

# Influências de *Atta* spp. (Hymenoptera: Formicidae) na recuperação da vegetação pós-fogo em floresta de transição amazônica

Karine Santana CARVALHO<sup>1</sup>, Jennifer BALCH<sup>2</sup>, Paulo MOUTINHO<sup>3</sup>

## RESUMO

Este estudo investigou o papel das saúvas na recuperação da vegetação pós-fogo. Foi hipotetizado que a perturbação do fogo aumenta a abundância de ninhos de saúva (1) e as atividades de remoção de sementes (2) e desfolha (3), especialmente no ambiente de borda. Os ninhos de saúva foram inventariados e mapeados e após 17 meses, checados para o registro de sua atividade e de novas colônias emergindo na área. Realizou-se experimentos comparativos de remoção de sementes e desfolha de plântulas em duas parcelas de 50 ha, uma submetida a fogo anual (tratamento) e outra sem fogo (controle). A abundância de ninhos de saúva foi maior na parcela tratamento que na parcela controle, especialmente na borda da floresta. As espécies encontradas foram: *Atta cephalotes*, *A. laevigata* e *A. sexdens*, sendo esta última a espécie mais abundante e que mostrou aumento em número de colônias ativas após 17 meses. O aumento na abundância de ninhos na parcela tratamento foi acompanhado por um aumento na atividade dessas formigas. Enquanto mais de duas folhas foram arrancadas por plântula nessa parcela, menos de uma foi registrada na parcela controle. Também a abundância média de galhos desfolhados e de sementes removidas por saúvas foi maior na parcela tratamento que na parcela controle. As saúvas tanto podem diminuir ou retardar o processo de regeneração florestal pós-fogo, quanto acelerá-lo, devido à elevada predação seletiva que favorece as espécies menos palatáveis. Desta forma, suas atividades podem modificar apenas a composição da vegetação recuperando-se do fogo.

**PALAVRAS-CHAVE:** saúvas, herbivoria, remoção de sementes, regeneração florestal.

# Influences of leafcutter ant *Atta* spp. (Hymenoptera: Formicidae) on vegetation recovery after fire in Amazonian transitional forest

## ABSTRACT

In this study we investigated the role of leaf-cutting ants in the post-fire vegetation recovery. We hypothesized that a forest plot submitted to annual fire presents: (1) higher abundance of leaf-cutting ant nests; (2) higher removal of seeds; and (3) higher herbivory rates of leaf-cutting ants, when compared to the forest plots without fire (control). The leaf-cutting ant nests were sampled, mapped, and checked up (after 17 months) to register their activity and new colonies emerging from the plot. We made comparative experiments of seeds removal and seedlings herbivory in two 50 ha plots, one submitted to annual fire and another without fire. The abundance of leaf-cutting nests was higher in the plot submitted to fire than in the control plot. The species found were: *Atta cephalotes*, *A. laevigata*, and *A. sexdens*, being the latter the most abundant and the one that showed an increase of active colonies after 17 months. The plot submitted to fire showed a higher abundance of seeds removed by leaf-cutting ants than the control. While more than two leaves were ripped per seedling in the plot under fire, less than one was registered in the control plot. It was also observed that the average abundance of seedlings attacked by leaf-cutting ant in the fire plot was higher than in the plot without fire. This study shows that the leaf-cutting ants may reduce seed germination and seedling recruitment, affecting the reproductive success and the composition of vegetation recovering from fire. Alternatively, the leaf-cutting ants may also speed up the regeneration process of unpalatable plant species. In this sense, we may conclude that the presence of leaf-cutting may interfere in the species composition of post fire forest.

**KEY-WORDS:** leaf-cutting ants, herbivory, seed removal, forest regeneration.

<sup>1</sup> Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. E-mail: ksczool@yahoo.com.br

<sup>2</sup> School of Forestry and Environmental Studies, Yale University. E-mail: balch@nceas.ucsb.edu

<sup>3</sup> Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. E-mail: moutinho.ipam.org

## INTRODUÇÃO

O fogo é utilizado como ferramenta de manejo de ecossistemas desde a era Mesolítica (Moore 1996). No entanto, como agente de perturbação, é um evento infrequente na floresta amazônica (Uhl e Kauffman 1990; Meggers 1994; Nepstad *et al.* 1996; Saldarriaga *et al.* 1998; Barlow e Peres 2003) e os seus efeitos na dinâmica e processos florestais ainda são pouco entendidos (Moore 1996; Cochrane *et al.* 1999).

Embora infrequentes, os incêndios florestais têm aumentado bastante nas últimas décadas por conta do padrão de uso da terra na região e mudanças nos regimes climáticos em função do aquecimento global (Cochrane *et al.* 1999; Nepstad *et al.* 1999; Curran *et al.* 1999; Siegert *et al.* 2001; Cochrane e Laurance, 2002). Desta forma, as plantas evolutivamente não adaptadas a esse tipo de perturbação (Uhl e Kauffman 1990; Cochrane *et al.* 1999; Nepstad *et al.* 1999) sofrem altas taxas de mortalidade que pode chegar a 50% das árvores (Barlow *et al.* 2003; Haugaasen *et al.* 2003).

Os insetos também podem experimentar imediata redução de suas populações, à exceção de algumas espécies que vivem abaixo da superfície do solo (Araújo *et al.* 2004). As saúvas (formiga cortadeira do gênero *Atta*), por exemplo, constroem ninhos profundos e com arquitetura estabilizadora de flutuações de temperatura e umidade (Roces e Kleineidam 2000; Farji-Brener 2000).

