395*	3,53284	,027	,7323	20,9467
			Idade 30 anos	12,8395*	3,15987	,001	3,7994	21,8796
			Idade 0-5 anos	18,8210*	3,53284	,000	8,7138	28,9281
			Idade 55-60 anos	22,5802*	3,53284	,000	12,4731	32,6874

*. A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

Variável dependente		(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
							Limite inferior	Limite superior
C.O. (g/Kg)	Tukey	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	1,8571	3,10293	,991	-7,0201	10,7344
			Idade +150 anos	-10,8395*	3,53284	,027	-20,9467	-,7323
			Idade 30 anos	2,0000	3,53284	,993	-8,1072	12,1072
			Idade 0-5 anos	7,9815	3,87003	,309	-3,0904	19,0533
			Idade 55-60 anos	11,7407*	3,87003	,030	,6689	22,8126
		Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-,1429	2,67057	1,000	-7,7832	7,4974
			Idade +150 anos	-12,8395*	3,15987	,001	-21,8796	-3,7994
			Idade 20-25 anos	-2,0000	3,53284	,993	-12,1072	8,1072
			Idade 0-5 anos	5,9815	3,53284	,537	-4,1257	16,0886
			Idade 55-60 anos	9,7407	3,53284	,066	-,3664	19,8479
		Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-6,1243	3,10293	,359	-15,0016	2,7529
			Idade +150 anos	-18,8210*	3,53284	,000	-28,9281	-8,7138
			Idade 20-25 anos	-7,9815	3,87003	,309	-19,0533	3,0904
			Idade 30 anos	-5,9815	3,53284	,537	-16,0886	4,1257
			Idade 55-60 anos	3,7593	3,87003	,927	-7,3126	14,8311
		Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	-9,8836*	3,10293	,019	-18,7608	-1,0064
			Idade +150 anos	-22,5802*	3,53284	,000	-32,6874	-12,4731
			Idade 20-25 anos	-11,7407*	3,87003	,030	-22,8126	-,6689
			Idade 30 anos	-9,7407	3,53284	,066	-19,8479	,3664
			Idade 0-5 anos	-3,7593	3,87003	,927	-14,8311	7,3126

A diferença da media é significativa ao nível de 0,05.

Variável dependente	(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
						Limite inferior	Limite superior
Areia T (g/Kg)	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	-104,6349*	35,81717	,046	-208,1216	-1,1483
		Idade 20-25 anos	-58,7016	38,50230	,649	-169,9464	52,5432
		Idade 30 anos	84,4762	30,82651	,074	-4,5909	173,5433
		Idade 0-5 anos	83,6429	35,81717	,187	-19,8438	187,1295
		Idade 55-60 anos	51,6429	35,81717	,701	-51,8438	155,1295
	Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	104,6349*	35,81717	,046	1,1483	208,1216
		Idade 20-25 anos	45,9333	46,85224	,923	-89,4370	181,3037
		Idade 30 anos	189,1111*	40,77964	,000	71,2864	306,9359
		Idade 0-5 anos	188,2778*	44,67186	,001	59,2072	317,3483
		Idade 55-60 anos	156,2778*	44,67186	,008	27,2072	285,3483
	Idade 20-25 anos	Idade 10-15 anos	58,7016	38,50230	,649	-52,5432	169,9464
		Idade +150 anos	-45,9333	46,85224	,923	-181,3037	89,4370
		Idade 30 anos	143,1778*	43,15712	,014	18,4838	267,8718
		Idade 0-5 anos	142,3444*	46,85224	,033	6,9741	277,7148
		Idade 55-60 anos	110,3444	46,85224	,180	-25,0259	245,7148
	Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-84,4762	30,82651	,074	-173,5433	4,5909
		Idade +150 anos	-189,1111*	40,77964	,000	-306,9359	-71,2864
		Idade 20-25 anos	-143,1778*	43,15712	,014	-267,8718	-18,4838
		Idade 0-5 anos	-,8333	40,77964	1,000	-118,6581	116,9914
		Idade 55-60 anos	-32,8333	40,77964	,966	-150,6581	84,9914
	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	-83,6429	35,81717	,187	-187,1295	19,8438
		Idade +150 anos	-188,2778*	44,67186	,001	-317,3483	-59,2072

