Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP

Instituto de Ciências Exatas e Biológicas – ICEB

Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente - DEBIO

Dissertação de Mestrado

MONITORAMENTO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UM ECOSSISTEMA TROPICAL MONTANO EM ÁREAS COM E SEM PERTUBAÇÃO POR FOGO.

Diego Vinícius Anjos Silva

Orientador: Prof. Dr. Sérvio Pontes Ribeiro/UFOP

Ouro Preto, MG

04 de Fevereiro, de 2015

A599d Anjos, Diego Vinícius.
Dinâmica das comunidades de formigas em um ecossistema tropical montano em àreas com e sem perturbação por fogo [manuscrito] / Diego Vinícius Anjos. - 2015.
46f.: il.: color; grafs; tabs; mapas.

Orientador: Prof. Dr. Sérvio Pontes Ribeiro.
Coorientador: Prof. Dr. Roberth Fagundes.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Departamento de Biodiversidade e Evolução. Ecologia de Biomas Tropicais.

1. Ecologia florestal. 2. Formiga. 3. Queimada. 4. Comunidades animais. I. Ribeiro, Sérvio Pontes. II. Fagundes, Roberth. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Titulo.

CDU: 574:565.79

Catalogação: www.sisbin.ufop.br

Ministério da Educação
Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais
ICEB - Campus – Morro do Cruzeiro
Ouro Preto – MG – CEP 35.400-000
Fone: (031)3559-1747
E-mail: biomas@iceb.ufop.br

"Monitoramento da fauna de formigas em um ecossistema tropical montano em áreas com e sem perturbação por fogo."

Autor: Diego Vinicus Anjos Silva

Dissertação defendida e aprovada, em 04 de fevereiro de 2015, pela banca examinadora constituída pelos professores:

Professor Dr. Sérvio Pontes Ribeiro
Universidade Federal de Ouro Preto

Professor Dr. Ricardo Ildefonso Campos
Universidade Federal de Viçosa

Dra. Cinthia Borges da Costa Milanez
Universidade Federal de Ouro Preto

Agradecimentos

Agradeço ao amigo e orientador “proféssor” Sérvio Pontes Ribeiro por todos ensinamentos, ajuda e compreensão. Agradeço principalmente por ter acreditado em mim, depositado confiança e por ter despertado em mim o amor pela Ciência, por isso, sinta-se com o dever comprido...

Agradeço aos meus pais, José Carlos da Silva e Cátia Regina dos Anjos, por sempre respeitarem e apoiarem as minhas escolhas mesmo algumas vezes sem compreender, sempre confiando e orando por mim. Agradeço ao meu irmão e a toda minha família por todo apoio e torcida.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia Evolutiva de Insetos de Dossel e Sucessão Natural e aos seus membros pelas discussões construtivas. Agradeço a Cinthia B. da Costa Milanez e aos “meninos” da graduação, Bruno “polegada”, Eduardo e Igor Pires por toda ajuda em campo, nas triagens e identificação de material. Agradeço ao Dr. Rodrigo M. Feitosa e a Lívia P. do Prado pela identificação de parte do material. Agradeço à minha co-orientadora, Dr. Renata B. F. Campos, pela ajuda na identificação, pelos ensinamentos, por todos os conselhos e ‘injeções’ de ânimo. Agradeço ao meu amigo e co-orientador Ms. Roberth Fagundes de Souza por toda ajuda, ensinamento, paciência (principalmente quando incomodado em feriados e finais de semana), confiança e pela disposição de sempre em ajudar!!

Agradeço aos meus amigos de Sete Lagoas, BH e de Ouro Preto (principalmente da República Partenon) pelas conversas, risadas e pelos bons momentos. Agradeço a minha amiga, companheira e amada Raquel Luiza de Carvalho por tudo. Pelo amor, carinho, compreensão e incentivo. Pela ajuda em campo e pela compania nos finais de semana de trabalho. Seu apoio foi e é fundamental.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto e ao PPG - Ecologia de Biomas Tropicais por todo apoio instutucional e por possibilitar o meu crescimento acadêmico. Agradeço ao melhor secretário de todos, Rubens Modesto, por sempre estar disposto a ajudar. Agradeço à CAPES por financiar esta pesquisa e ao Instiuto Estadual de Floresta/Parque Estadual do Itacolomi por permitir e apoiar esta pesquisa.

Por último, porém de máxima importância, agradeço a Deus por guiar esta caminhada e iluminar os meus passos.

Sumário

Monitoramento da fauna de formigas em um ecossistema Tropical Montano em áreas com e sem pertubação por fogo.....1

Introdução.....4

Material e Métodos.....8

Resultados.....15

Discussão.....25

Referências bibliográficas.....29

ANEXOS.....38

Lista de figuras

Fig. 1. Mapa do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais (Imagem: Almeida G. S. S., 2008).....9

Fig. 2. Parque Estadual do Itacolomi, área constantemente pertubada pelo impacto do fogo. (Foto: Ansaloni T., 2014).....9

Fig. 3. Área *'queimada recente'* (coluna à esquerda) e área *'queimada antiga'* (coluna à direita). (Foto: Anjos D., 2011 e 2012).....11

Fig. 4. *'Floresta baixa'*, início da Trilha da Capela no Parque Estadual do Itacolomi (à esquerda). E *'Floresta secundária'*, interior da Trilha do Forno no Parque Estadual do Itacolomi (à direita) (Foto: Anjos D., 2011).....12

Fig. 5. Valores mensais da pluviosidade nas áreas monitoradas no Parque Estadual do Itacolomi, fornecidos pela Novelis do Brasil LTDA.....13

Fig. 6. Em (A) abundância média de formigas nas áreas monitoradas, no solo (barra escura) e na vegetação (barra clara). E em (B) riqueza média de formigas na áreas monitoradas, no solo (barra escura) e na vegetação (barra clara).....16

Fig. 7. (A) Diferença entre as áreas quanto à abundância de formigas no solo (variável dependente) através da ANOVA**. (B) Ausência de diferença entre as áreas quanto à abundância de formigas na vegetação através da ANOVA*. (C) Diferença entre as áreas quanto à riqueza de formigas no solo (variável dependente) através da ANOVA**. (D) Ausência de diferença entre as áreas quanto à riqueza de formigas na vegetação através da ANOVA*.....17

Fig. 8. Análise Multivariada de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando índice de dissimilaridade Bray- Curtis, plontando as quatro áreas durante o tempo (quatro semestres).....21

Fig. 9. Em (A) e (B), mudanças temporais na fauna de espécies de formigas no solo nas quatro áreas monitoradas através do modelo Seriation. Em (C) e (D), mudanças temporais na fauna de espécies de formigas na vegetação nas quatro áreas monitoradas através do modelo Seriation.....23

Anexos

Tabela 1. Valores da RLS para abundância e riqueza de formigas em função da pluviosidade média, nas quatro áreas de estudo no Parque Estadual do Itacolomi, MG.....38

Tabela 2. Abundância total (solo e vegetação) de formigas nas quatro áreas monitoradas no Parque Estadual do Itacolomi, MG.....40

MONITORAMENTO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UM ECOSSISTEMA TROPICAL MONTANO EM ÁREAS COM E SEM PERTUBAÇÃO POR FOGO

Resumo

As pertubações antrópicas, principalmente o fogo, causam importantes modificações nos habitats e nas comunidades que neles vivem. O objetivo deste estudo foi monitorar a sucessão natural das assembléias de formigas em áreas pertubadas ou não pelo fogo, num ecossistema Tropical Montano. Dessa maneira, amostragens mensais da mirmecofauna ocorreram em quatro distintas áreas ao longo de dois anos no Parque Estadual do Itacolomi, MG, Brasil. Testamos a hipótese de que o fogo afeta diferentemente as assembléias de formigas no solo e na vegetação. Também foi testada a hipótese de que a recuperação, sucessão natural, da mirmecofauna ocorre de maneira direcional. Encontramos diferenças nas respostas das formigas que vivem no solo em relação as que vivem na vegetação. Ao contrário do esperado, a assembléia de formigas na vegetação se recuperou mais rapidamente que a assembléia no solo. Embora a sucessão ocorreu mais evidentemente nas áreas queimadas quando comparado às áreas não queimadas, a sucessão não foi direcional. Isto se deve principalmente às diferenças importantes na composição de espécies. Estudos como esse reforçam a importância de se entender as consequências das queimadas nas comunidades de insetos e a relevância do entendimento do fogo na conservação dos ecossistemas Tropicais Montanos.

Palavras chave: sucessão natural, mirmecofauna, distúrbio, queimadas e florestas secundárias.

Abstract

Anthropogenic disturbances, mainly fire, cause major changes on habitats and communities that live in them. The objective of this study was to monitor the natural succession of ant community in burned and unburned areas, in a Tropical Montane ecosystem. Thus, monthly samples of the ant fauna occurred in four distinct areas over two years in the Itacolomi State Park, MG, Brazil. We tested the hypothesis that fire affects unlike the ant communities in soil and vegetation. The assumption that the recovery, natural succession, of the ant fauna occurs directional way was also tested. We found differences in the responses of ants living in the soil in relation to living vegetation. In contrast, the ant community in the vegetation has recovered faster than the ant community on the ground. Although the succession occurred more evidently in burned areas than unberned, the succession was not directional. This must mainly the important differences in species composition. Such studies reinforce the importance of understanding the consequences of fires in insect communities and the importance of understanding the fire in the conservation of Tropical Montane ecosystems.

Key-words: natural sucession, mirmecofauna, disturbance, fire and secundary forest.

Introdução

Distúrbios ambientais e subsequente sucessão natural criam mosaicos de habitats dentro de ecossistemas com composições florísticas e estruturais distintas (Oldeman, 1983; Clark, 1990; Camp et al., 1996). Por outro lado, distúrbios antrópicos que levam a fragmentação de florestas causam mudanças na dinâmica de populações de espécies (Hoffman & Moreira, 2002) e na estrutura das comunidades (Miranda et al., 2002). Essas alterações podem reduzir a diversidade biológica e comprometer funções ecológicas. Dentre as perturbações antrópicas mais comuns, vários autores destacam o fogo (Uhl et al., 1981; Cochrane & Schulze, 1999). As queimadas desaceleram ou reiniciam a sucessão vegetal (Hoffman et al., 1996; Menezes & Araújo, 2004), mudam a composição e estrutura florestal (Miranda et al., 2002), comprometem a ciclagem de nutrientes (Nardoto et al., 2006), comprometem o banco de sementes no solo e a rebrota de espécies arbustivo-arbóreas (Kauffman et al., 1994; Cochrane & Schulze, 1999) e reduzem as populações animais (Andersen, 2000). Por outro lado, o fogo pode aumentar a diversidade, como prediz a hipótese da 'pirodiversidade gera biodiversidade'. De acordo com essa teoria a alta variabilidade dos regimes de fogo produz heterogeneidade de habitat e consequentemente aumentam a biodiversidade (Martin & Sapsis, 1992). Porém esses efeitos dependem da intensidade e recorrência do distúrbio, da fragilidade do habitat e da resistência e resiliência da comunidade (Odowd & Gill, 1984; Tracy & George, 1992; Farji-Brener et al., 2002).

Dentre os distúrbios florestais causados pelo homem, o fogo provoca profundas alterações nas comunidades ecológicas, podendo prejudicar serviços ecológicos a níveis de difícil reversão (Peterson et al., 1998). Este prognóstico temerário é particularmente válido para poucos ecossistemas não adaptados ao fogo como florestas tropicais (Tabarelli & Mantovani, 1999) e florestas montanas. Além disso, mesmo na idéia contrária (hipótese da

‘pirodiversidade gera biodiversidade’), Davies et al. (2012), recomenda cautela ao analisá-la e sugere repostas contexto dependente. Indiscutíveis são as maneiras que o fogo pode atuar nas assembleias de formigas, direta e indiretamente. Os efeitos diretos estão relacionados a mortalidade. Já os efeitos indiretos acarretam mudanças no habitat, e estão relacionadas a variações na disponibilidade e qualidade de alimento, nos locais de refúgio e de nidificação (Frizzo et al., 2011). De todo modo, é importante entender e prever os efeitos deste distúrbio nas comunidades ecológicas, principalmente as que não evoluíram com a dinâmica de fogo. Em especial, nesses ecossistemas a princípio não adaptados ao fogo, pouco se sabe sobre o efeito deste sobre a fauna (Araújo et al., 2005), principalmente em relação as formigas (Farji-Brener et al., 2002; Ratchford et al., 2005; Arnan et al., 2006; Vasconcelos et al., 2008).

