
A Sustentabilidade do Sistema Agrícola Itinerante Quilombola na Mata Atlântica (Vale do Ribeira, SP, Brasil)¹

Alexandre Antunes Ribeiro Filho²

Cristina Adams³

Ricardo Henrique Almeida Dias⁴

RESUMO

O sistema agrícola itinerante (SAI) seria uma das principais causas das mudanças nas áreas florestadas tropicais. A característica diagnóstica principal do SAI é a itinerância das áreas cultivadas. 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 objetivo deste artigo é avaliar a sustentabilidade do SAI quilombola. 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.

PALAVRAS-CHAVE: Agricultura itinerante; Sustentabilidade; Fogo; Ciclagem de nutrientes.

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 (MERTZ, 2009). Apesar de ser um sistema agrícola praticado desde o período Neolítico (MAZOYER & RODART, 2010), o Sistema Agrícola Itinerante (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).

¹ Trabalho apresentado no GP Comunicação, Divulgação Científica, Saúde e Meio Ambiente do XVIII Encontro dos Grupos de Pesquisas em Comunicação, evento componente do 41º Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação

² Professor Doutor do Centro Universitário Unifacvest – Facvest, e-mail: aaribeiro.filho@ib.usp.br

³ Professora Associada da Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH-USP) e do Instituto de Energia e Ambiente (IEE-USP), e-mail: cadams@usp.br

⁴ Professor Doutor do Centro Universitário Unifacvest – Facvest, e-mail: ricardohadidas@gmail.com.

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 (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 (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).

O SAI apresenta três fases principais, que mimetizam os processos ecológicos da floresta: a conversão, o cultivo e o pousio (NYE E GREELAND, 1960; KLEINMAN *et al.*, 1995; 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; ADAMS, 2000; BRUUN *et al.* 2009; MERTZ, 2009; PEDROSO-JUNIOR *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; KLEINMAN *et al.*, 1995; ADAMS, 2000; 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). 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).

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.

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).

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 matéria orgânica do solo (MOS) 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 (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).

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 (KANG, 1993).

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 (FITESP, 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).

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.*, 2015). 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 agro-biodiversidade, 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.*, 2105). 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, 2015).

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; IANOVALI, 2015; FUTEMMA, *et al.*, 2015). 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 (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.*, 2018). 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 1A). 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 1B). Durante este período realiza-se o rebaixamento (*picar*, termo local) dos galhos dos troncos derrubados (Figura 1C). 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 1D).

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., 2018), 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 1. – 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.

3.2. A ECOLOGIA DO SAI QUILOMBOLA

O SAI quilombola segue o esquema básico descrito acima (ADAMS, 2000; Munari, 2009; PEDROSO-JUNIOR *et al.*, 2008, 2009; ADAMS *et al.*, 2013; AWETO, 2013, IANOVALI, 2015; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2018), mas apresenta algumas particularidades que influenciam e o diferenciam de outros sistemas quanto à sua sustentabilidade, 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).

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), 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., 2018). 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 (SAMPAIO, *et al.* 2003; RIBEIRO FILHO *et al.* 2018).

Os solos do Médio Vale do Ribeira (RIBEIRO FILHO 2015) 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 (OLIVEIRA, 2008).

Os estudos realizados por RIBEIRO FILHO (2015) 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 (FITESP, 2000), as quais abriram as áreas de floresta primária (Figura 2). As florestas secundárias subsequentes foram repassadas para os descendentes, conforme FUTEMMA e colaboradores (2015). A Figura 2 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 2) 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.*, 2018). 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, possivelmente 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.*, 2018).

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.*, 2018). Estas condições evitam impactos negativos sobre a pedofauna, o banco de sementes e, principalmente, às propriedades físicas do solo (MAMEDE E ARAUJO, 2008; THOMAZ *et al.*, 2014).

Desta forma, o fogo apresenta a função de transferir os nutrientes da vegetação que garantem a produção agrícola para o solo (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, possivelmente, pelo processo da decomposição lenta do material não queimado durante aproximadamente as duas primeiras décadas da fase de pousio (RIBEIRO FILHO, 2015).

O SAI Contínuo quilombola manipula aproximadamente 140 toneladas de biomassa epígea por hectare (Figura 2), 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, 2015). 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 (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).