Variável dependente	(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
						Limite inferior	Limite superior
	Idade 55-60 anos	Idade 20-25 anos	-142,3444 [*]	46,85224	,033	-277,7148	-6,9741
		Idade 30 anos	,8333	40,77964	1,000	-116,9914	118,6581
		Idade 55-60 anos	-32,0000	44,67186	,980	-161,0705	97,0705
		Idade 10-15 anos	-51,6429	35,81717	,701	-155,1295	51,8438
		Idade +150 anos	-156,2778 [*]	44,67186	,008	-285,3483	-27,2072
		Idade 20-25 anos	-110,3444	46,85224	,180	-245,7148	25,0259
		Idade 30 anos	32,8333	40,77964	,966	-84,9914	150,6581
		Idade 0-5 anos	32,0000	44,67186	,980	-97,0705	161,0705
		Idade +150 anos	14,2857	37,93719	,999	-95,3263	123,8977
		Idade 20-25 anos	27,9079	40,78125	,983	-89,9214	145,7373
Silte (g/Kg)	Idade 10-15 anos	Idade 30 anos	13,8042	32,65113	,998	-80,5348	108,1432
		Idade 0-5 anos	-118,1587 [*]	37,93719	,027	-227,7708	-8,5467
		Idade 55-60 anos	-78,3254	37,93719	,312	-187,9374	31,2866
		Idade 10-15 anos	-14,2857	37,93719	,999	-123,8977	95,3263
		Idade 20-25 anos	13,6222	49,62542	1,000	-129,7607	157,0051
	Idade +150 anos	Idade 30 anos	-,4815	43,19339	1,000	-125,2803	124,3173
		Idade 0-5 anos	-132,4444	47,31598	,063	-269,1547	4,2658
		Idade 55-60 anos	-92,6111	47,31598	,372	-229,3213	44,0991
		Idade 10-15 anos	-27,9079	40,78125	,983	-145,7373	89,9214
	Idade 20-25 anos	Idade +150 anos	-13,6222	49,62542	1,000	-157,0051	129,7607
		Idade 30 anos	-14,1037	45,71158	1,000	-146,1783	117,9709
		Idade 0-5 anos	-146,0667 [*]	49,62542	,043	-289,4495	-2,6838
		Idade 55-60 anos	-106,2333	49,62542	,273	-249,6162	37,1495

Variável dependente	(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre as médias(I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de confiança	
						Limite inferior	Limite superior
	Idade 30 anos	Idade 10-15 anos	-13,8042	32,65113	,998	-108,1432	80,5348
		Idade +150 anos	,4815	43,19339	1,000	-124,3173	125,2803
		Idade 20-25 anos	14,1037	45,71158	1,000	-117,9709	146,1783
		Idade 0-5 anos	-131,9630*	43,19339	,032	-256,7617	-7,1642
		Idade 55-60 anos	-92,1296	43,19339	,277	-216,9284	32,6692
	Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	118,1587*	37,93719	,027	8,5467	227,7708
		Idade +150 anos	132,4444	47,31598	,063	-4,2658	269,1547
		Idade 20-25 anos	146,0667*	49,62542	,043	2,6838	289,4495
		Idade 30 anos	131,9630*	43,19339	,032	7,1642	256,7617
		Idade 55-60 anos	39,8333	47,31598	,959	-96,8769	176,5435
	Idade 55-60 anos	Idade 10-15 anos	78,3254	37,93719	,312	-31,2866	187,9374
		Idade +150 anos	92,6111	47,31598	,372	-44,0991	229,3213
		Idade 20-25 anos	106,2333	49,62542	,273	-37,1495	249,6162
		Idade 30 anos	92,1296	43,19339	,277	-32,6692	216,9284
		Idade 0-5 anos	-39,8333	47,31598	,959	-176,5435	96,8769
Argila (g/Kg)	Idade 10-15 anos	Idade +150 anos	90,0952*	18,76883	,000	35,8664	144,3241
		Idade 20-25 anos	30,9619	20,17588	,643	-27,3323	89,2561
		Idade 30 anos	-98,3122*	16,15364	,000	-144,9849	-51,6394
		Idade 0-5 anos	34,4286	18,76883	,447	-19,8003	88,6574
		Idade 55-60 anos	26,4841	18,76883	,720	-27,7447	80,7130
	Idade +150 anos	Idade 10-15 anos	-90,0952*	18,76883	,000	-144,3241	-35,8664
		Idade 20-25 anos	-59,1333	24,55140	,160	-130,0698	11,8031
		Idade 30 anos	-188,4074*	21,36925	,000	-250,1496	-126,6652