Após distúrbios de qualquer natureza, os ecossistemas se recuperam atavés de processos de sucessão ecológica secundária. A sucessão secundária é um mecanismo de auto-renovação dos ecossistemas por meio da recuperação e recolonização da bidiversidade original a partir de remanescentes do pré-distúrbio ou imigrantes de ecossistemas vizinhos (Connell & Slater, 1977). O processo sucessional é dinâmico e complexo, envolvendo a alternância de espécies com distintas histórias de vida (Kageyama & Castro, 1989) e mecanismos de alternância de populações ao longo do tempo (Connell & Slater, 1977; Connell & Lowman, 1989). Pode-se distinguir dois tipos de sucessão secundária: (1) A sucessão natural é direcional, quando há uma sequência na estruturação e no estabelecimento de espécies, sendo que as novas se estabelecem quando encontram condições apropriadas, mesmo com alterações das chances de estabelecimento ao longo do tempo. A sucessão é não direcional (2), quando as comunidades são dominadas pelo fundador, numa dinâmica de “loteria competitiva”, não havendo portanto previsibilidade (Crawley, 1997). Embora esses mecanismos sejam bem compreendidos para a flora (Prada et al., 1995; Hoffman et al., 1996,

2000; Menezes & Araújo, 2004; Medeiro & Miranda, 2005), pouco se sabe dos processos sucessionais faunísticos (Majer, 1997; Kaspari & Majer 2000; Costa et al., 2010).

O estudo da sucessão secundária faunística é bastante embasado em experimentos e observações da dinâmica pós-fogo da comunidade de formigas (Farji-Brener et al., 2002; Parr & Andersen, 2008; Frizzo et al., 2012; Maravalhas & Vasconcelos, 2014). As formigas são organismos modelo em estudos de sucessão devido à sensibilidade e rápida resposta à variação ambiental (Fowler et al., 1991). Além disso, as formigas são abundantes e diversas, compõe diferentes grupos funcionais e níveis tróficos, e estão presentes em diversos tipos de ambientes (Holldobler & Wilson, 1990). Há muitos exemplos sobre a resposta das formigas às perturbações ambientais. Mesmo ao longo de processos ontogenéticos arbóreos no interior de florestas tropicais preservadas se observa uma marcante mudança na composição e diversidade de espécies de formigas (Campos et al., 2006). Segundo Bruhl et al. (1998), o entendimento da dinâmica das assembléias de formigas em ambientes florestais tropicais é pré-requisito para a compreensão dos mecanismos responsáveis pela composição das comunidades nessas florestas. Além disso, por exemplo, estudos contínuos e 'detalhados' das dinâmicas temporais após distúrbios por fogo, ou seja, monitoramentos mensais da mirmecofauna, são desconhecidos na literatura.

As florestas em sucessão secundária podem abrigar uma fauna distinta daquela encontrada em uma floresta intacta, devido a mudanças na diversidade de habitats e recursos alimentares (Barlow et al., 2007). Isto é determinante, por exemplo, para a fauna que é intimamente associada a estrutura da vegetação, como as formigas (Ribas et al., 2003). No geral, a assembleia de formigas apresenta impressionante capacidade de resiliência ao fogo, ou seja, recupera-se rápido ao distúrbio (Parr et al., 2004; Barrow et al., 2007). Entretanto sub-grupos dentro das assembléias de formigas podem apresentar diferentes respostas (Philpott et al., 2000), muitas vezes em função do habitat em que vivem (solo ou vegetação).

A assembléia de formigas do solo tem sido considerada diferente da arbórea, em termos morfológicos e comportamentais, além das diferenças na diversidade. Isto se da em função das distintas características desses estratos (habitats) como qualidade e previsibilidade do recurso, heterogeneidade, complexidade física e microclima (Yanoviak & Kaspari, 2000). Assim, essas duas assembléias podem apresentar diferentes respostas ao impacto do fogo, dependendo se seus ninhos são ou não vulneráveis os efeitos diretos do fogo (Morais & Benson, 1988; Frizzo et al., 2012).

A sazonalidade climática também é um fator determinante para as comunidades faunísticas. Por exemplo, nas assembléias de formigas os efeitos negativos de temperaturas baixas, chuvas intensas, mais os efeitos positivos da alta umidade relativa no sub-bosque e no solo, influenciam diretamente na taxa de forrageamento e nidificação (Kaspari & Weiser, 2000). Outro importante fator é o histórico do ecossistema. Por exemplo, as florestas montanas da região Central de Minas Gerais compõem um ambiente altamente ameaçado. Esta região foi modificada pelo homem, com sérios e longos períodos de cortes florestais, ainda evidentes em toda a paisagem, mesmo dentro de unidades de conservação. Na região de Ouro Preto, algumas florestas estruturalmente diferentes mantêm alguma similaridade florística (Pedreira & Souza, 2009), fortemente influenciada pela presença marcante de "Candeia" (*Eremanthus erythropappus* (DC) MacLeish, Asteraceae) uma espécie arbórea muito comum nesta região e de grande importância econômica (Pedralli et al., 2000). Algumas florestas também sofreram perturbações distintas, tais como a perda da cobertura vegetal substituída pela plantação de chá e cortes seletivos e desbastes na época das plantações (Fujaco et al., 2010; Lourenço et al., 2015).

Muitas vezes é difícil diferenciar a sucessão natural de fatores limitantes que restringem o desenvolvimento de uma floresta em comparação a outra, e a composição de espécies de formigas pode contribuir para o entendimento destes fatores, como também

indicar o estágio de sucessão (Farji-Brener et al., 2002; Parr & Andersen, 2008). Assim, este estudo buscou evidências da sucessão natural direcional, através do monitoramento da comunidade de formigas em áreas perturbadas pelo fogo se comparado às áreas não perturbadas. Em capítulo único, estudamos as variações mensais nas abundâncias das espécies de formigas ao longo de dois anos após diferentes níveis de perturbação. Investigamos a hipótese de que a recuperação da mirmecofauna é em função da interação entre o regime de pluviosidade e o histórico de perturbações das áreas (ou seja, como as perturbações antrópicas alteram ou removem a vegetação). Testamos a predição de que a fauna de formigas de solo perde menos espécies e recupera mais rápido do que aquela que vive na vegetação. Além disso, também testamos a predição de que a sucessão natural é direcional e a comunidade tende a se tornar cada vez mais semelhante ao estado preservado, mas esperamos diferenças entre as comunidades devido ao tipo de distúrbio.

Material e Métodos

Área de estudo

As coletas foram feitas no Parque Estadual do Itacolomi (PEIT/IEF) (20º26’26” Sul, 43º30’52” Oeste), localizado nas cidades de Ouro Preto e Mariana, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A vegetação do PEIT consiste de Mata Estacional Semidecidual de Altitude e Campos Rupestres. A região pertence ao Grupo Itacolomi, constituído predominantemente por quartzitos, filitos quartzosos e metaconglomerados em uma altitude média de 1500 m. A precipitação varia de 1000 a 1500 mm anuais e a temperatura média oscila entre 19ºC e 22ºC. A estação chuvosa se estende de setembro a fevereiro e a seca, de março a agosto (Fujaco et al., 2010).

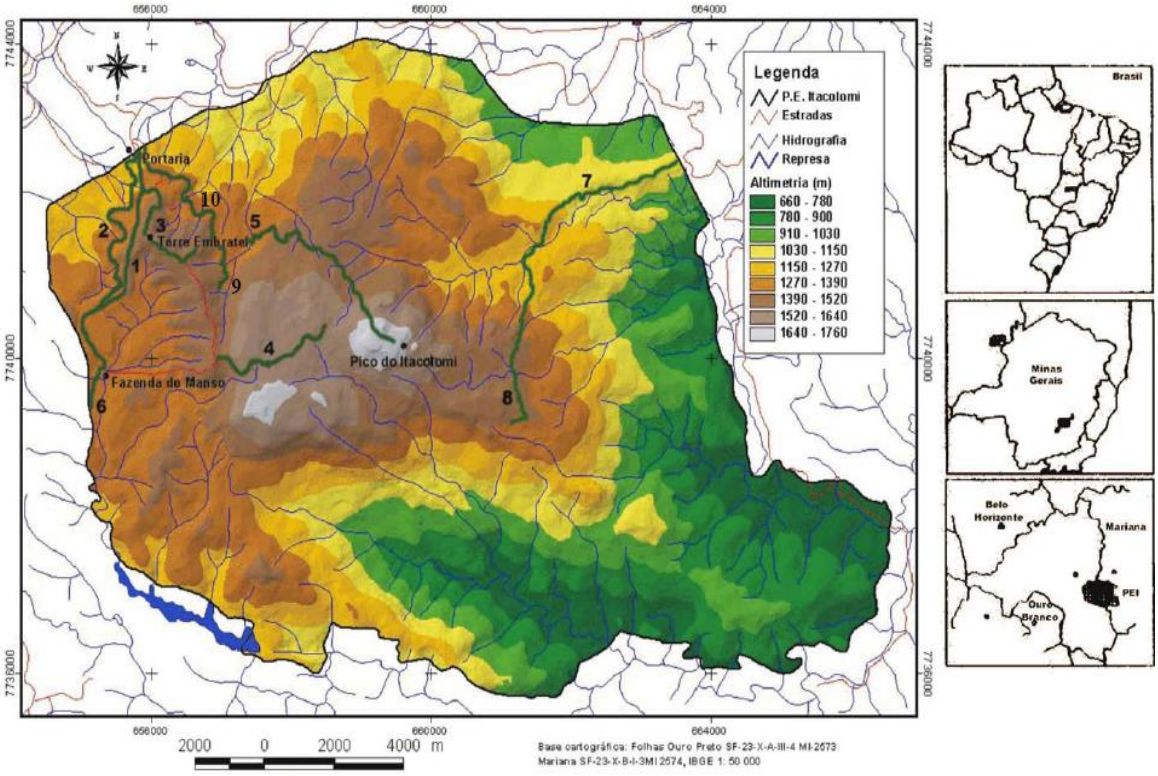


Fig. 1. Mapa do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais (Imagem: Almeida G. S. S., 2008).

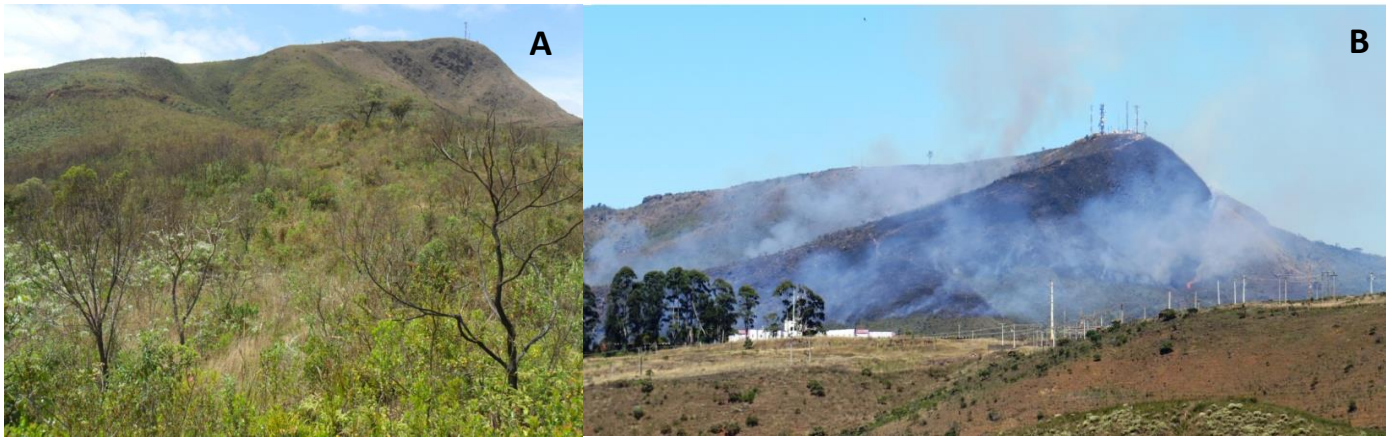


Fig. 2. Parque Estadual do Itacolomi, área constantemente pertubada pelo impacto do fogo. Em (A) Note troncos de árvores queimadas mas ainda de pé, e a predominância de vegetação rasteira (Foto: Anjos D., 2011). Em (B), último incêndio nesta área (Foto: Ansaloni T., 2014).