Além de resilientes ao fogo, as saúvas proliferam em habitats alterados (Rao 2000; Santos *et al.* 2008) ou em estágios iniciais de sucessão, quando há maior disponibilidade de luz no ambiente e uma predominância de plantas dependentes deste recurso (Vasconcelos e Cherrett 1997). Desta forma, a densidade de ninhos aumenta em função do aumento da perturbação florestal, podendo ser até 30 vezes maior em floresta secundária quando comparada com floresta primária (Vasconcelos e Cherrett 1995). Assim, os ninhos estabelecidos em áreas de borda, desenvolvem-se melhor do que em locais sombreados (Barbosa *et al.* 2005; Vasconcelos *et al.* 2006; Urbas *et al.* 2007; Wirth *et al.* 2007; Meyer *et al.* 2009). O ambiente de borda é dominado por plantas pioneiras que investem mais em crescimento que em defesas contra herbívoros (Fowler 1983; Jaffé e Vilela 1989, Vasconcelos e Cherrett 1995; Farji-Brenner 2001).

Em um cenário de intervenções antropogênicas alterando radicalmente as paisagens amazônicas, as saúvas podem influenciar a estrutura da vegetação que se estabelece (Farji-Brener e Silva 1995; Garrettson *et al.* 1998; Farji-Brener e Illes 2000; Farji-Brener e Medina 2000; Farji-Brener 2005) tanto por meio de sua herbivoria, quanto por sua atividade de remoção de sementes (Moutinho 1995, 1998; Vasconcelos e Cherrett 1998). O ataque das formigas a folhas (12 – 17% da produção anual de uma floresta tropical) ramos e até mesmo

casca das árvores, têm um efeito direto na produtividade primária da vegetação pela perda de biomassa (Buckley 1982; Majer 1989).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi investigar o papel das saúvas na recuperação da vegetação após evento de incêndio. Especificamente, foi testado se a perturbação do fogo aumentou a abundância de ninhos de saúva (1) e as atividades de remoção de sementes (2) e desfolha (3), especialmente no ambiente de borda.

## MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada na fazenda Tanguro, município de Querência (13.04°S, 52.23°W), Mato Grosso, Brasil. Esta área está inserida no ecótono Cerrado-Amazônia e na ecorregião Florestas Secas do Mato Grosso (Oren 2005). A temperatura média anual da região é 23,5 °C com pluviosidade variando entre 1.800 a 2.000 mm. Ocorre uma estação seca entre maio e setembro e uma estação chuvosa entre outubro e abril. Os solos são do tipo latossolo amarelo (Balch *et al.* 2008).

Este estudo faz parte do Projeto Savanização liderado pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) que visa investigar se os efeitos dos incêndios florestais recorrentes afetam a susceptibilidade da floresta a futuros incêndios e induzem a uma “savanização” da vegetação. O projeto abrange áreas de 150 ha, compostas de parcelas de 50 ha submetidas a queimas experimentais periódicas (anual e tri-anual) e uma parcela controle, onde não há queima. Os incêndios florestais experimentais estão sendo realizados desde agosto de 2004.

Foram selecionadas duas parcelas de 50 ha: uma perturbada anualmente por fogo (parcela tratamento) e outra sem essa perturbação (parcela controle). Os incêndios ocorreram entre 9:00 e 16:00 h durante 3-4 dias consecutivos em agosto de 2004 e setembro de 2005. O fogo, atado manualmente com tochas de querosene, é do tipo rasteiro, ou seja, aquele que queima apenas serapilheira e não atinge árvores em pé (para mais detalhes veja Balch *et al.* 2008).

Para verificar se a abundância de ninhos de saúvas é maior na parcela tratamento do que na parcela controle, foram realizados dois inventários dos ninhos de saúva. O primeiro foi realizado em fevereiro de 2005 e o segundo em julho de 2007. No primeiro inventário, foram estabelecidos 20 transectos (10 transectos por parcela), cada uma com um km de extensão e 40 m de largura utilizando-se trilhas já existentes na área. Todos os ninhos ativos saúva avistados dentro destas transecções foram registrados e mapeados. A disposição espacial dos ninhos em cada parcela foi utilizada para informações sua distância em relação à borda da floresta.

A atividade dos ninhos foi classificada como a resposta positiva das formigas aos seguintes estímulos: introdução de uma mangueira nos olheiros, seguido de assopro (por cerca

de 10 min) ou pela introdução de gravetos. Após a saída dos indivíduos dos olheiros de cada ninho, foram realizadas coleta de espécimes para montagem e identificação. O segundo inventário consistiu em checar a atividade de todas as colônias ativas mapeadas em 2005 e registrar a presença das novas colônias.

A fim de testar se o número de sementes removidas e a desfolha de plântulas por saúvas são maiores na parcela tratamento do que na parcela controle, foram realizados dois tipos de experimentos entre julho – dezembro de 2007: 1) 48 horas de observações e 2) transecção.

Experimento 48 horas de observação: Em cada parcela foram estabelecidas seis estações experimentais: três na borda e três no interior da floresta (distante 500 m da borda e paralelo à mesma). Em cada estação, foram instalados pontos amostrais (distantes 10 m entre si) para observação de remoção e desfolha de plântulas.