Variável dependente	(I) Classe de Idades	(J) Classe de Idades	Diferença entre		Erro	Sig.	95% Intervalo de confiança	
			as médias(I-J)				Padrão	Limite inferior
Idade 20-25 anos	Idade 0-5 anos	Idade 0-5 anos	-55,6667	23,40884	,171		-123,3019	11,9686
		Idade 55-60 anos	-63,6111	23,40884	,078		-131,2463	4,0241
		Idade 10-15 anos	-30,9619	20,17588	,643		-89,2561	27,3323
		Idade +150 anos	59,1333	24,55140	,160		-11,8031	130,0698
		Idade 30 anos	-129,2741 [*]	22,61509	,000		-194,6159	-63,9322
		Idade 0-5 anos	3,4667	24,55140	1,000		-67,4698	74,4031
Idade 30 anos	Idade 55-60 anos	Idade 55-60 anos	-4,4778	24,55140	1,000		-75,4142	66,4587
		Idade 10-15 anos	98,3122 [*]	16,15364	,000		51,6394	144,9849
		Idade +150 anos	188,4074 [*]	21,36925	,000		126,6652	250,1496
		Idade 20-25 anos	129,2741 [*]	22,61509	,000		63,9322	194,6159
		Idade 0-5 anos	132,7407 [*]	21,36925	,000		70,9985	194,4830
		Idade 55-60 anos	124,7963 [*]	21,36925	,000		63,0541	186,5385
Idade 0-5 anos	Idade 10-15 anos	Idade 10-15 anos	-34,4286	18,76883	,447		-88,6574	19,8003
		Idade +150 anos	55,6667	23,40884	,171		-11,9686	123,3019
		Idade 20-25 anos	-3,4667	24,55140	1,000		-74,4031	67,4698
		Idade 30 anos	-132,7407 [*]	21,36925	,000		-194,4830	-70,9985
		Idade 55-60 anos	-7,9444	23,40884	,999		-75,5797	59,6908
		Idade 10-15 anos	-26,4841	18,76883	,720		-80,7130	27,7447
Idade 55-60 anos	Idade +150 anos	Idade +150 anos	63,6111	23,40884	,078		-4,0241	131,2463
		Idade 20-25 anos	4,4778	24,55140	1,000		-66,4587	75,4142
		Idade 30 anos	-124,7963 [*]	21,36925	,000		-186,5385	-63,0541
		Idade 0-5 anos	7,9444	23,40884	,999		-59,6908	75,5797

A diferença da media é significante ao nível de 0,05.

ANEXOS

ANEXO IX

Anexo IX - Comparações Múltiplas das variáveis com as profundidades do solo, com procedimento GLM, ANOVA com Tukey.

Comparações Múltiplas							
Variável dependente		(I) Profundidades 1, 5 e 10 cm	(J) Profundidades 1, 5 e 10 cm	Diferença entre		95% Intervalo de Confiança	
				as médias (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Limite Inferior Limite Superior
pH (H ₂ O)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	,2117 [*]	,06250	,002	,0648 ,3586
			Profundidade de 10 cm	,2497 [*]	,06250	,000	,1028 ,3966
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-,2117 [*]	,06250	,002	-,3586 -,0648
			Profundidade de 10 cm	,0380	,06250	,816	-,1089 ,1849
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-,2497 [*]	,06250	,000	-,3966 -,1028
			Profundidade de 5 cm	-,0380	,06250	,816	-,1849 ,1089
pH (KCl)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	,2158 [*]	,05074	,000	,0965 ,3351
			Profundidade de 10 cm	,3152 [*]	,05074	,000	,1959 ,4345
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-,2158 [*]	,05074	,000	-,3351 -,0965
			Profundidade de 10 cm	,0994	,05074	,124	-,0199 ,2187
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-,3152 [*]	,05074	,000	-,4345 -,1959
			Profundidade de 5 cm	-,0994	,05074	,124	-,2187 ,0199
P(mg.Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	2,1111 [*]	,32800	,000	1,3401 2,8822
			Profundidade de 10 cm	3,1111 [*]	,32800	,000	2,3401 3,8822
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-2,1111 [*]	,32800	,000	-2,8822 -1,3401
			Profundidade de 10 cm	1,0000 [*]	,32800	,007	,2289 1,7711
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-3,1111 [*]	,32800	,000	-3,8822 -2,3401
			Profundidade de 5 cm	-1,0000 [*]	,32800	,007	-1,7711 -,2289
K (mmloc Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	1,7819 [*]	,14115	,000	1,4501 2,1137
			Profundidade de 10 cm	2,6380 [*]	,14115	,000	2,3062 2,9698