Áreas amostrais

Foram selecionadas quatro áreas de vegetação florestal para esse estudo: duas áreas com histórico de fogo (áreas queimadas) e duas sem registro de fogo (áreas controle). Nós selecionamos uma área com 4 ha queimados em Junho de 2010 e com registro de queimadas recentes ao longo da última década, denominada aqui de área *'queimada recente'*. Selecionamos uma área com vegetação e tipo de solo similar, e que não havia sofrido o impacto de fogo nos últimos 10 anos, denominada de área *'queimada antiga'*. Essas duas estão 1200m de altitude e ambas apresentam solo com formações rochosas e declive baixo, e vegetação dominada por ervas e arbustos, com algumas árvores esparçadas (Figura 3).

Nós também selecionamos duas áreas sem histórico de fogo. A primeira, denominada aqui de *'floresta baixa'* (Trilha da Capela) atualmente é composta por mata sucessional com dominância da candeia, *Eremanthus erythropappus* (DC.) Mac. Leish (Figura 4). Esta possui dossel com altura média amostral de 4,3m, com distinção sutil ou nenhuma com o sub-bosque. A segunda área amostrada, denominada *'floresta secundária'* (também conhecida como Trilha do Forno) é composta por mata secundária sem predominância de candeia. Esta é periférica às antigas áreas de plantação de chá, possui um dossel com altura média amostral de 6,2 m, com sub-bosque distinto e denso (Figura 4).

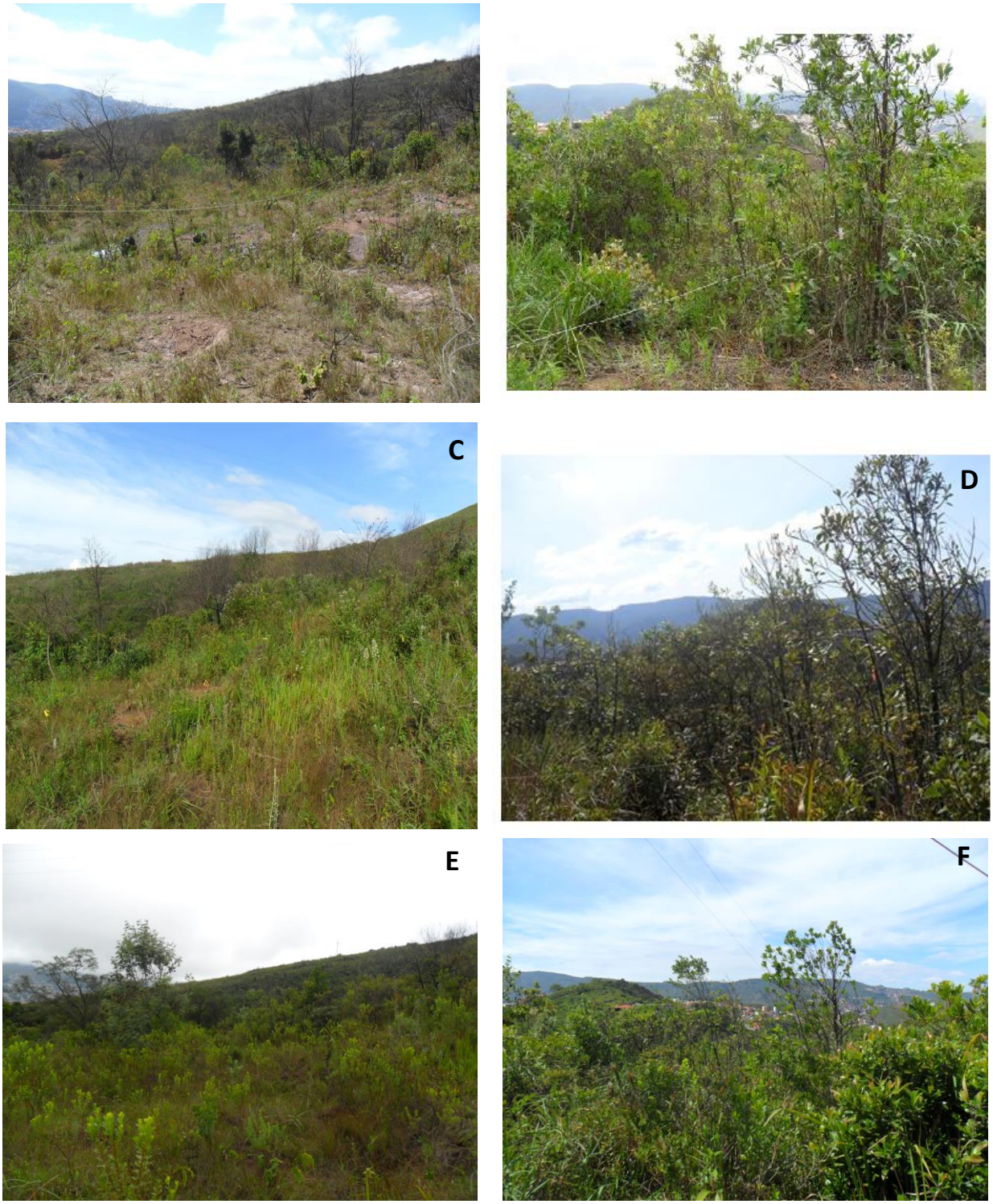


Fig. 3. Área *'queimada recente'* (coluna à esquerda) e área *'queimada antiga'* (coluna à direita). Em *'queimada recente'* (A) oito meses após a passagem do fogo (C) dezesseis meses (E) e vinte sete meses após a passagem do fogo. Em *'queimada antiga'* (B) oito meses após a

passagem do fogo (D) dezesseis meses (F) e vinte sete meses após a passagem do fogo. (Foto: Anjos D., 2011 e 2012).

Fig. 4. *'Floresta baixa'*, início da Trilha da Capela no Parque Estadual do Itacolomi (à esquerda). E *'Floresta secundária'*, interior da Trilha do Forno no Parque Estadual do Itacolomi (à direita) (Foto: Anjos D., 2011).

Delineamento amostral

Em cada uma das quatro áreas nós marcamos um grid de 15m x 20m. Em cada grid nós demarcamos quatro linhas (distanciadas 5m uma da outra) com cinco armadilhas de queda do tipo *pitfall* no solo, distanciadas 5m uma da outra. Acima de cada armadilha *pitfall* no solo, foram colocadas armadilhas *pitfall* semelhantes na vegetação, no tronco da árvore mais próxima (1,20 m do solo). Assim, um total de 40 armadilhas foram instaladas por área, sendo 20 no solo e 20 na vegetação (300 m² por área). As armadilhas *pitfall* eram um recipiente de 20 mL de plástico, 3 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade, com uma solução de água, sal (5%) e algumas gotas de detergente para quebrar a tensão supericial da água. Os

pitfalls eram abertos por 96 h por coleta. Foram feitas 24 coletas mensais entre outubro de 2010 e outubro de 2012.

As formigas coletadas foram identificadas ao menor nível taxonômico com o uso da chave de identificação, Fernández & Feitosa *(em prep.)*, com o auxílio de especialistas e comparação com os morfótipos da Coleção Entomológica da Universidade Federal de Ouro Preto. Espécimes testemunho foram depositadas nessa coleção.

A pluviosidade foi medida mensalmente na estação meteorológica da Novelis do Brasil LTDA, distanciada a 5 km das áreas de coletas (Figura 5). Através desta estação meteorológica também tivemos acesso ao histórico da pluviosidade da região na última década.

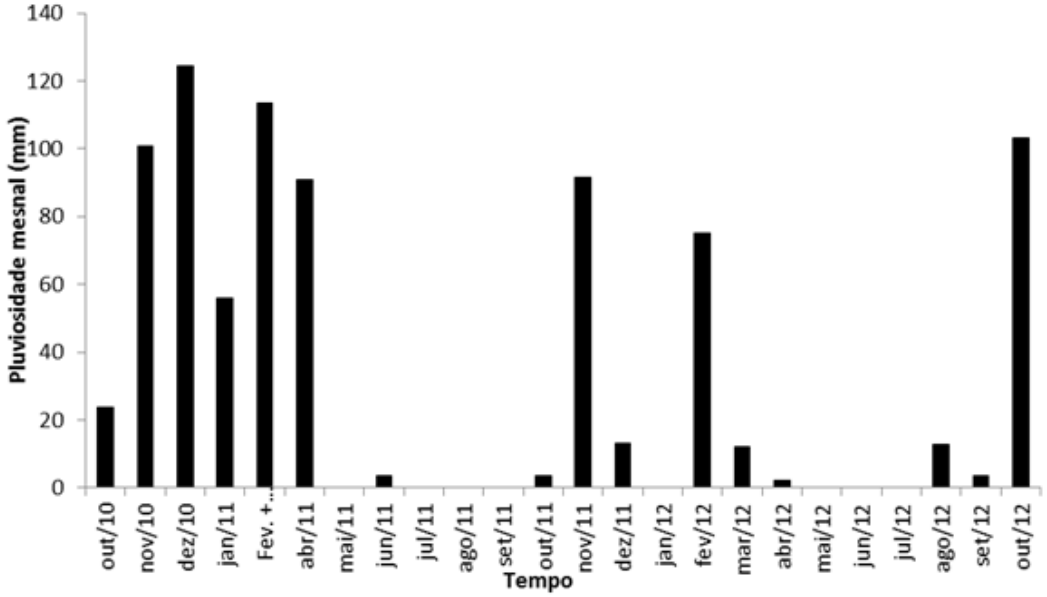


Fig. 5. Valores mensais da pluviosidade nas áreas monitoradas no Parque Estadual do Itacolomi, fornecidos pela Novelis do Brasil LTDA.

Analise Estatística

Testamos a relação entre a pluviosidade mensal (variável independente) e a riqueza e abundância de formigas (variáveis dependentes), através de modelos de regressão linear

simples (RLS). Foi feito um modelo para cada variável de cada estrato e para cada área, portanto 16 modelos. Não foi encontrada qualquer relação (Anexos - Tabela 1) linear da pluviosidade mensal com a riqueza e abundância de formigas entre as áreas e os estratos (solo e vegetação).