Para a observação da remoção de sementes, foram estabelecidos três círculos no chão da floresta (40 cm de diâmetro) em cada ponto. Cada círculo continha sementes de 10 espécies de plantas (Tabela 1) aleatoriamente distribuídas em pequenos montes. Cada monte continha 10 sementes da mesma espécie identificada por um numeral escrito em um palito de picolé enterrado no solo. A serapilheira de dentro dos círculos foi removida durante a instalação do experimento a fim de facilitar a visualização e contagem das sementes deixadas. Nos mesmos pontos, ao lado dos círculos, foi transplantadas dez pares de plântulas de *Protium* sp. (Burceraceae), uma

espécie comum na área de estudo. Cada par consistiu de uma planta protegida individualmente com tubo de PVC e outra planta sem esta proteção, totalizando 60 pares (30 na borda e 30 no interior). Cada estações experimental foi observadas por 48 horas ininterruptamente. O tipo e o número de sementes removidas por círculo e de folhas removidas por plântula foram registrados. Para as observações noturnas, foram utilizadas luzes artificiais.

Experimento de transecção: Um transecto de 500m de comprimento (paralelo à borda da floresta) foi estabelecido em cada parcela. A cada 10 m deste transecto foram instaladas estações experimentais de observação de remoção de sementes, como descrito anteriormente, de sete espécies de plantas (Tabela 1). Nas locais foram oferecidos galhos recém cortados de manga (*Mangifera indica*: Anacardiaceae), uma espécie exótica comumente consumida pelas saúvas (obs. pessoal) e disponível na área de estudo. As observações de sementes começavam às 8 horas e checadas a cada 2 - 3 horas até às 18:30 - 19:00 período ainda possível de localização e contagem das sementes sob luz natural. Foram consideradas sementes removidas por saúva, somente aquelas que foram observadas sendo carregadas por essas formigas.

Em cada estação, também foram transplantados três galhos (separadas por 50 cm) no chão da floresta. Os galhos foram colocados ao anoitecer e observados até o seu descobrimento e começo da desfolha por saúvas. Ao amanhecer do dia seguinte, todos os galhos foram vistoriados nas duas parcelas.

A presença do fogo como agente causador do aumento da abundância de colônias de saúva e do aumento da intensidade de suas atividades (remoção de sementes e desfolha de plântulas) foi testada por meio de análises de variância (ANOVA).

**Tabela 1** - Espécies das plantas cujas sementes foram utilizadas nos experimentos de remoção por saúvas em floresta de transição Amazônia-Cerrado.

Espécie de planta	Peso	Experimento	
	(g)	48 horas	Transecção
<i>Pera arborea mutis</i> (Euphorbiaceae)	0,042	x	
<i>Schefflera morototoni</i> (Araliaceae)	0,047	x	
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Mimosaceae)	0,058	x	
<i>Guatteria</i> sp. (Annonaceae)	0,183	x	
<i>Solanum lycocarpum</i> (Solenaceae)	0,002	x	
<i>Sclerolobium paniculatum</i> (Caesalpinioideae)	0,049	x	
<i>Ormosia paraensis</i> (Fabaceae)	0,456	x	
<i>Byrsomina aerugo</i> (Malpighiaceae)	0,495	x	
<i>Terminalia amazonica</i> (Combretaceae)	0,509	x	
<i>Brachiaria decumbens</i> (Poaceae)	0,002	x	
<i>Mabea</i> sp. (Euphorbiaceae)	0,09		x
<i>Copaifera langsdorffii</i> (Caesalpinioideae)	0,47		x
<i>Myrcia</i> sp. (Myrtaceae)	0,08		x

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Abundância de ninhos de saúva

O inventário realizado em 2005 nas duas parcelas revelou, respectivamente, 122 colônias (2,4 ninhos/ha) e 71 (1,4 ninhos/ha). O número médio de ninhos por transecto de um km foi 12,2 ( $\pm 4,8$ ) na parcela tratamento e 7,9 ( $\pm 3,6$ ) na parcela controle. As espécies registradas foram: *Atta sexdens*, *A. cephalotes*, *A. laevigata*, sendo essas duas últimas residentes de ninhos maduros (murundu formado com área superficial igual ou superior a 15 m<sup>2</sup>) e de baixa frequência. Na parcela controle, apenas um ninho maduro foi registrado (*A. cephalotes*) e na parcela tratamento, aproximadamente 5% das colônias eram maduras (cinco ninhos de *A. cephalotes* e um ninho de *A. laevigata*). A espécie *A. sexdens*, representou mais de 90% das colônias (Tabela 2) e apresentou ninhos com o murundu em formação ou já formado, mais ainda inconsistente (terra ainda não compactada). O número de colônias dessa espécie

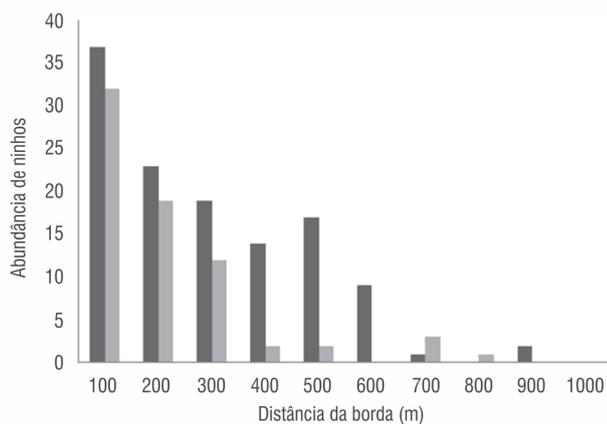
**Tabela 2** - Abundância de colônias de *Atta sexdens* em 2005 - 2007 por parcela de floresta de transição Amazônia-Cerrado.