Comparações Múltiplas								
Variável dependente		(I) Profundidades 1, 5 e 10 cm	(J) Profundidades 1, 5 e 10 cm	Diferença entre		95% Intervalo de Confiança		
				as médias (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Limite Inferior	Limite Superior
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-1,7819 [*]	,14115	,000	-2,1137	-1,4501
			Profundidade de 10 cm	,8561 [*]	,14115	,000	,5243	1,1879
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-2,6380 [*]	,14115	,000	-2,9698	-2,3062
			Profundidade de 5 cm	-,8561 [*]	,14115	,000	-1,1879	-,5243
Ca (mmloc Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	20,0819 [*]	2,46346	,000	14,2908	25,8729
			Profundidade de 10 cm	32,5146 [*]	2,46346	,000	26,7236	38,3057
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-20,0819 [*]	2,46346	,000	-25,8729	-14,2908
			Profundidade de 10 cm	12,4327 [*]	2,46346	,000	6,6417	18,2238
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-32,5146 [*]	2,46346	,000	-38,3057	-26,7236
			Profundidade de 5 cm	-12,4327 [*]	2,46346	,000	-18,2238	-6,6417
Mg (mmloc kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	9,7368 [*]	1,23317	,000	6,8379	12,6358
			Profundidade de 10 cm	15,2515 [*]	1,23317	,000	12,3525	18,1504
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-9,7368 [*]	1,23317	,000	-12,6358	-6,8379
			Profundidade de 10 cm	5,5146 [*]	1,23317	,000	2,6157	8,4135
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-15,2515 [*]	1,23317	,000	-18,1504	-12,3525
			Profundidade de 5 cm	-5,5146 [*]	1,23317	,000	-8,4135	-2,6157
Al (mmloc Kg -1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	-1,9240	2,63196	,745	-8,1111	4,2632
			Profundidade de 10 cm	-6,0058	2,63196	,059	-12,1930	,1813
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	1,9240	2,63196	,745	-4,2632	8,1111
			Profundidade de 10 cm	-4,0819	2,63196	,268	-10,2690	2,1053
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	6,0058	2,63196	,059	-,1813	12,1930
			Profundidade de 5 cm	4,0819	2,63196	,268	-2,1053	10,2690