Nós testamos a diferença entre as áreas (fator fixo) quanto à abundancia e riqueza de formigas (variáveis dependentes) através de Análise de variância (ANOVA) considerando os meses como blocos aleatórios. Nós consideramos o grid como unidade amostral independente, somando o número de operárias ou espécies de formigas coletados nos 20 pitfalls. Assim, cada área conteve de 24 amostras mensais. Os meses foram considerados blocos aletórios. Foi aplicado um modelo para cada estrato (solo ou vegetação), portanto dois modelos. Para testar se a composição de espécies entre as áreas muda ao longo do tempo, fizemos uma análise de variância permutacional multivariável (PERMANOVA). Em que o tempo foi dividido em quatro semetres, primeiro fator, e as áreas também foram consideradas como um fator. Para visualizar a possível diferença na composição de espécies entre as quatro áreas foi gerado um mapa por NMDS (usando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis). Para melhor visualização no gráfico do NMDS, os valores dos meses foram somados. Em seguida, nós avaliamos as mudanças temporais na fauna de formigas de ambas as áreas em nível específico por meio do modelo 'Seriation' (Brower & Kile, 1988). Esse modelo ordena as espécies de acordo com sua presença (1) ou ausência (0) nas amostras (meses) que devem representar um gradiente, nesse caso a sucessão natural da fauna. O modelo então usa o algorítimo proposto por Brower & Kile (1988) para criar uma matriz que ordena as espécies (linhas) de modo que as presenças fiquem concentradas na diagonal, mas mantém o gradiente a ser testado (colunas). Assim, as espécies presentes mais próximas do início do gradiente, nesse caso logo após a passagem do fogo, ficam no topo da matriz, e as espécies presentes mais próximas do fim do gradiente, muito após a queimada, são posicionadas no final da

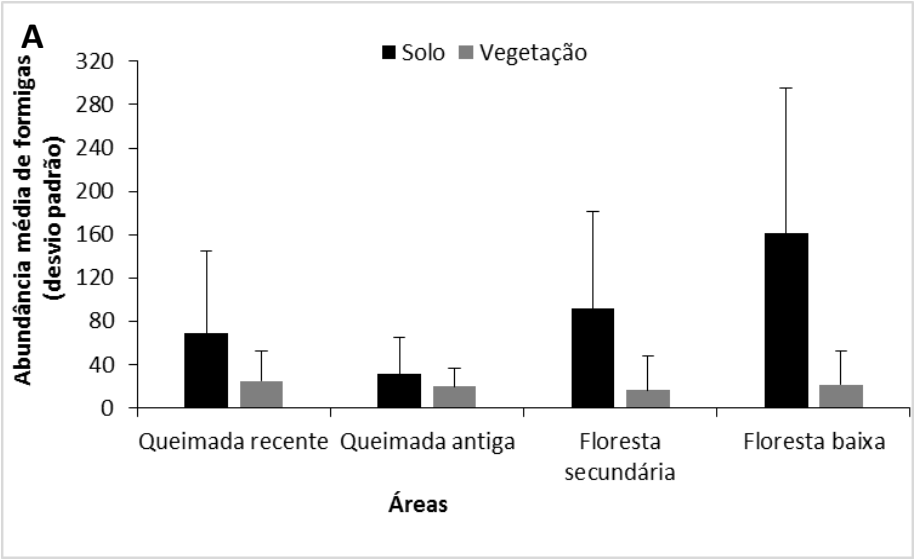
matrix. O programa roda simulações de Monte Carlo criando e seriando 30 matrizes aleatórias a partir dos dados originais com o mesmo número de ocorrências para cada taxon. Então, o modelo testa se o padrão observado nos dados originais é diferente do aleatório. Todas as análises foram realizadas no programa gratuito PAST v3.01. Os resultados precisam ser interpretados com cautela, dado que não existem réplicas espaciais e coletas antes da pertubação por fogo.

Resultados

Foram coletadas no total 10422 formigas (81% no solo) pertencentes a 87 espécies. Coletamos 78 espécies no solo e 60 espécies na vegetação, com 50% das espécies comuns aos dois estratos. A área '*queimada recente'* apresentou 2235 formigas (74% no solo e 26% na vegetação) de 55 espécies; na área *'queimada antiga'* ocorreram 1220 indivíduos (62% no solo e 38% na vegetação) distribuídos em 41 espécies. A *'floresta baixa'* apresentou 4383 indivíduos (89% no solo e 11% na vegetação) distribuídos em 56 espécies; e a '*floresta secundária'* apresentou 2584 indivíduos (86% no solo e 14% na vegetação) distribuídos em 58 espécies (Anexos - Tabela 2). A abundância média de formigas de solo foi maior na '*floresta baixa'* quando comparada as outras áreas (*'queimada recente'*; *'queimada antiga'*; *'floresta secundária'*) (Figura 6A) (ANOVA area: $F_{1, 3} = 20.9$, $p < 0.01$). Além disso, houve redução na abundância média ao longo do tempo (ANOVA tempo: $F_{1, 23} = 6.34$, $p < 0.01$; Figura 7A). Por outro lado, a abundância média de formigas da vegetação não diferiu entre as áreas (ANOVA area: $F_{1, 3} = 0.68$, $p = 0.56$), apesar de ter ocorrido oscilações ao longo do tempo (ANOVA tempo: $F_{1, 23} = 3.90$, $p < 0.01$; Figura 7B).

A riqueza média no solo foi menor na área *'queimada antiga'* (Figura 6B) (ANOVA area: $F_{1, 3} = 7.76$, $p < 0.01$), quando comparada as outras áreas (*'queimada recente'*; *'floresta baixa'*; *'floresta secundária'*). A riqueza média no solo diminuiu ao longo tempo (ANOVA

tempo: $F_{1, 23} = 3.92$, $p < 0.01$; Figura 7C). Na vegetação, a riqueza média não diferiu entre as áreas (ANOVA area: $F_{1, 3} = 1.56$, $p = 0.2$) e sofreu uma pequena redução ao longo do tempo (ANOVA tempo: $F_{1, 23} = 2.78$, $p < 0.01$; Figura 7D).



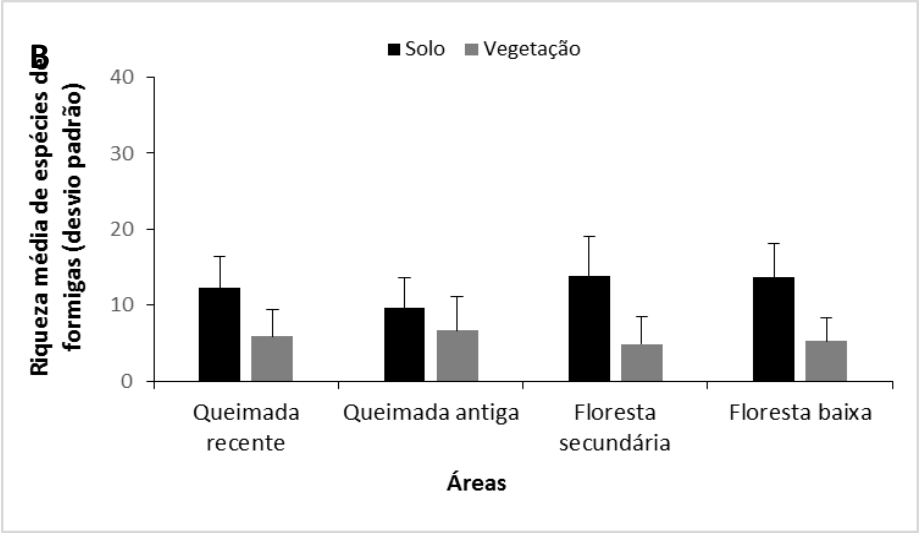
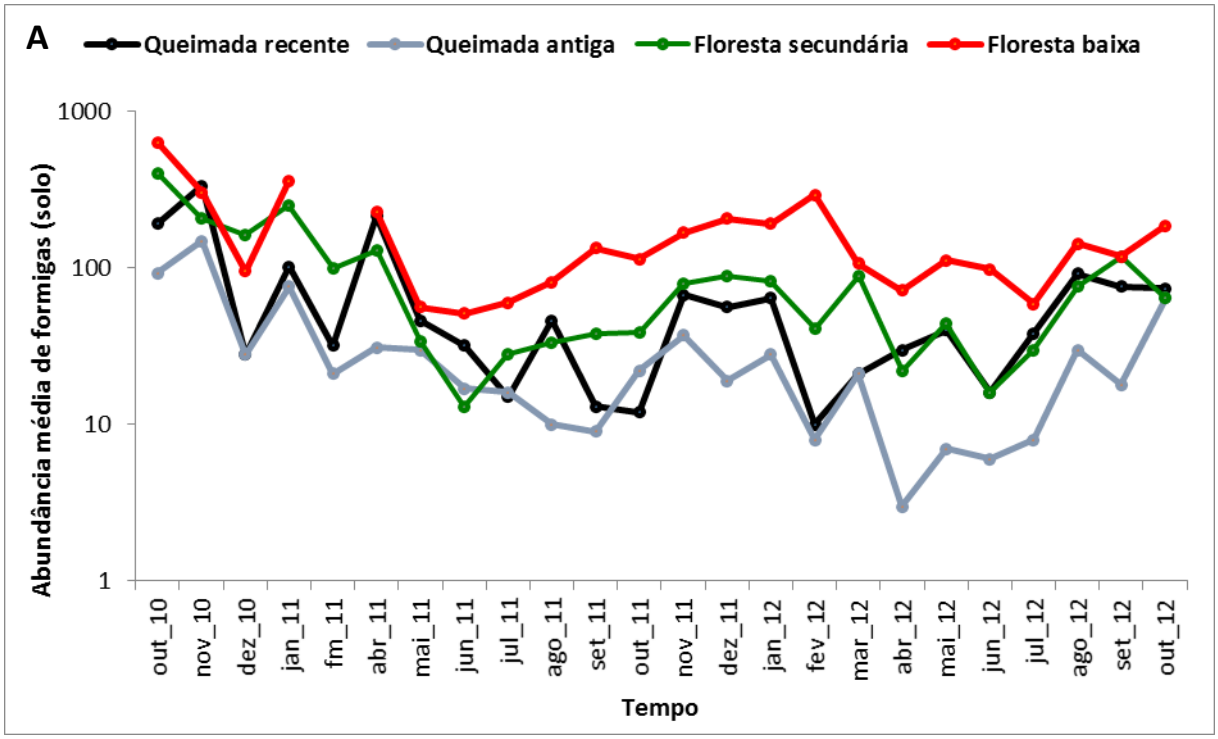
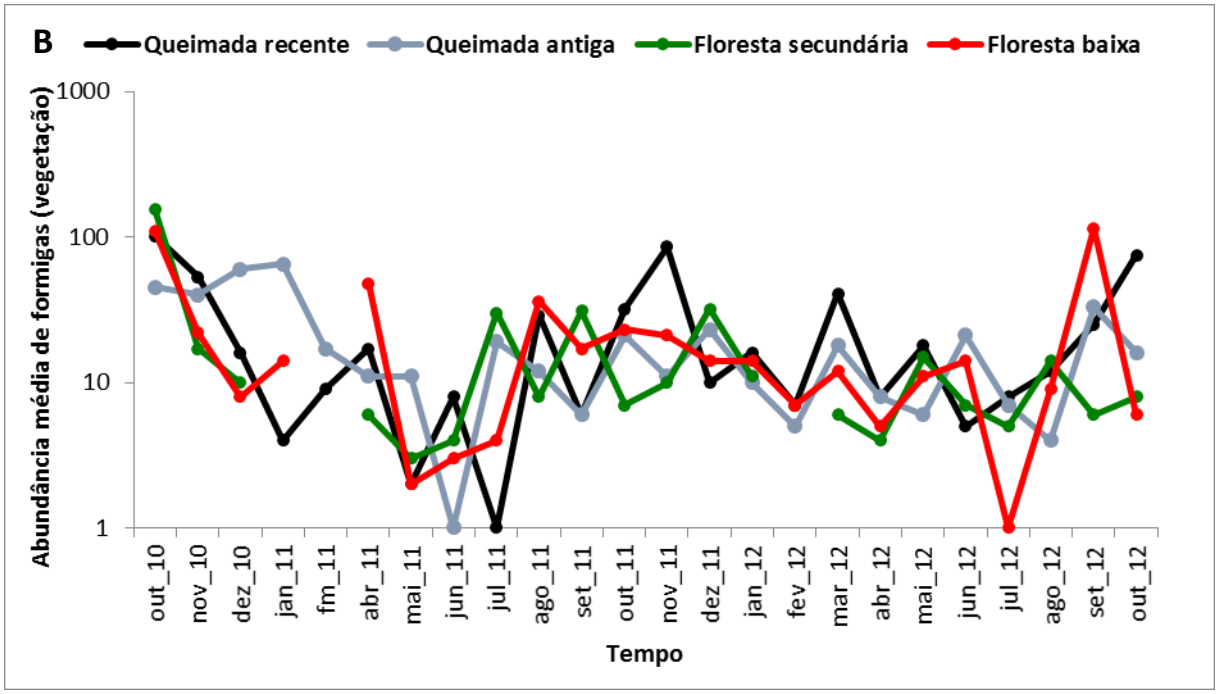
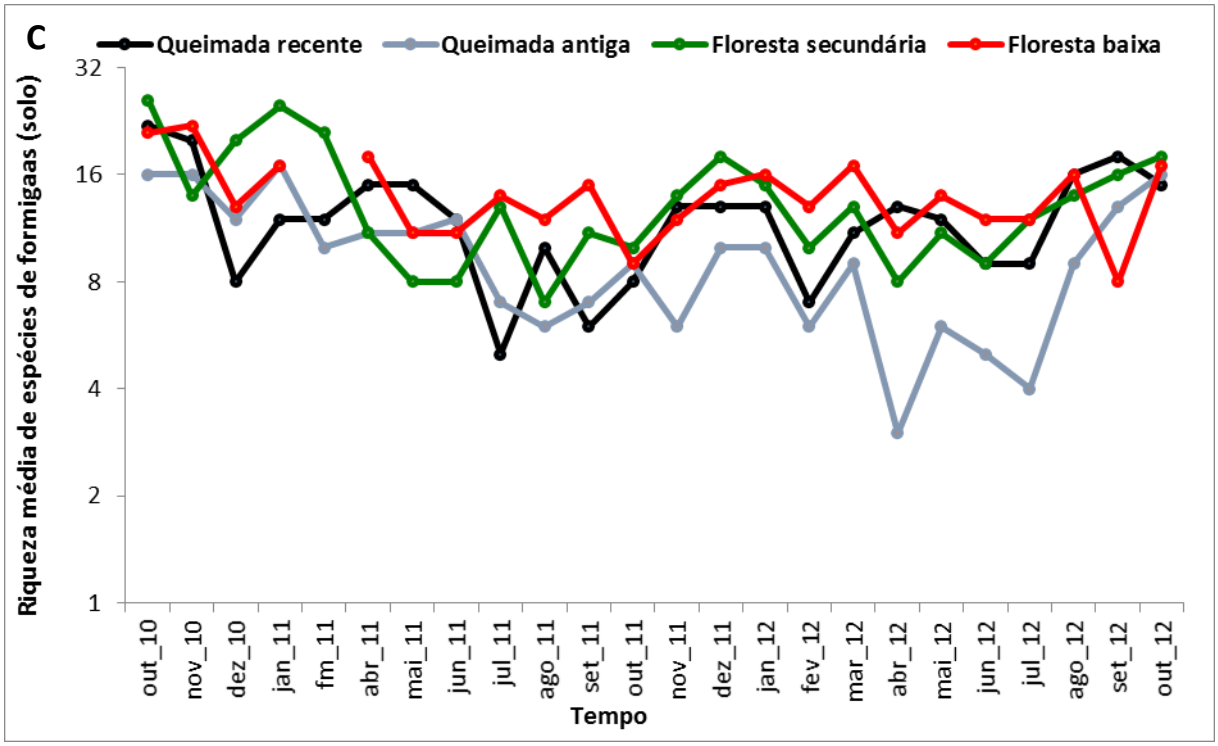