Parcela	Colônia Ativa		Colônia Abandonada		Colônia Nova	
	Controle	Fogo	Controle	Fogo	Controle	Fogo
Ano 2005	65	110				
Ano 2007	75	150	18	27	28	67

teve um aumento significativo apenas na parcela perturbada tratamento ( $F = 8,249$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,005$ ;  $n = 32$ ). O tempo ( $F = 0,079$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,780$ ;  $n = 32$ ) ou sua interação com as parcelas ( $F = 2,054$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,163$ ;  $n = 32$ ) não mostrou efeito no aumento da abundância de suas colônias. O número de ninhos de variou em relação à distância da borda da floresta (Figura 1) mostrando uma diminuição significativa com o aumento da sua distância nas duas parcelas (Figura 2).

Esses resultados corroboram com diversos estudos que mostram aumento das colônias de saúvas em áreas perturbadas (Fowler 1983; Jaffé e Vilela 1989; Vasconcelos e Cherret 1995, 1998; Barbosa *et al.* 2005; Vasconcelos *et al.* 2006; Urbas *et al.* 2007; Wirth *et al.* 2007; Meyer *et al.* 2009). Em um estudo pioneiro na Amazônia Central, Vasconcelos e Cherrett (1998) apontam *Atta sexdens* e *A. laevigata* como espécies favorecidas pela conversão da floresta primária em floresta secundária.

Em um cenário de perturbações de fogo anual, as populações de saúva tendem a aumentar, seguido uma tendência comum dos herbívoros, repetidamente mais observados nas bordas (Barbosa *et al.* 2005; Wirth *et al.* 2007). Um estudo de Urbas *et al.* (2007) mostrou que a herbivoria aumentou consideravelmente nas bordas em consequência da redução da área de forrageamento por colônia e do índice de área foliar nesse local. Provavelmente são as modificações estruturais da vegetação causada pelo fogo (ex: maior



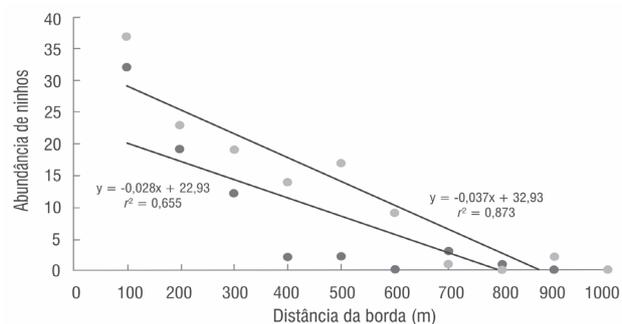
**Figura 1** - Abundância de ninhos de *Atta* spp. por classe de distância da borda em duas parcelas de floresta de transição Amazônia-Cerrado. Barras pretas: tratamento; cinzas: controle.

abertura de dossel ou sub-bosque) que estão determinando à proliferação de saúvas nesse ambiente, assim como nas bordas da parcela não queimada. A maior disponibilidade de luz nesses locais pode: 1) promover o surgimento de plantas pioneiras, que são mais palatáveis aos herbívoros; 2) atrair a presença de rainhas fundadoras (ainda em pleno vôo nupcial) e 3) favorecer a construção e permanência do murundu inicial (Barbosa *et al.* 2005; Vasconcelos *et al.* 2006; Urbas *et al.* 2007; Wirth *et al.* 2007; Meyer *et al.* 2009).

Para Moutinho *et al.* (2003), a magnitude dos efeitos de *A. sexdens* sobre a vegetação, depende da densidade e do tamanho dos ninhos. No presente estudo, embora a densidade de ninhos dessa espécie tenha sido alta, não foram registradas colônias residindo em ninhos maduros. Esses ninhos, segundo Holldobler e Wilson (1990) são caracterizados por: grande quantidade de indivíduos (até três milhões) e cavidades subterrâneas (centenas), alta profundidade (até 7 m de acordo com Moreira *et al.* 2004) e murundu ocupando área com até mais de 50 m<sup>2</sup>.

Uma maior densidade de ninhos maduros significa maior número de operárias em atividade. Estas atividades de acordo com Moutinho *et al.* (2003), podem ser contrabalanceadas pelos benefícios dos ninhos sobre o solo: (alterações físico-químicas como: redução da resistência do solo à penetração de raízes e aumento da fertilidade) e sobre a vegetação (aumento na concentração foliar de Cálcio: Sternberg *et al.* 2006 e Fósforo: Carvalho 2008 e no crescimento em diâmetro do caule: Carvalho 2008).

Na floresta de transição estudada, a densidade de ninhos maduros foi naturalmente baixa e o fogo está promovendo o surgimento de novas colônias. Portanto, é improvável que os ninhos favoreçam a recuperação da vegetação pós-fogo nessa fase. Provavelmente a médio e longo prazo, o avanço da sucessão florestal reduza a proliferação de ninhos de *Atta* spp. e a assim, a vegetação possa beneficiar-se dos ninhos de saúva.