Comparações Múltiplas							
Variável dependente		(I) Profundidades 1, 5 e 10 cm	(J) Profundidades 1, 5 e 10 cm	Diferença entre		95% Intervalo de Confiança	
				as médias (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Limite Inferior Limite Superior
H+Al (mmloc Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	18,7719 [*]	4,31916	,000	8,6185 28,9253
			Profundidade de 10 cm	35,0409 [*]	4,31916	,000	24,8875 45,1944
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-18,7719 [*]	4,31916	,000	-28,9253 -8,6185
			Profundidade de 10 cm	16,2690 [*]	4,31916	,001	6,1156 26,4224
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-35,0409 [*]	4,31916	,000	-45,1944 -24,8875
			Profundidade de 5 cm	-16,2690 [*]	4,31916	,001	-26,4224 -6,1156
SB (mmloc Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	31,6544 [*]	3,53215	,000	23,3511 39,9577
			Profundidade de 10 cm	50,4713 [*]	3,53215	,000	42,1680 58,7747
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-31,6544 [*]	3,53215	,000	-39,9577 -23,3511
			Profundidade de 10 cm	18,8170 [*]	3,53215	,000	10,5136 27,1203
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-50,4713 [*]	3,53215	,000	-58,7747 -42,1680
			Profundidade de 5 cm	-18,8170 [*]	3,53215	,000	-27,1203 -10,5136
CTC (mmloc Kg-1)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	50,0924 [*]	4,75440	,000	38,9158 61,2690
			Profundidade de 10 cm	85,5404 [*]	4,75440	,000	74,3638 96,7169
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-50,0924 [*]	4,75440	,000	-61,2690 -38,9158
			Profundidade de 10 cm	35,4480 [*]	4,75440	,000	24,2714 46,6245
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-85,5404 [*]	4,75440	,000	-96,7169 -74,3638
			Profundidade de 5 cm	-35,4480 [*]	4,75440	,000	-46,6245 -24,2714
V (%)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	10,9415 [*]	1,68751	,000	6,9746 14,9085
			Profundidade de 10 cm	19,0234 [*]	1,68751	,000	15,0564 22,9904
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-10,9415 [*]	1,68751	,000	-14,9085 -6,9746
			Profundidade de 10 cm	8,0819 [*]	1,68751	,000	4,1149 12,0488

Comparações Múltiplas										
Variável dependente		(I) Profundidades 1, 5 e 10 cm	(J) Profundidades 1, 5 e 10 cm	Diferença entre		95% Intervalo de Confiança				
				as médias (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Limite Inferior	Limite Superior		
m (%)	Tukey HSD	Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-19,0234 [*]	1,68751	,000	-22,9904	-15,0564		
			Profundidade de 5 cm	-8,0819 [*]	1,68751	,000	-12,0488	-4,1149		
		Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	-13,8246 [*]	2,56183	,000	-19,8469	-7,8023		
			Profundidade de 10 cm	-29,9006 [*]	2,56183	,000	-35,9229	-23,8783		
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	13,8246 [*]	2,56183	,000	7,8023	19,8469		
			Profundidade de 10 cm	-16,0760 [*]	2,56183	,000	-22,0983	-10,0537		
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	29,9006 [*]	2,56183	,000	23,8783	35,9229		
			Profundidade de 5 cm	16,0760 [*]	2,56183	,000	10,0537	22,0983		
		M.O. (g/Kg)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	41,0994 [*]	3,75475	,000	32,2728	49,9260
					Profundidade de 10 cm	63,7661 [*]	3,75475	,000	54,9395	72,5927
Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm			-41,0994 [*]	3,75475	,000	-49,9260	-32,2728		
	Profundidade de 10 cm			22,6667 [*]	3,75475	,000	13,8401	31,4933		
Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm			-63,7661 [*]	3,75475	,000	-72,5927	-54,9395		
	Profundidade de 5 cm			-22,6667 [*]	3,75475	,000	-31,4933	-13,8401		
C.O. (g/Kg)	Tukey HSD	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	23,8246 [*]	2,17477	,000	18,7122	28,9370		
			Profundidade de 10 cm	36,9532 [*]	2,17477	,000	31,8408	42,0656		
		Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-23,8246 [*]	2,17477	,000	-28,9370	-18,7122		
			Profundidade de 10 cm	13,1287 [*]	2,17477	,000	8,0162	18,2411		
		Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-36,9532 [*]	2,17477	,000	-42,0656	-31,8408		
			Profundidade de 5 cm	-13,1287 [*]	2,17477	,000	-18,2411	-8,0162		

Baseado sobre as medias observadas.