Fig. 6. Em (A) abundância média de formigas nas áreas monitoradas, no solo (barra escura) e na vegetação (barra clara). E em (B) riqueza média de formigas nas áreas monitoradas, no solo (barra escura) e na vegetação (barra clara).


A
Queimada recente
Queimada antiga
Floresta secundária
Floresta baixa
Abundância média de formigas (solo)
1000
100
10
1
out_10
nov_10
dez_10
jan_11
fm_11
abr_11
mai_11
jun_11
jul_11
ago_11
set_11
out_11
nov_11
dez_11
jan_12
fev_12
mar_12
abr_12
mai_12
jun_12
jul_12
ago_12
set_12
out_12
Tempo


B
Queimada recente
Queimada antiga
Floresta secundária
Floresta baixa
Abundância média de formigas (vegetação)
1000
100
10
1
out_10
nov_10
dez_10
jan_11
fm_11
abr_11
mai_11
jun_11
jul_11
ago_11
set_11
out_11
nov_11
dez_11
jan_12
fev_12
mar_12
abr_12
mai_12
jun_12
jul_12
ago_12
set_12
out_12
Tempo



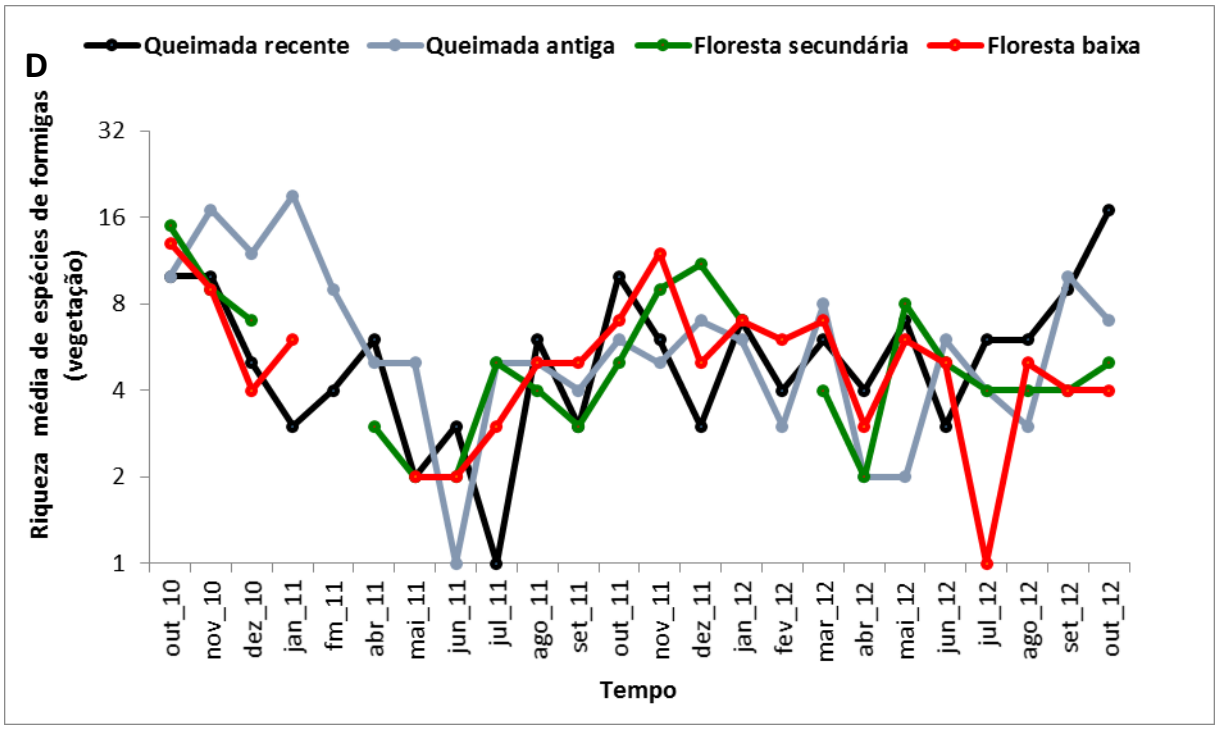


Fig. 7. (A) Diferença entre as áreas quanto à abundância de formigas no solo (variável dependente) através da ANOVA**. (B) Ausência de diferença entre as áreas quanto à abundância de formigas na vegetação através da ANOVA*. (C) Diferença entre as áreas quanto à riqueza de formigas no solo (variável dependente) através da ANOVA**. (D)

Ausência de diferença entre as áreas quanto à riqueza de formigas na vegetação através da ANOVA*.

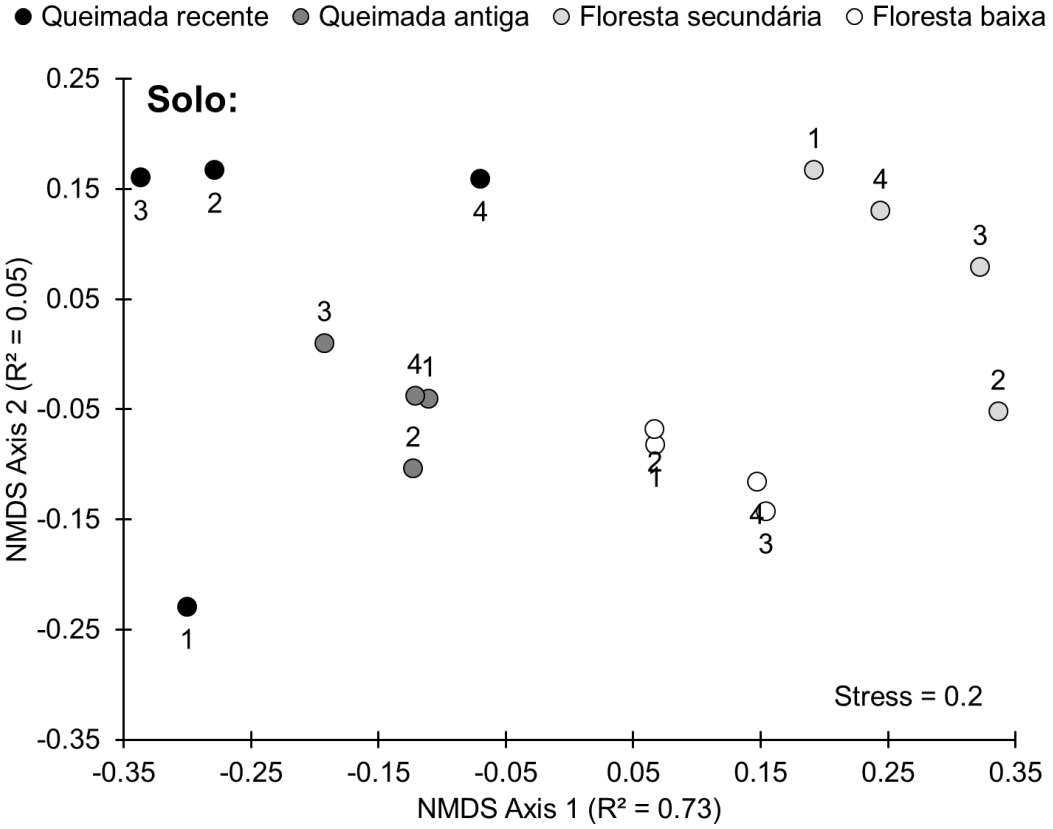
** Ambos os resultados dos fatores ‘área’ e ‘tempo’ da ANOVA foram significativos.

*Apenas o resultado do fator ‘tempo’ da ANOVA foi significativo.

Do total de 87 espécies amostradas, 25 (29%) foram comuns entre as áreas estudadas. A área ‘*queimada recente’* e a *‘floresta secundária’* apresentaram o maior número de espécies exclusivas, oito espécies (9%), quando comparado com a área *‘queimada antiga’*, duas espécies (2.5%), e com a *‘floresta baixa’*, três espécies (3.5%). Na área *‘queimada recente’* as espécies excluisivas foram *Pheidole* sp4, *Mycetarotes paralellus*, *Camponotus* sp8, *Ectatomma bruneum*, *Gnamptogenys reichenspergi*, *Crematogaster* pr. *stolli*, *Dorymyrmex* pr. *spurius* e *Trachymyrmex* sp1. Já na *‘floresta secundária’ Pheidole* sp7, *Camponotus cingulatus*, *Heteroponera flava*, *Hypoponera* sp3, *Hypoponera* sp6, *Strumigenys* sp2, *S. denticulata* e *Procryptocerus* sp1 foram exclusivas.

As quatro áreas apresentaram diferenças nas porcentagens de espécies comuns entre os dois estratos (solo e vegetação): *‘queimada recente’* = 45%; *‘queimada antiga’* = 56%; *‘floresta baixa’* = 41% e *‘floresta secundária’* = 39%. A composição nas áreas foi diferente porém dependendo do tempo, tanto no solo (NPMANOVA area*tempo: $F_{1, 9} = 1.91$, $p < 0.01$) quanto na vegetação (NPMANOVA area*tempo: $F_{1, 9} = 1.41$, $p < 0.01$). Na análise de NMDS para as quatro áreas durante o tempo (aqui dividido em quatro semestres), podemos observar que a composição de espécies das áreas queimadas (*‘queimada recente’* e *‘queimada antiga’*) se distingue das áreas florestais (*‘floresta baixa’* e *‘floresta secundária’*), tanto no solo como na vegetação (Figura 8).