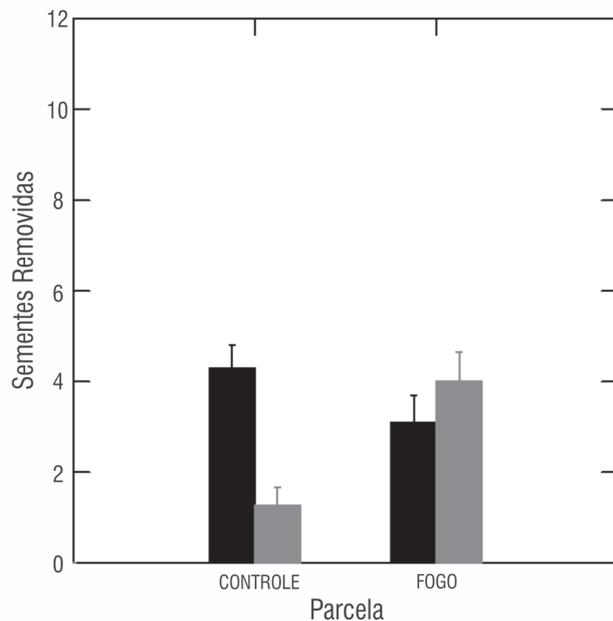


**Figura 2** - Relação entre abundância de ninhos de saúva *Atta* spp. por transecto de 200m e distância da borda em duas parcelas de floresta de transição Amazônia-Cerrado. Pontos pretos: controle; cinza: tratamento.

### Remoção de sementes por saúvas

Na parcela de fogo, o número de sementes removidas na borda foi 3,10 ( $\pm 3,15$ ) e no interior 4,0 ( $\pm 3,46$ ); Figura. 3. Na parcela controle, as bordas revelaram em média 4,3 ( $\pm 2,73$ ) sementes removidas enquanto que no interior a média reduziu para 1,26 ( $\pm 2,22$ ). Não houve efeito da parcela ( $F = 2,709$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,104$ ) nem do local ( $F = 5,245$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,025$ ) mas sim um efeito significativo da interação entre esses dois fatores ( $F = 17,828$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,001$ ) e da espécie de semente ( $F = 6,866$ ;  $gl = 9$ ;  $p = 0,001$ ). O teste de “post hoc” mostrou que a remoção foi maior no interior da parcela tratamento que no interior da parcela controle (Tukey = -2,733;  $p = 0,001$ ) e que esta teve mais remoção nas bordas (Tukey = 3,033;  $p = 0,001$ ) que no interior. A parcela tratamento não revelou diferenças entre esses dois locais (Tukey = 0,900;  $p = 0,524$ ). A transecção mostrou remoção significativamente maior na parcela tratamento (2,4  $\pm$  2,9) em comparação a controle (1,8  $\pm$  2,4;  $t = -3,202$ ;  $p = 0,001$ ;  $n = 430$ ). A espécie mais removida foi *Pera arborea mutis*. O peso médio de sua semente (0,042 g) mostrou um efeito significativo sobre o número de sementes removidas no experimento de 48 horas ( $r^2 = 0,339$ ;  $p = 0,000$ ) e no experimento de transecção ( $r^2 = 0,297$ ;  $p = 0,000$ ).

Apesar da predação, as saúvas podem atuar como dispersor secundário de sementes e promover a germinação de diversas espécies florestais (Farji-Brener e Silva 1995; Oliveira *et al.* 1995; Pizzo e Oliveira 1998; Leal e Oliveira 2000), pois ao manipular as sementes, essas formigas diminuem o ataque



**Figura 3** - Número médio de sementes ( $\pm$  erro padrão) removidas por saúvas em parcelas de 50 ha em floresta de transição Amazônia - Cerrado. Barras pretas: borda; cinzas: interior.

de fungos patogênicos, devido à ação fungicida e bactericida de sua glândula metapleural (Farji-Brener e Silva 1995; Oliveira *et al.* 1995). Apesar disso, semente removida não significa dispersada, principalmente porque as saúvas podem consumi-las ou torná-la inviável por meio de descarte em altas profundidades. Escavações de um formigueiro de *A. sexdens* (Nepstad 1998) revelaram sementes viáveis enterradas à 0,5 m da superfície do solo.

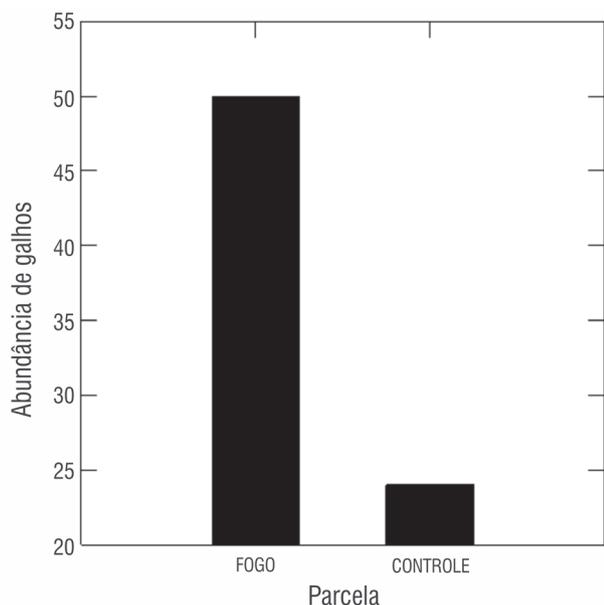
Mesmo que as sementes sejam descartadas em solo sob a influência dos ninhos e, portanto, rico em nutrientes, isso seria um benefício também para plantas exóticas como demonstrado por Farji-Brener e Ghermandi (2008). Os estudos de Moutinho *et al.* (2003), mostram que o tipo de estágio em que a vegetação se encontra (inicial ou avançado) influencia o papel ecológico das saúvas. Como citado na seção anterior, o avanço da vegetação tende a reduzir o número de ninhos estabelecendo-se no ambiente e conseqüentemente a diminuir as pressões das saúvas sobre a vegetação.