Multiple Comparisons

Tukey HSD

Variável dependente	(I) Profundidades 1, 5 e 10 cm	(J) Profundidades 1, 5 e 10 cm	Mean Difference		Sig.	95% Intervalo de Confiança	
			(I-J)	Erro Padrão		Limite Inferior	Limite Superior
Areia T (g/Kg)	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	4,6604	26,03349	,982	-57,0058	66,3265
		Profundidade de 10 cm	-6,1321	26,03349	,970	-67,7982	55,5341
	Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-4,6604	26,03349	,982	-66,3265	57,0058
		Profundidade de 10 cm	-10,7925	26,03349	,910	-72,4586	50,8737
	Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	6,1321	26,03349	,970	-55,5341	67,7982
		Profundidade de 5 cm	10,7925	26,03349	,910	-50,8737	72,4586
Silte (g/Kg)	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	9,8491	27,57441	,932	-55,4671	75,1652
		Profundidade de 10 cm	35,6604	27,57441	,401	-29,6558	100,9765
	Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	-9,8491	27,57441	,932	-75,1652	55,4671
		Profundidade de 10 cm	25,8113	27,57441	,618	-39,5048	91,1275
	Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	-35,6604	27,57441	,401	-100,9765	29,6558
		Profundidade de 5 cm	-25,8113	27,57441	,618	-91,1275	39,5048
Argila (g/Kg)	Profundidade de 1 cm	Profundidade de 5 cm	-19,3585	13,64201	,334	-51,6726	12,9556
		Profundidade de 10 cm	-39,0566*	13,64201	,013	-71,3707	-6,7425
	Profundidade de 5 cm	Profundidade de 1 cm	19,3585	13,64201	,334	-12,9556	51,6726
		Profundidade de 10 cm	-19,6981	13,64201	,321	-52,0123	12,6160
	Profundidade de 10 cm	Profundidade de 1 cm	39,0566*	13,64201	,013	6,7425	71,3707
		Profundidade de 5 cm	19,6981	13,64201	,321	-12,6160	52,0123

*. A diferença da média é significante ao nível de 0,05

ANEXOS

ANEXO X

Anexo - IX. – Estrutura correlacional entre as variáveis e os componentes principais obtidos na análise da ACP