Além de apresentar o maior número de espécies exclusivas, na área *'queimada recente'* foram observadas mudanças temporais na composição de espécies (Seriation: Monte Carlo, Z = 1.99, p = 0.04), que ocorreram no solo (Z = 1.92, p = 0.01). Na área '*queimada recente'*, se comparada a composição de espécies da primeira campanha de coleta com a última campanha, mais da metade (oito espécies) das espécies foram diferentes, com destaque para *Dorymyrmex pr. spurius* (espécie exclusiva desta área). A área *'queimada antiga'* também apresentou o mesmo padrão de mudanças temporais na composição de espécies (Seriation: Monte Carlo, Z = 2.32, p = 0.02), devido a trocas de espécies no solo ao longo do tempo (Z = 2.55, p = 0.01). Na área *'queimada antiga'*, metade (nove) das espécies amostradas na última campanha de coleta foram diferentes das amostradas na primeira campanha, padrão similar a área *'queimada recente'*. Já nas áreas *'floresta baixa'* e *'floresta secundária',* de uma maneira geral (tanto no solo quanto na vegetação), não ocorreram mudanças na composição de espécies (Seriation: Monte Carlo, Z = 0.49, p = 0.62; Monte Carlo, Z = 0.23, p = 0.82, repectivamente) (Figura 9).


Queimada recente
Queimada antiga
Floresta secundária
Floresta baixa
Solo:
NMDS Axis 2 (R² = 0.05)
NMDS Axis 1 (R² = 0.73)
Stress = 0.2
0.25
0.15
0.05
-0.05
-0.15
-0.25
-0.35
-0.35
-0.25
-0.15
-0.05
0.05
0.15
0.25
0.35

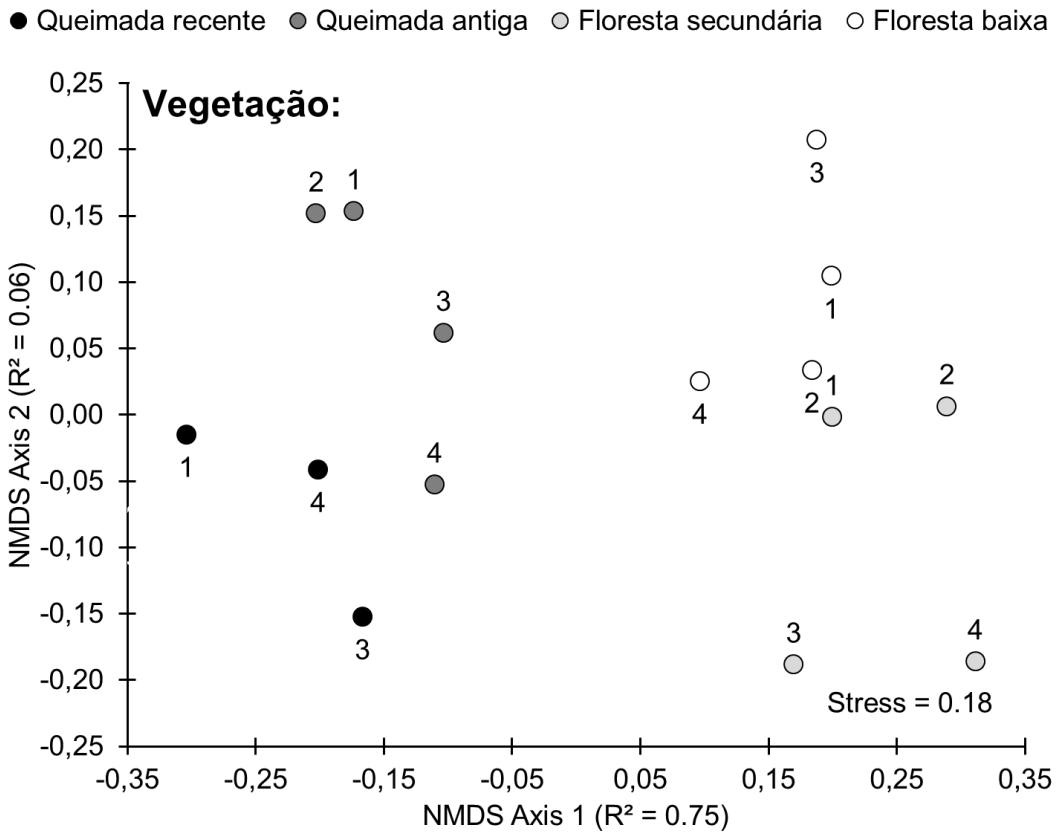
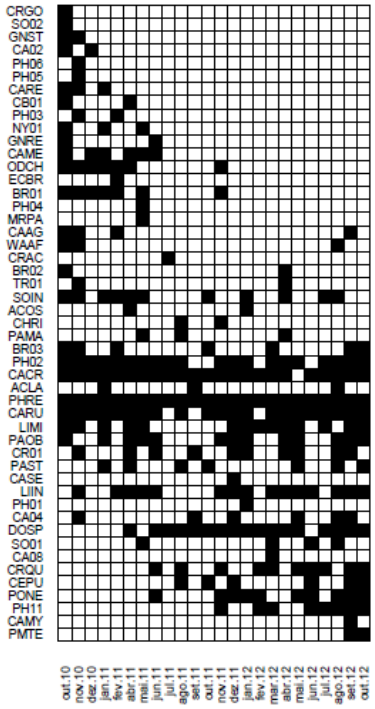

Queimada recente
Queimada antiga
Floresta secundária
Floresta baixa
Vegetação:
NMDS Axis 2 (R² = 0.06)
NMDS Axis 1 (R² = 0.75)
Stress = 0.18
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
-0,05
-0,10
-0,15
-0,20
-0,25
-0,35
-0,25
-0,15
-0,05
0,05
0,15
0,25
0,35

Fig. 8. Análise Multivariada de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando índice de dissimilaridade Bray- Curtis, plontando as quatro áreas durante o tempo (quatro semestres). No gráfico superior, representação gráfica da composição das quatro áreas ao longo do tempo (semestres) no solo (s = 0.2). No gráfico inferior, representação gráfica da composição das quatro áreas ao longo do tempo (4 semestres) na vegetação (s = 0.18).

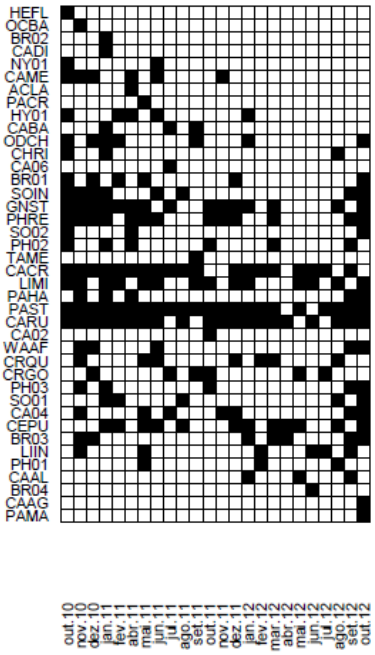
A

Solo

Queimada recente



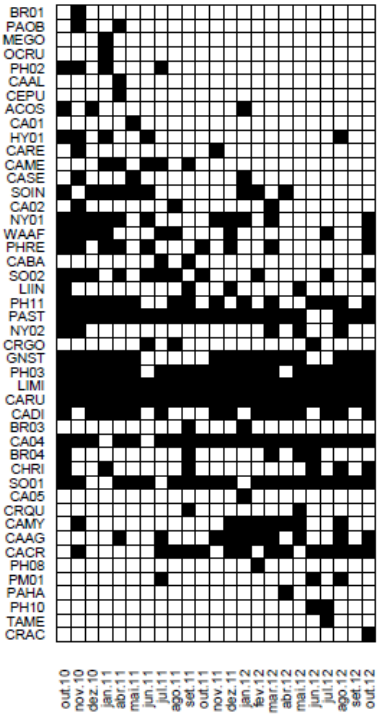
Queimada antiga



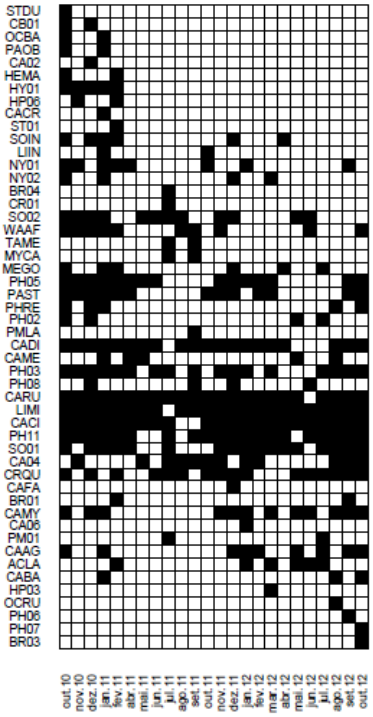
B

Solo

Floresta baixa



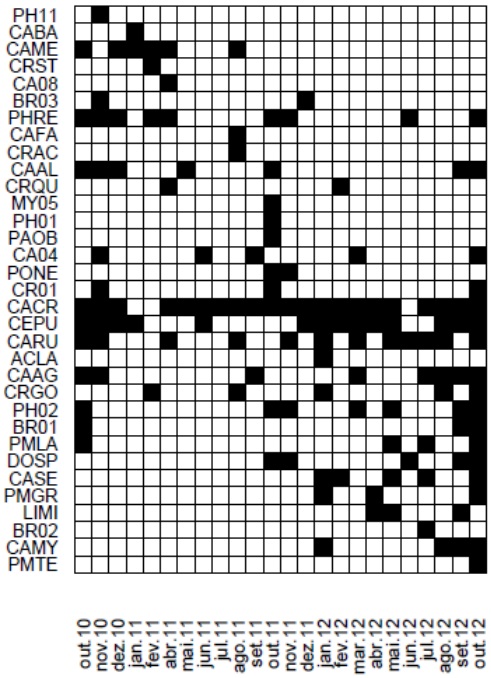
Floresta secundária



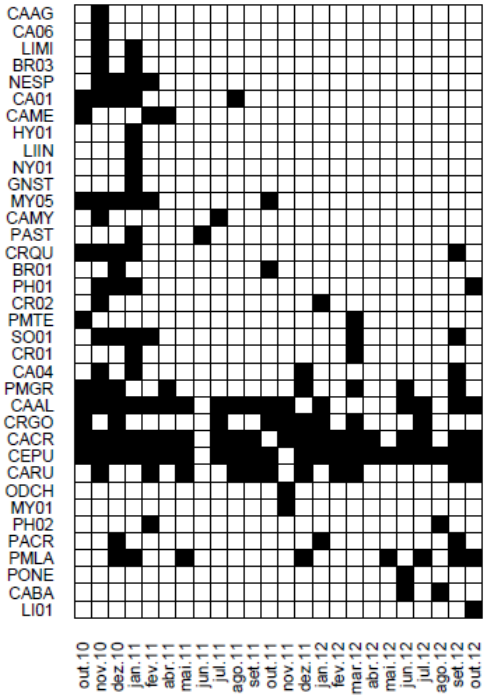
C

Vegetação

Queimada recente



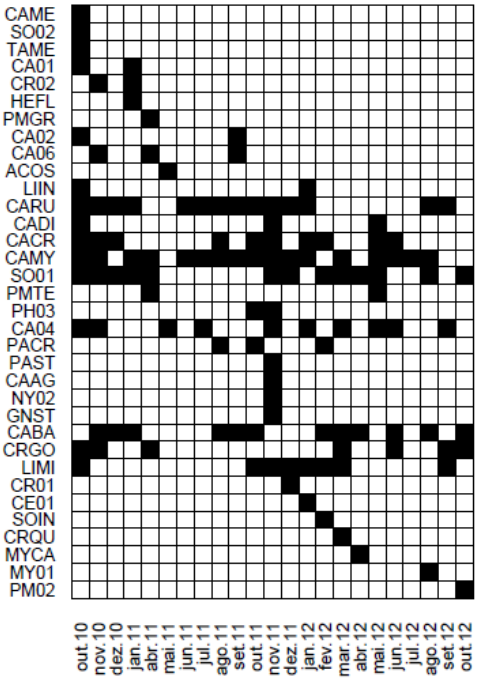
Queimada antiga



D

Vegetação

Floresta baixa



Floresta secundária

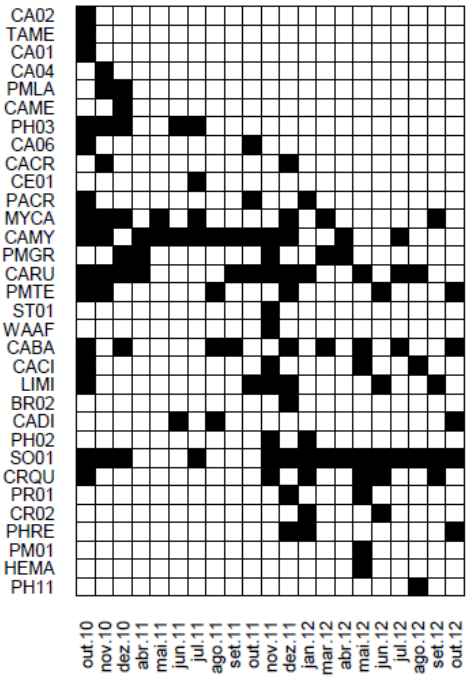


Fig. 9. Em (A) e (B), mudanças temporais na fauna de espécies de formigas no solo nas quatro áreas monitoradas através do modelo Seriation. Apenas as áreas *'queimada recente'* e *'queimada antiga'* (A) apresentaram trocas de espécies ao longo do tempo. As áreas *'floresta baixa'* e *'floresta secundária'* (B) não apresentaram trocas de espécies. Em (C) e (D), mudanças temporais na fauna de espécies de formigas na vegetação nas quatro áreas monitoradas através do modelo Seriation. Nenhuma das áreas apresentou trocas de espécies ao longo do tempo.