Outro aspecto importante na caracterização do papel das saúvas está relacionado à sua seletividade. Uma predação seletiva e intensa de propágulos sobre uma espécie (como aquela observada para a espécie *P. arborea mutis*) pode resultar em vantagem para outra, desde que esta cresça e acumule fitomassa de forma rápida. Desta forma, a predação influenciaria no aumento da velocidade da regeneração florestal e não no seu retardo ou redução. Em um cenário assim, a influência mais marcante das saúvas, provavelmente seria em modificar a composição da vegetação original.

### Desfolha de plântulas por saúvas

Os transplantes de *Protium* sp. não apresentaram desfolha total, mas sofreram cortes de folhas inteiras (por meio do pecíolo). Enquanto mais de duas folhas (2,1  $\pm$  3,3) foram arrancadas por planta transplantada na parcela tratamento, aproximadamente uma (0,8  $\pm$  1,5) foi registrada na parcela controle. Somente a parcela mostrou efeito significativo ( $F = 14,983$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,001$ ). O local ( $F = 5,257$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,023$ ) e a proteção de cano de PVC (1,975;  $gl = 1$ ;  $p = 0,161$ ) não influenciaram a abundância de folhas removidas. Aproximadamente 76% (50 indivíduos) dos galhos de *Mangifera indica* foram completamente desfolhados na parcela tratamento. Na parcela controle, a porcentagem praticamente caiu pela metade (37% ou 24 plântulas; Figura 4). A abundância média de galhos desfolhados foi 0,7 ( $\pm$  0,4) na parcela tratamento e 0,3 ( $\pm$  0,4) na parcela controle.

Embora a resistência das plantas ao ataque das saúvas varie de acordo com a espécie, a desfolha total, como constatada para os galhos de manga, conduz a altas taxas de mortalidade, segundo Vasconcelos e Cherrett (1998). Algumas espécies não resistem a ataques repetidos nas primeiras semanas após a germinação.



**Figura 4** - Número total de galhos de *Mangifera indica* completamente desfolhado por saúva em duas parcelas de floresta de transição Amazônia - Cerrado.

As saúvas são consideradas o herbívoro mais importante da região Neotropical devido à grande quantidade de folhas que cortam para o cultivo de um fungo simbiote (Holdobler e Wilson 1990). Uma colônia de *Atta* pode consumir entre 51 a 500 kg de plantas por ano em um ambiente natural segundo estimativa de Costa *et al.* 2008. A herbivoria, no entanto, é direcionada por sua alta seletividade, ilustrada nesse estudo, pelo ataque sutil aos transplantes de *Protium* sp. em comparação a forte pressão sobre as folhas de manga. Um estudo recente de Mundim *et al.* (2009) mostra que as folhas cortadas por *A. laeviatta* tiveram maior concentração de vários macronutrientes (Nitrogênio, Fósforo e Potássio) e de alguns micronutrientes (Zinco e Cobre) e que houve uma tendência de correlação entre esses elementos. Desta forma foi difícil determinar qual (ou quais) o nutriente mais importante na seleção das saúvas. Embora seja comum a qualidade nutricional das folhas influenciar a escolha dos herbívoros de um modo geral (Huberty & Denno 2006), a preferência das saúvas parece mais relacionada ao crescimento do substrato do seu jardim de fungo.

Embora diversos e intrincados fatores possam influenciar a seletividade da planta hospedeira, o fato é que ao selecionar espécies, as saúvas podem favorecer a permanência de gramíneas e arbustos, modificando a composição das comunidades e atuando como barreira à sucessão vegetal pós-fogo. Esse papel pode modificar-se quando a pressão seletiva resulta em aceleração (e não retardo ou diminuição)

na velocidade de recomposição da vegetação. Segundo Vasconcelos e Cherrett (1997) as chances de uma plântula ser atacada está intimamente relacionada com os estágios iniciais de regeneração florestal e declina com o tempo.

Nesse contexto, seriam precisos mais estudos para estabelecer um balanço dos efeitos positivos e negativos das saúvas na recuperação da floresta de transição amazônica recuperando-se do fogo. Como o abandono de terras é um evento freqüente na Amazônia (cerca de 200 a 300 mil km<sup>2</sup> de acordo com Zarin *et al.* 2001) é de extrema importância entender o papel das saúvas para os processos de regeneração florestal.

## CONCLUSÕES

Embora seja prematuro estabelecer um balanço preciso entre os efeitos negativos e positivos das saúvas no processo de regeneração florestal pós-fogo, este estudo permite estabelecer algumas previsões. Os efeitos negativos (ex: predação de sementes e herbivoria) devem predominar sobre os positivos (aumento da fertilidade do solo e crescimento da vegetação circundante), se confrontados nos estágios iniciais de sucessão. Pois, a abundância de colônias nessa fase é mais alta (a atividade de corte é bastante intensa causando grande impacto sobre o estabelecimento da vegetação) e os ninhos ainda não apresentam tamanhos e/ou profundidade suficiente para promover efeitos significativos no solo e conseqüentemente sobre a vegetação.