Variable	Correlations (Structure)																	
	PCR1_1	PCR2_1	PCR3_1	PCR4_1	PCR5_1	PCR6_1	PCR7_1	PCR8_1	PCR9_1	PCR10_1	PCR11_1	PCR12_1	PCR13_1	PCR14_1	PCR15_1	PCR16_1	PCR17_1	PCR18_1
Biomassa	-0.6796	0.1606	0.4783	0.2322	0.2694	-0.1836	0.2536	0.2303	-0.0686	-0.0292	0.0170	0.0112	0.0097	0.0020	-0.0002	5.944E-06	1.070E-06	1.242E-08
pHH2O	0.9568	0.1090	-0.0078	-0.0331	0.0655	-0.0075	0.0429	-0.0068	0.2395	-0.0648	0.0563	0.0158	0.0184	0.0039	-0.0004	8.657E-06	1.316E-06	-2.740E-07
pHCl	0.9761	-0.0317	0.0600	0.0293	-0.0093	-0.0918	0.0821	0.0602	0.0259	0.1360	0.0547	-0.0074	-0.0267	0.0036	0.0002	-1.632E-05	2.851E-08	7.77389E-9
P	-0.4646	0.5090	0.3129	-0.2420	-0.4906	0.1557	0.2921	-0.1288	0.0277	0.0230	-0.0127	-0.0148	0.0085	0.0051	-0.0002	5.972E-07	3.225E-07	-2.883E-08
K	0.4955	0.6083	-0.0513	-0.3392	-0.3334	0.2553	-0.1374	0.2542	-0.0772	-0.0047	0.0211	0.0229	0.0094	0.0010	0.0002	4.692E-07	1.694E-06	3.499E-07
Ca	0.9133	0.2958	-0.0052	0.2255	0.1221	0.0380	0.0468	-0.0224	0.0104	0.0320	-0.0579	0.0616	0.0074	0.0076	0.0062	-9.201E-05	-4.313E-06	4.189E-06
Mg	0.7974	0.5117	-0.0841	0.1543	0.1167	0.0003	-0.0014	-0.1484	-0.1716	-0.0372	0.0539	-0.0442	0.0116	0.0060	0.0032	-4.954E-05	-3.877E-08	1.730E-06
Al	-0.8337	0.0711	-0.3065	0.2515	0.2316	0.2617	-0.0541	0.0816	0.0696	0.0553	-0.0119	-0.0477	0.0183	0.0177	-0.0006	-4.712E-06	-2.275E-07	7.19037E-9
HA1	-0.9091	0.3140	-0.0574	0.1862	0.0122	0.1814	0.0037	0.0045	0.0507	-0.0147	0.0265	0.0022	-0.0185	-0.0091	0.0036	-1.928E-05	-6.232E-05	0.0002
SB	0.8895	0.3881	-0.0326	0.1869	0.1116	0.0361	0.0237	-0.0587	-0.0569	0.0107	-0.0202	0.0236	0.0053	0.0029	-0.0077	0.0001	-3.703E-05	0.0001
CTC	-0.3346	0.7793	-0.1061	0.4201	0.1220	0.2706	0.0273	-0.0499	0.0112	-0.0093	0.0148	0.0260	-0.0192	-0.0087	-0.0021	8.036E-06	4.788E-05	-0.0001
V	0.9703	0.1395	0.0463	0.0870	0.0885	0.0731	0.0621	0.0713	0.0362	0.0320	-0.0320	-0.0526	0.0204	-0.0245	0.0007	4.905E-05	-1.063E-06	-1.151E-06
m	-0.9744	-0.0760	-0.1106	-0.0292	0.0268	-0.0719	-0.0528	-0.0982	-0.0309	0.0823	0.0445	0.0469	0.0370	-0.0096	-5.539E-05	4.391E-05	4.328E-06	-6.128E-07
MO	-0.2756	0.8450	0.3552	0.0257	-0.0294	-0.2390	-0.1494	-0.0108	0.0490	0.0129	-0.0111	-0.0122	-0.0011	0.0015	0.0003	0.0016	-0.0004	-1.086E-05
CO	-0.2772	0.8432	0.3576	0.0255	-0.0288	-0.2396	-0.1495	-0.0101	0.0500	0.0138	-0.0114	-0.0127	-5.553E-05	0.0006	-0.0003	-0.0016	0.0004	1.074E-05
AreaTotal	0.1652	-0.4283	0.8481	0.0530	0.0810	0.2241	-0.0931	-0.0409	-0.0068	0.0053	0.0074	0.0020	0.0010	0.0011	0.0003	0.0010	0.0005	1.069E-05
Silte	-0.2006	0.5289	-0.6518	-0.4271	0.2161	-0.1296	0.0947	0.0123	0.0053	-0.0002	-0.0089	-0.0006	-0.0052	-0.0007	0.0003	0.0010	0.0005	1.082E-05
Argila	0.0674	-0.1921	-0.3593	0.6987	-0.5545	-0.1756	-0.0044	0.0529	0.0040	-0.0111	0.0017	-0.0032	0.0056	0.0005	3.895E-05	0.0005	0.0003	5.670E-06

ANEXOS

ANEXO XI

Anexo XI – Resultados (saída) da Regressão Linear Múltipla (Seleção passo a passo – Stepwise) para todas as áreas de pousio e as áreas de mata madura (Pacote estatístico – SAS System), objetivando modelo de estimativa de idade de pousio de SAI.

The REG Procedure

Model: MODEL1

Dependent Variable: Idade

Number of Observations Read 20

Number of Observations Used 20

Stepwise Selection: Step 1

Variable Biomassa Entered: R-Square = 0.8002 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	1	36733	36733	72.07	<.0001
Error	18	9174.72449	509.70692		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	-15.08293	8.28633	1688.76062	3.31	0.0854
Biomassa	0.51611	0.06080	36733	72.07	<.0001

Bounds on condition number: 1, 1

Stepwise Selection: Step 2

Variable Anosdecultivo Entered: R-Square = 0.8771 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	2	40265	20133	60.65	<.0001
Error	17	5642.71353	331.92433		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	38.54257	17.74712	1565.54181	4.72	0.0443
Anosdecultivo	-18.56148	5.69012	3532.01095	10.64	0.0046
Biomassa	0.34625	0.07154	7775.09381	23.42	0.0002

Bounds on condition number: 2.1265, 8.5059

Stepwise Selection: Step 3

Variable PP Entered: R-Square = 0.9004 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	3	41337	13779	48.23	<.0001
Error	16	4571.43560	285.71473		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	28.00387	17.34168	745.05175	2.61	0.1259
Anosdecultivo	-17.12992	5.33071	2950.34175	10.33	0.0054
Biomassa	0.32371	0.06739	6592.94448	23.08	0.0002
PP	2.76714	1.42905	1071.27793	3.75	0.0707