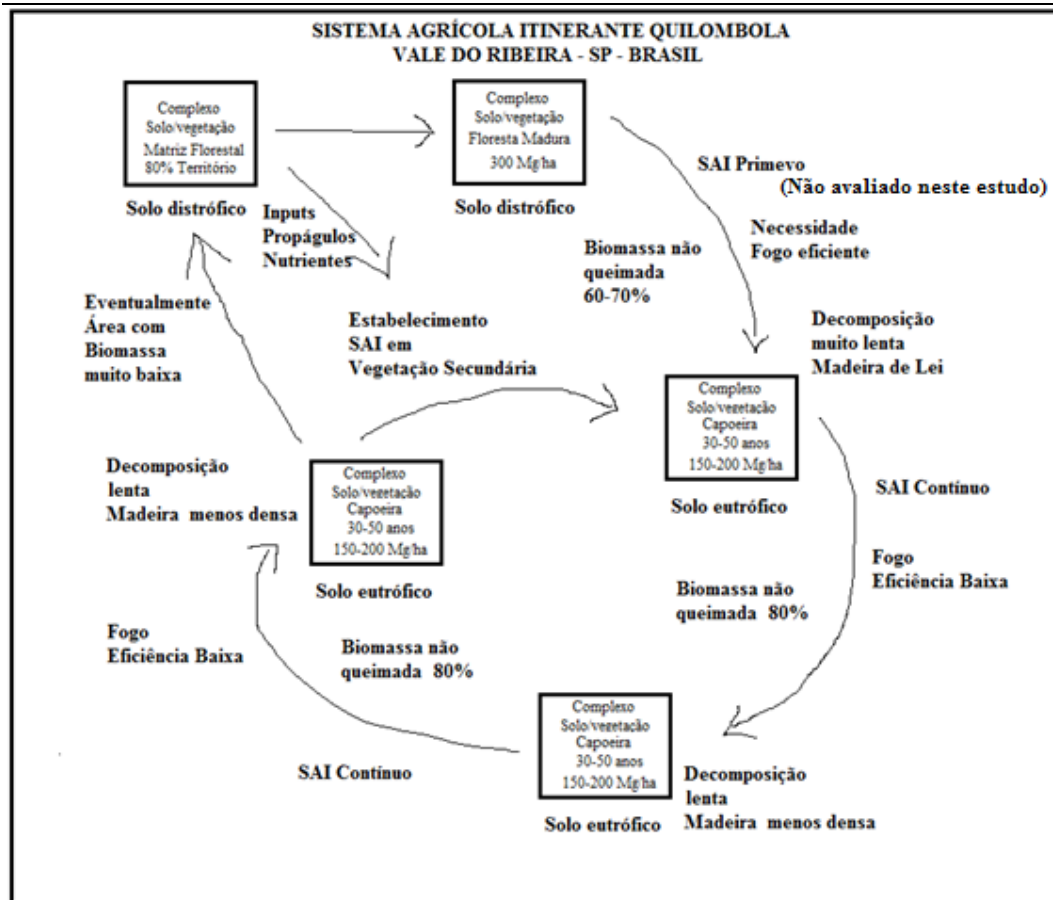


Figura 2 – Forma do Sistema Agrícola Itinerante Quilombola – Sustentável - contendo os três componentes: Conversão, Cultivo e Pousio. (Mg/ha = Biomassa). (Fonte: RIBEIRO FILHO, 2015.)

Os territórios quilombolas mantêm 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.

4. 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.

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. **Interciência**, 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.
- 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.
- AWETO, A.O. 2013. **Shifting cultivation and secondary succession in the Tropic**. London: Ed. CABI, p. 310, 2013.
- 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.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery : legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in PLant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. Itto 2002, p. 51–71, 2003.
- 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**, v. 50, n. 4, p. 26-48, 2015
- 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.
- 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.

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.

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.

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.

MERTZ, O. 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.

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.

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, A. A., ADAMS, C., MANFREDINI, S., MUNARI, L.C., SILVA-JR, J.A., IANOVALI, D., BARBOSA, J., BARREIROS, A. M., NEVES, W.A. Dynamics of the soil fertility in *quilombola* shifting cultivation communities of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 13, n. 1, p. 79-106, 2018.

RIBEIRO FILHO, A. A., 2015. **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)**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo. Available at: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-14012016-165217/pt-br.php>>. Accessed on: 10 Julho 2018.

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.

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.

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.

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.

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.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical forest**. Oxford: Ed. Clarendon Press, p. 266. 1990.