Com o tempo e avanço da vegetação a situação tende a inverter-se. As colônias estabelecidas residirão em ninhos maduros e as formigas diminuirão suas atividades, já que a estrutura da floresta mais complexa tornar-se-á inadequada para sua sobrevivência. Nessa fase, com o declínio da atividade de corte, os ninhos apresentam efeitos mais relevantes e podem beneficiar o processo de regeneração florestal.

## AGRADECIMENTOS

Ao Programa Bolsa de Estudos para a Conservação da Amazônica (BECA) do Instituto Internacional de Educação no Brasil (IEB) e a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo suporte financeiro. Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) pelo apoio logístico, especialmente a equipe técnica: Osvaldo Portela, Darlisson Nunes, Raimundo Mota, Roberto Baena, Joelson Serrão, Aderlan Pedroso, Adriano Portela e Artemísia.

## BIBLIOGRAFIA CITADA

Araújo, M.S.; Della-Lucia, M.T.C.; Picanço, M.C. 2004. Impact of burning trash in cane sugar in the daily rhythm of foraging of *Atta bisphaerica* Forel (Hymenoptera, Formicidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 33-38 (in Portuguese).

- Balch, J.K.; Nepstad, D.; Brando, P.M.; Curran, L.M.; Portela, O.; Carvalho Jr, O.; Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14: 2276-2287.
- Barbosa, V.S.; Leal, I. R.; Iannuzzi, L.; Almeida-Cortez, J. 2005. Distribution pattern of herbivorous insects in a remnant of Brazilian Atlantic forest. *Neotropical Entomological*, 34: 1-11.
- Barlow, J.; Peres, C. A. 2003. Low-intensity fire , new threat in the Amazon. *Ciência Hoje*, 34(199): 24-29 (in Portuguese).
- Barlow, J.; Peres, C. A.; Logan, B. O.; Haugaasen, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6: 6-8
- Buckley, R. 1982. *Ant-plant interactions in Australia*. The Hangué. Dr. W. Junk Publisher, 162 pp.
- Carvalho, KS. 2008. Influences of the leafcutter ant nests (Formicidae: Attini) in nutrition, growth and protection of vegetation fire in Amazonian transitional forest. Tese de Doutorado, Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, PA, Brasil. 145 pp (in Portuguese).
- Cochrane, M. A.; Alencar, A.; Schulze, M. D.; Souza, C. M.; Nepstad, D.; Lefebvre, P.; Davidson, E. A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284: 1832-1835.
- Cochrane, M. A.; Laurence, W. F. 2002. Fire as large-scale edge effect in Amazonian forest. *Journal Tropical Ecology*, 18: 311-325.
- Costa, A.N.; Vasconcelos, H.L.; Viera-Neto, F.H.M.; Bruna, E.M. 2008. Do herbivores exert top-down effects in Neotropical savannas? Estimates of biomass consumption by leaf-cutter ants. *Journal of Vegetation Science*, 19: 849-854.
- Curran, L. M., Caniogo, I.; Paoli, G. D.; Astianti, D.; Kusneti, M.; Leighton, M.; Nirarita, C. E. 1999. Impacto f El Nino and logging on canopy tree recruitment in Borneo. *Science*, 286: 2184-2188.
- Farji-Brener, A.G.; Silva, J. 1995. Leaf-cutting ants and soil fertility in a well-drained savanna in western Venezuela. *Biotropica*, 27: 250-253.
- Farji-Brener, A.G.; Medina, C. 2000. The importance of where to dump the refuse: seed banks and fine roots in nest of the leaf-cutting ants *Atta cephalotes* and *A. colombica*. *Biotropica*, 32 (1): 120-126.
- Farji-Brener, A.G. 2000. Leaf-cutting ant nest in temperate environments: mounds, mound damage and nest mortality rate in *Acromyrmex lobicornis*. *Stud. Neotropical Fauna & Environment*, 35: 131-138.
- Farji-Brener, A.G.; Illes, A. 2000. Do leaf-cutting ant nests make "bottom-up" in neotropical rain forest? : a critical review of the evidence. *Ecology Letters*, 3: 219-227.
- Farji-Brener, A.G. 2001. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forest than in old-growth tropical forest? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos*, 92: 169-170.
- Farji-Brener, A.G. 2005. The effect of abandoned leaf-cutting ant nests on plant assemblage composition in a tropical rainforest of Costa Rica. *Écoscience*, 12 (4): 554-560.
- Farji-Brener, A.G.; Ghermandi, L. 2008. Leaf-cutting ant nests near roads increase fitness of exotic plant species in natural protected areas. *Proceedings of the Royal Society*, 275: 1431-1440.
- Fowler, H.G. 1983. Distribution patterns of Paraguayan leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) (Formicidae: Attini). *Studies Neotropical Fauna & Environment*, 18: 121-138.
- Garrettson, M.; Stetzel, J.; Halpern, B.; Hearn, J.; Lucey, B.; McKone, M. 1998. Diversity and abundance of understory plants on active and abandoned nest of leaf-cutting ants (*Atta cephalotes*) in a Costa Rica rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 17-26.
- Haugaasen, T., Barlow, J.; Peres, C. A. 2003. Surface wildfires in Central Amazonia: short-term impact on the forest structure and carbon loss. *Forest Ecology and Management*, 179: 321-331.
- Huberty, A.F.; Denno, R.F. 2006. Consequences of nitrogen and phosphorus limitation for the performance of two planthoppers with divergent life-history strategies. *Oecologia* 149: 149-444.
- Jaffé, K.; Vilela, E. 1989. On nest densities of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* in tropical primary forest. *Biotropica*, 21: 234-236.
- Leal, I.R.; Oliveira, P.S. 2000. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. *Insectes Sociaux*, 47: 376-382.
- Majer, J.D. 1989. *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge. 547pp.
- Meggers, B. J. 1994. Archeological evidence for the impact of Mega-Ninˆo events of Amazonia during the past two millennia. *Climatic Change*, 28:321-338.
- Meyer S.T.; Leal I.R.; Wirth, R. 2009. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic forest fragment. *Biotropica*, 41 (in press)
- Moore, P.D. 1996. Fire damage soils our forests. *Nature*, 384: 312-313.
- Moreira, A. A.; Forti, L. C.; Boaretto, M. A. C.; Andrade, A. P. P.; Lopes, J. F. S.; Ramos, V. M. 2004. External and internal structure of *Atta bisphaerica* Forel (Hymenoptera, Formicidae) nest . *Journal of Applied Entomology*, 128: 200-203.
- Moutinho, P. 1995. Stop the ants are not. *Ciência Hoje*, 18 (106): 10-11. (in Portuguese).
- Moutinho, P. 1998. Impacts of Grazing on the Formation of the Ant Fauna: Consequences for Forest Restoration in the Eastern Amazon, p. 155-170. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Eds). *Dinâmica, Recuperação e Manejo da Floresta Amazônica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. (in Portuguese).
- Mundim, F.M.; Costa, A.N.; Vasconcelos, H.L. 2009. Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ant *Atta laevigata* in a Neotropical savanna. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 130(1): 47-54.
- Nepstad, D.C.; Uhl, C. Pereira, C.A.; Silva, J.M.C. 1996.A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 76: 25-39.
- Nepstad, D.C.; 1998. Barriers to establishment of trees in abandoned pastures in the Amazon: the seed bank, seed predation, herbivory