Discussão

O presente estudo mostrou alterações na abundância, riqueza e composição de espécies de formigas ao longo do tempo em quatro distintas comunidades num ecossistema Tropical Montano. Entretanto, refutamos nossa hipótese de que a fauna de formigas de solo recupera-se mais rápido do que a fauna arbórea aos impactos consequentes do fogo e sucessão natural. Além disso, não foram encontradas relações entre a pluviosidade e a riqueza e abundância de espécies. Nós mostramos que a sucessão ocorreu de fato nas áreas perturbadas pelo fogo, mas refutamos nossa hipótese de sucessão direcional, visto que esses dois grupos de áreas (pertubadas e não pertubadas pelo fogo) continuaram diferentes.

Foram coletadas mais espécies exclusivas na vegetação (26.6%) se comparado com os dados de Frizzo et al. (2012), que em estudo similar, encontraram apenas 17.3% de espécie exclusivas na vegetação. Refutamos nossa hipótese de que a fauna de vegetação é a mais afetada e consequentemente demoraria mais tempo para se recuperar se comparada com a fauna de solo. A recolonização rápida da vegetação queimada pode ser devida à polidomia de formigas arbóreas (colônias compostas de sub-ninhos interconectados) e as altas taxas de fundação de novas colônias (ver Fagundes et al., 2015, *em prep*.; Morais & Benson, 1988). Apesar disso, a fauna arborícola é simplificada e se confunde com a assembléia de solo

(Andersen, 1991; York et al., 2000). Para isso, basta observar que as áreas *'queimada recente'* e *'queimada antiga'* apresentaram maior número de espécies comuns entre esses dois estratos (45% e 56%, respectivamente) quando comparadas com *'floresta baixa'* e *'floresta secundária'* (41% e 39%, respectivamente). Portanto, pode ser possível que nas áreas com histórico de fogo, as formigas de solo forrageiem com maior frequência na vegetação devido a alta produção de secreções por nectários extraflorais (Alves Silva & Del Claro, 2013). Um aumento no número de nectários extraflorais e maiores concentrações de açúcar nesses nectários em ambientes queimados (Alves Silva & Del Claro, 2013), podem ser um atrativo e importante recurso alimentar na vegetação.

A formiga arbórea dominante, *Camponotus rufipes* (Espírito Santo et al., 2012), foi a espécie mais comum do estudo e que apresentou maior diferença entre áreas queimadas e não queimadas. Essa espécie forrageia tanto na vegetação quanto no solo, mas seus ninhos de solo (semiesféricos, com folhas secas e agrupadas) (ver Schilman, 2011) são muito susceptíveis a queimadas. A baixa abundância de formigas dominantes favorece as espécies submissas que não são perdidas pelo fogo (Barbosa et al., 2015), como *Cephalotes pusillus*. Como essas duas espécies compartilham itens alimentares comuns, tais como soluções açucaradas de animais e plantas (Davidson et al., 2004), a dinâmica competitiva favorece espécies submissas na ausência das dominantes. Alves-Silva & Del-Claro (2013), mostraram que néctar extrafloral é mais abundantes em áreas queimadas, e esses nutrientes são importantes para a recuperação da fauna de formigas de vegetação após queimadas (Fagundes et al., 2015, *em prep.*). Outros trabalhos também têm mostrado que a redução da estrutura vegetativa aumenta a diversidade de formigas pela redução da atividade de espécies dominantes (Andersen & Yen, 1985; Andersen, 1991). No solo, a espécie *Dorymymrmex* pr. *spurius* pode ter sido favorecida pela ausência da dominante *C. rufipes*. Em outras regiões, espécies de *Dorymyrmex* são geralmente subordinadas em relações agressivas com outras formigas (Andersen, 1997;

Bestelmeyer, 1997), portanto podem ter encontrado nos efeitos pós fogo, uma janela de oportunidade e se tornado muito comum, como observamos.

As espécies de formigas que nidificam no solo são normalmente protegidas dos efeitos diretos do fogo, assim mudanças nessa assembleia são comumente resultantes das mudanças na estrutura da vegetação e viabilidade de recursos (Farji-Brener et al., 2002; Arnan et al., 2006; Barrow et al., 2007; Vasconcelos et al., 2009). A fauna de solo em áreas queimadas mudou no tempo de forma semelhante a das áreas controle. Como esperado, a fauna de solo foi mais abundante nas áreas controle. Surpreendentemente, a *'floresta baixa'*, que apresenta uma vegetação menos esturuturada e com dossel descontínuo se comparada com *'floresta secundária'*, apresentou a maior abundância média no solo. A incidência de luz no solo pode ser um fator chave. Dáttilo & Dyer (2014) observaram que a maior incidência de luz, num dossel mais aberto, pode aumentar a diversidade de interações formiga–planta. Concomitantemente, pode ocorrer um aumento na abundância de formigas porque o crescimento populacional de formigas está ligado ao maior consumo de néctar (Byk & Del-Claro, 2011).

Apesar do aumento no forraegamento no solo na área *'queimada recente'* e consequente troca (*turnover)* de espécies ao longo do tempo, a área *'queimada antiga'* também apresentou troca de espécies. Evidente que na área *'queimada recente'* e *'queimada antiga'* existem duas assembléias de formigas em estágios sucessionais distintos, portanto composição de espécies diferente. Ambas as assembléias mudaram metade da composição de espécies inicial, quando comparadas dois anos depois, evidenciando a sucessão. Nas Savanas Africanas, Parr et al. (2004), encontraram pequena diferença na composição de espécies entre áreas sob diferentes regimes de fogo, e mostraram após 50 anos que a pirodiversidade não teve nenhum efeito nas formigas e somente resultou na diferenciação entre áreas queimadas e não queimadas. Neste estudo, essa diferenciação foi clara, principalmente na composição de

espécies. Maravalhas & Vasconcelos (2014), no Cerrado Brasileiro, também mostraram que a composição de espécies de formigas é altamente sensível a variações no regime de fogo. Isso pode levar ao surgimento de um novo ecossistema (‘novel ecosystems’), um ecossistema composto completamente ou em partes por uma comunidade diferente (Hobbs et al., 2006; Majer et al., 2013)

Até o momento, este é o primeiro trabalho de monitoramento contínuo da fauna de formigas sob diferentes regimes de fogo, sendo que maioria dos estudos fazem comparações em períodos esporádicos (Parr et al., 2004; Frizzo et al., 2012; Maravalhas & Vasconcelos, 2014). Esse monitoramento também permite acompanhar de maneira mais precisa as consequências direta e indiretas do fogo ao longo do tempo. Os resultados aqui encontrados sugerem que a assembléia de formigas arbórea em ecossistemas Montanos é menos resistente ao distúrbio do fogo do que a assembléia do solo, e são altamente resiliente mostrando rápida recuperação, como encontrado por Frizzo et al. (2012) no Cerrado brasileiro. Apesar de vários estudos, especialmente nas savanas da África e Austrália, indicarem que o fogo não tem ou possui efeitos limitados na estrutura da assembléia de formigas (Parr et al., 2004; Andersen et al., 2014) aqui, nós indiretamente corroboramos a hipótese da ‘pirodiversidade gera biodiversidade’. Isso foi possível, através dos resultados que mostram diferenças marcantes na composição das assembleias arbórea e de solo entre as áreas queimadas e áreas não queimadas como encontrado por Maravalhas & Vasconcelos (2014). Este trabalho mostra que diferentes áreas impactadas por fogo ou não, podem apresentar mudanças pontuais na riqueza e abundância de espécies, porém mudanças importantes na composição de espécies. Reforçamos a idéia de que entender as consequências do fogo, principalmente em ambientes Tropicais Montanos, e que esse distúrbio desde que estrategicamente manejado pode fazer parte de políticas de conservação destes ambientes.

Referências bibliográficas

Alves-Silva, E. & Del-Claro, K. (2013). Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant–plant–herbivore interactions. Naturwissenschaften, 100: 525–532.

Andersen, A.N. (1991). Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. Biotropica, 23: 575-85.

Andersen, A.N. (1997). Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparation with Australia. Journal of Biogeography, 24: 433-460.

Andersen, A.N. & Muller, W.J. (2000). Arthropod responses to experimental fire regimes in a Australia tropical savanah: ordinal-level analysis. Austral Ecology, 25: 199-209.

Andersen, A.N., Ribbons, R.R., Petti, M. & Parr, C.L. (2014). Burning for biodiversity: highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australias's seasonal tropics. Journal of Applied Ecology, 51: 1406-1413.

Andersen, A.N. & Yen, A.L. (1985). Immediate effects of fire on ants in the semi-arid mallee region of northwestern Victoria. Australian Journal of Ecology 10: 25-30.

Araújo, R.A., Araújo, M.S., Gonring, A.H.R. & Guedes, R.N.C. (2005). Impacto da queima controlada da palhada de cana-de-açúcar sobre a comunidade de insetos locais. Neotropical Entomology, 34: 649-658.

Arnan, X., Rodrigo, A. & Retana, J. (2006). Post-fire recovery of Mediterranean ground ant community follows vegetation and dryness gradient. Journal of Biogeography, 33: 1246-1248.

Barbosa, B.C., Fagundes, R., Silva, L.F., Tofoli, J.F.V., Santos, A.M., Imai, B.Y.P., Gomes, G.G., Hermidoff, M.M. & Ribeiro, S.P. (2015). Evidences that human disturbance simplify the ant fauna associated a *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae)

compromising the benefits of ant-plant mutualism. Brazilian Journal of Biology, DOI 10.1590/1519-6984.07213.

Barlow, L., Parr, C.L. & Kohen, J.L. (2007). Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. Journal of Arid Environments, 69: 80-95.

Bestelmeyer, B.T. (1997). Stress tolerance in some Chacoan dolichoderine ants, implications for community organization and distribution. Journal of Arid Environments, 35: 297–310.

Brower, J.C. & Kile, K.M. (1988). Sedation of an original data matrix as applied to paleoecology. Lethaia, 21: 79-93.

Brühl, C.A., Gunsalam, G. & Linsenmair, K.E. (1998). Stratification of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. Journal of Tropical Ecology, 14:285-297.

Byk, J. & Del-Claro, K. (2011). Ant-plant interaction in the Neotropical Savanna: direct beneficial effects of extrafloral nectar on ant colony fitness. Population Ecology, 53: 327-332.

Camp, A.E., Hessburg, P.F. & Everett, R.L. (1996). Dynamically incorporing late-sucessional forest in sustainable landscapes. In: C.C. Hardy, S.F. Arno, (Eds.), The use of fire in forest restoration (pp.20-23). Ogden, U.S: Department of Agriculture, Forest Service.