Bounds on condition number: 2.1919, 16.63

Stepwise Selection: Step 4

Variable Vertente Entered: R-Square = 0.9152 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	42016	10504	40.48	<.0001
Error	15	3892.41605	259.49440		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	9.67196	20.03905	60.45094	0.23	0.6363
Anosdecultivo	-18.26289	5.12828	3290.96630	12.68	0.0028
Vertente	2.82330	1.74534	679.01955	2.62	0.1266
Biomassa	0.30089	0.06575	5434.00665	20.94	0.0004
PP	2.44651	1.37625	820.02938	3.16	0.0957

Bounds on condition number: 2.2976, 27.225

Stepwise Selection: Step 5

Variable AI Entered: R-Square = 0.9332 and C(p) = .

Analysis of Variance					
----------------------	--	--	--	--	--

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	5	42840	8568.06440	39.10	<.0001
Error	14	3067.87799	219.13414		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	-20.02442	23.94742	153.21892	0.70	0.4171
Anosdecultivo	-13.79638	5.24507	1516.13424	6.92	0.0198
Vertente	4.36266	1.78947	1302.46625	5.94	0.0287
Biomassa	0.27572	0.06180	4361.86780	19.91	0.0005
PP	2.51628	1.26521	866.76459	3.96	0.0666
AI	0.34568	0.17820	824.53806	3.76	0.0728

Bounds on condition number: 2.7368, 48.974

Stepwise Selection: Step 6

Variable pHH2O Entered: R-Square = 0.9475 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	6	43498	7249.65323	39.10	<.0001
Error	13	2410.28059	185.40620		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	-112.84244	53.98351	810.11555	4.37	0.0568
Anosdecultivo	-14.62195	4.84444	1689.06893	9.11	0.0099
Vertente	4.29751	1.64637	1263.29337	6.81	0.0216
Biomassa	0.30270	0.05862	4943.23435	26.66	0.0002
pHH2O	17.14931	9.10602	657.59740	3.55	0.0822
PP	3.24246	1.22599	1296.87026	6.99	0.0202
AI	0.57742	0.20497	1471.45142	7.94	0.0145

Bounds on condition number: 3.487, 88.599

Stepwise Selection: Step 7

Variable CTC Entered: R-Square = 0.9612 and C(p) = .

Analysis of Variance					
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	7	44129	6304.16960	42.52	<.0001
Error	12	1779.01283	148.25107		
Corrected Total	19	45908			

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	Type II SS	F Value	Pr > F
Intercept	-158.83980	53.17041	1323.05070	8.92	0.0113
Anosdecultivo	-16.06446	4.38796	1987.02891	13.40	0.0033
Vertente	3.19409	1.56629	616.52012	4.16	0.0641
Biomassa	0.33923	0.05533	5572.79576	37.59	<.0001
pHH2O	35.12770	11.92520	1286.37025	8.68	0.0122
PP	5.33289	1.49269	1892.28653	12.76	0.0038
AI	0.98046	0.26784	1986.52495	13.40	0.0033
CTC	-0.36187	0.17537	631.26777	4.26	0.0614

Bounds on condition number: 7.4792, 196.45

All variables left in the model are significant at the 0.1500 level.

No other variable met the 0.1500 significance level for entry into the model.

Summary of Stepwise Selection								
Step	Variable Entered	Variable Removed	Number Vars In	Partial R-Square	Model R-Square	C(p)	F Value	Pr > F
1	Biomassa		1	0.8002	0.8002	.	72.07	<.0001
2	Anosdecultivo		2	0.0769	0.8771	.	10.64	0.0046
3	PP		3	0.0233	0.9004	.	3.75	0.0707
4	Vertente		4	0.0148	0.9152	.	2.62	0.1266
5	AI		5	0.0180	0.9332	.	3.76	0.0728
6	pHH2O		6	0.0143	0.9475	.	3.55	0.0822
7	CTC		7	0.0138	0.9612	.	4.26	0.0614

The REG Procedure
 Model: MODEL1
 Dependent Variable: Idade