- and drought, p. 191-218. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Eds). *Dinâmica, Recuperação e Manejo da Floresta Amazônica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. (in Portuguese).
- Nepstad, D.; Veríssimo, A.; Alencar, A.; Schlesinger, L. P., P.; Moutinho, P.; Mendoza, E.; Cochrane, M. A.; Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forest by logging and fire. *Nature*, 398: 505-508.
- Oliveira, P.S.; Galetti, M.; Pedroni, F.; Morellato, L.P.C. 1995. Seed cleaning by *Mycocepurus goeldii* ants (Attini) facilitates germination in *Hymenea courbaril* (Caesalpinaceae). *Biotropica*, 27: 518-522.
- Oren, D. 2005. *Portfolio of important areas for biodiversity conservation in Brazil: an analise by ecoregion*. The Nature Conservancy, Brasília, DF. 36 pp. (in Portuguese).
- Pizzo, M.A.; Oliveira, P.S. 1998. Interaction between ants and seeds of a nonmyrmecochorous neotropical tree, *Cabrelea canjerana* (Meliaceae), in the Atlantic forest of Southeast Brazil. *American Journal of Botany*, 85: 669-674.
- Rao, M. 2000. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. *Journal of Tropical Ecology* 16: 209-225.
- Roces, F.; Kleineidam, C. 2000. Humidity preference for fungus culturing by workers of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* rubropilosa. *Insectes Sociaux*, 47: 348-350.
- Saldarriaga, J.G.; West, D. C.; Tharp, M. L.; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76: 938-958.
- Santos, B. A., Peres, C. A.; Oliveira, M. A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C. P.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141: 249-260.
- Siegert, F.G.; Rueckre, G.; Hinrichs, A.; Hoffmann, A. A. 2001. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature*, 414: 437-440.
- Uhl, C.; Kauffman, J. B. 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437-449.
- Urbas, P.; Araujo Jr, M.V.; Leal, I. R.; Wirth, R. 2007. Cutting More from Cut Forest: Edge Effects on Foraging and Herbivory of Leaf-Cutting Ants in Brazil. *Biotropica*, 39 (4): 489-495.
- Vasconcelos, H.L.; Cherrett, J.M. 1995. Changes in leaf-cutting ant populations (Formicidae: Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. *Stud. Neotropical Fauna & Environment*, 30: 107-113.
- Vasconcelos, H.L.; Cherrett, J.M. 1997. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: Effects of herbivory on tree seedling establishment. *Journal Tropical Ecology*, 13: 357-370.
- Vasconcelos, H.L. e Cherrett, J.M. 1998. Effects of Herbivory by *Atta laevigata* (Fr. Smith) on the Regeneration of Woody Plants in em Area Abandoned Agricultural Area of Central Amazonia, p. 171-178. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Eds). *Dinâmica, Recuperação e Manejo da Floresta Amazônica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. (in Portuguese).
- Vasconcelos, H.L.; Vieira-Neto, E.H.M.; Mundim, F.M. 2006. Roads Alter the Colonization Dynamics of Keystone Herbivore in Neotropical Savannas. *Biotropica*, 38 (5): 661-665.
- Wirth, R., Meyer, S.T.; Almeida, W.R.; Araujo Jr, M.V.; Barbosa, V.S.; Leal, I. R. 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 501-505.
- Zarín, D.J.; Ducey, M.J.; Tucker, J.M.; Salas, W.A. 2001. Potential biomass accumulation in Amazonian regrowth forest. *Ecosystems*, 4: 658-668.

Recebido em 29/11/2010

Aceito em 18/02/2011