Campos, R.I., Soares, J.P., Martins, R.P. & Ribeiro, S.P. (2006). Effect of habitat structure on ant assemblages associated to two pioneer tree species. Sociobiology, 47: 721-737.

Campos, R.B.F., Schoereder, J.H. & Speber, C.F. (2007). Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. Basic Applied Ecology, 8: 36-43.

Clark, D.A. (1990). The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forest. In: K.S. Bawa, M. Hedley (Eds.), Reproductive ecology of tropical forest plants (pp: 291-315). Paris: Pathernon Publishing Group, UNESCO.

Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. (1999). Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. Biotropica, 31: 2-16.

Connell, J.H. & Lowman, M.D. (1989). Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. The American Naturalist, 134: 88-119.

Connell, J.H. & Slayter, R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. American Naturalist, 111: 1119-44.

Costa, C.B., Ribeiro, S.P. & Castro, P.T.A. (2010). Ants as bioindicators of natural sucession in savana and riparian vegetation impacted by dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. Restoration Ecology, 18: 148-157.

Crawley, M.L. (1997). The structure of plant communities. In: M.L. Crawley (Eds.), Plant Ecology (pp: 475-531). Blackweel Scientific Publications.

Davidson, D.W., Cook, S.C. & Snelling, R.R. (2004). Liquid-feeding performances of ants (Formicidae): ecological and evolutionary implications. Oecologia, 139: 255-266.

Davies, A.B., Eggleton, P., van Rensburg, B.J. & Parr, C.L. (2012). The pyrodiversity-biodiversity hypothesis: a test with savanna termite assemblages. Journal of Applied Ecology, 49: 422-430.

Dáttilo, W. & Dyer, L. (2014). Canopy Openness Enhances Diversity of Ant–Plant Interactions in the Brazilian Amazon Rain Forest. Biotropica, 46: 712-719.

Espírito Santo, N.B., Ribeiro, S.P. & Lopes, J.F.S. (2012). Evidence of Competition Between Two Canopy Ant Species: Is Aggressive Behavior Innate or Shaped by a Competitive Enviroment? *Pysche*, 1-8.

Fagundes, R., Anjos, D.V., Carvalho, R.L. & Del-Claro, K. (2015). Availability of food and nesting-sites as regulatory mechanisms for the recovery of ant diversity after fire disturbance. Sociobiology.

Farji-Brener, A.G., Corley, J.C. & Bettinelli, J. (2002). The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: importance of habitat structure and regional context. Diversity and Distribution, 8: 235-243.

Fowler, H.G, Delabie, J.H.C., Brandão, C.R.F., Forte, L.C. & Vasconcelos, H.L. (1991). Ecologia nutricional de formigas. In: A.R. Panizzi, & J.R.P. Parra (Eds.), Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas (pp: 131-209). Rio de Janeiro, Manole/CNPQ.

Frizzo T.L.M., Bonizário C., Borges M.P. & Vasconcelos H.L.(2011). Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. Oecologia Australis**,** 15: 365-379.

Frizzo, T.L.M, Campos, R.I. & Vasconcelos, H.L. (2012). Contrasting effects of fire on arboreal and ground-dwelling ant communities of a Neotropical savanna. Biotropica, 44: 254-261.

Fujaco, M.A.G., Leite, M.G.P. & Messias, M.C.T. (2010). Análise multitemporal das mudanças no uso e ocupação do Parque Estadual do Itacolomi (MG) através de técnicas de geoprocessamento. Revista Escola de Minas, 63: 695-701.

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Barlow, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M.,

Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R. & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. Global Ecology and Biogeographic, 15: 1-7.

Hölldobler, B. & Wilson, E.O. (1990). The ants. Springer Verlag, Berlin

Hoffmann, W.A. (1996). The effects of the fire and cover on seedling establishment in neotropical savanna. Journal of Ecology, 84: 383-393.

Hoffmann, W.A. (2000). Post-establishment seedling sucesss in the Brazilian Cerrado: A comparation of savanna and forest species. Biotropica, 32: 62-69.

Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plaants. In: P.S. Oliveira, R.J. Marquis (Eds.). The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna (pp: 159-177). New York: Columbia University Press.

Kageyama, P.Y. & Castro, C. (1989). Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies nativas. IPEF, 42: 83-93.

Kaspari, M. & Majer, J.D. (2000). Using Ants to Monitor Environmental Change, p. 89-98.

Kaspari, M. & Weiser, M.D. (2000). Ants activity along moinsture gradients in a Neotropical forest. Biotropica, 32: 703-711.

Kauffman, J.B, Cummings, D.L. & Ward, D.E. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrients dynamics along a vegetation gradient in the brazilian cerrado. Journal of Ecology, 82: 519-539.

Lourenço, G.M., Campos, R.B.F. & Ribeiro, S.P. (2015) Spatial distribution of insect guilds in a tropical montane rainforest: effects of canopy structure and numerically dominant ants. Arthropod-plant Interaction, DOI: 10.1007/s11829-015-9359-y

Majer, J.D. (1997). Invertebrates assist the restoration process: an Australian perspective, p. 212-237. In: K.M. Urbanska, N.R. Webb, P.J. Edwards (Eds.), Restoration Ecology and sustainable development. Cambridge: Cambridge University Press.

Majer, J.D., Heterick, B., Gohr, T., Hughes E., Mounsher, L. & Grigg, A. (2013). Is thirty-seven years sufficient for full return of ant biota following restoration? Ecological Processes, 2: 1-12.

Maravalhas, J. & Vasconcelos, H.L. (2014). Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: long term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. Journal of Applied Ecology, 1-8.

Martin, R.E. & Sapsis, D.B. (1992). Fire as agent of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity. Proceedings of the symposium on biodiversity of northwestern California, 29: 150-157.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. (2005). Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. Acta Botanica Brasilica, 19: 493-500.

Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. (2002). The fire factor. In: P.S. Oliveira, R.J. Marquis (Eds.), The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna (pp. 159-177). New York: Columbia University Press.

Morais, H.C. & Benson, W.W. (1988). Recolonizarão de vegetação de Cerrado após queimada por formigas arborícolas. Revista Brasileira de Biologia, 48: 459-466

Nardoto, G.B., Bustamante, M.M.C., Pinto, A.S. & Klink, C.A. (2006). Nutrient use efficiency at the ecosytem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. Journal of Tropical Ecology, 22: 191-201.

Odowd, D.J. & Gill, A.M. (1984). Predator satiation and site alteration following fire – mass reproduction of Alpine Ash (Eucalyptus-delegatensis) in Southeastern Australia. Ecology, 65: 1052-1066.

Oldeman, R.A.A. (1983). Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In: R.A.A. Oldeman (Eds.), Tropical rain forest: ecology and management (pp: 131-150). Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Parr, C.L. & Andersen, A.N. (2006). Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. Conservation Biology, 20: 1610-1619.

Parr, C.L., Robertson, H.G., Biggs, H.C. & Chown, S.L. (2004). Response of African savanna ants to long-term fire regimes. Journal Applied of Ecology, 41: 630-642.

Pedralli, G., Teixeira, M.C.B., Freitas, V.L.O., Meyer, S.T. & Nunes, Y.R.F. (2000). Florística e fitossociologia da Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. Ciências e Agrotecnologia, 24: 103-136.

Pedreira, G. & Sousa, H.C. (2009). Composição florística e estrutura fitossociológica do componente arbóreo de uma mancha florestal permanentemente alagada e de sua vegetação adjacente no Parque Estadual do Itacolomi, Ouro Preto-MG, Brasil. Ciência Florestal, 21: 665-677.

Peterson, G., Allen, C.R. & Holling, C.S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems, 1: 6-18.

Philpott, S.M., Perfecto, I., Armbrecht, I. & Parr, C.L. (2010). Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: L. Lach, C.L. Parr, K.L. Abbott (Eds.), Ant Ecology (pp: 137-156) New York: Oxford University Press.

Powell, S., Costa, A.N., Lopes, C.T. & Vasconcellos, H.L. (2011). Canopy connectivity and the availability of diverse nesting resources affect species coexistence in arboreal ants. Journal of Animal Ecology, 80: 352-360.

Prada, M., Marini-Filho, O.J. & Price, P.W. (1995). Insects in flower heads nos *Aspilia foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: Evidence for the plant vigor hypothesis. Biotropica, 27: 513-518.

Ratchford, J.S., Wittman, S.E., Julies, E.S., Ellison, A.M., Gotelli, N.J. & Sanders, N.J. (2005). The effects of fire, local environment and time on ant assemblages in fens and forests. Diversity and Distributions, 11: 487-497.

Ribas, C.R., Shoereder, J.H., Mireille, P. & Soares, S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. Austral Ecology, 28: 305-314.

Schilman, P. E. (2011). Trail- Laying Behaviour as a Fuction of Resource Quality in Ant *Camponotus rufipes*. Pysche, 1-5.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. (1999). A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima. Revista Brasileira de Biologia, 59: 239-250.

Tracy, C.R & George, T.L (1992). On the determinants of the extinction. American Naturalist, 139: 102-122.

Uhl, C., Clark, K., Clark, H. & Murphy, P. (1981). Early plant sucession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian Basin. Journal of Ecology, 69: 631-649.

Vasconcelos, H.L., Leite, M.F., Vilhena, J.M.S., Lima, A.P. & Magnusson, W.E. (2008). Ant diversity in a Amazonia Savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. Austral Ecology, 33: 221-231.

Vasconcelos, H.L., Pacheco, R., Silva, R.C., Vasconcelos, P.B., Lopes, C.T., Costa, N.A. & Bruna, E.M. (2009). Dynamics of the Leafer Litter Arthropod Fauna Following fire in a Neotropical Woodland Savanna. Plos one, 4: 1-9.

Wild A. L. (2007). A catalogue of the ants of Paraguay (Hymenoptera: Formicidae). Zootaxa, 1-55.

Yanoviak, S.P. & Kaspari, M. (2002). Communitie structure and the habitat templets: ants in the tropical forest canopy and litter. Oikos, 89: 259-266.

York A. (2000). Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal Blackbutt Forest of southeastern Australia. Austral Ecology 25, 83-98.

ANEXOS

Tabela 1. Valores da RLS para abundância e riqueza de formigas em função da pluviosidade média, nas quatro áreas de estudo no Parque Estadual do Itacolomi, MG.

Abundância (solo)			
Fator	R^2	Gl	p
Queimada recente	0.14	22	0.06
Queimada antiga	0.20	22	0.02**
Floresta baixa	0.03	22	0.35
Floresta secundária	0.12	22	0.09
Riqueza (solo)			
Queimada recente	0.024	22	0.46
Queimada antiga	0.16	22	0.04*
Floresta baixa	0.003	22	0.77
Floresta secundária	0.19	22	0.03**
Abundância (vegetação)			
Queimada recente	0.10	22	0.12
Queimada antiga	0.13	22	0.07
Floresta baixa	<0.01	22	0.67
Floresta secundária	0.01	22	0.58
Riqueza (vegetação)			
Queimada recente	0.08	22	0.17

Queimada antiga	0.21	22	0.02**
Floresta baixa	<0.01	22	0.74
Floresta secundária	<0.01	22	0.95

*Resultado parcialmente significativo, porém o modelo apresenta baixa capacidade explicativa (valor de R^2).

**Resultado significativo, porém o modelo apresenta baixa capacidade explicativa (valor de R^2).

Tabela 2. Abundância total (solo e vegetação) de formigas nas quatro áreas monitoradas no Parque Estadual do Itacolomi, MG.

NOME/Sigla	Q. recente	Q. antiga	Floresta baixa	Floresta secundária
Subfamília Dolichoderinae				
Dorymyrmex pr. *spurius* (DOSP)	54	-	-	-
Linepithema iniqunn (LIIN)	39	11	10	14
Linepithema micans (LIMI)	43	68	556	254
Linepithema sp1 (LI1)	-	1	-	-
Tapinoma melanocephalum (TAME)	-	2	6	5
Subfamília Dorylinae				
Eciton bruchellii (ECBR)	18	-	-	-
Labidus praedator (LAPR)	196	398	389	412
Neivamyrmex pseudops (NEPS)	14	13	-	-
Subfamília Ectatomminae				
Ectatomma bruneum (ECBR)	1	-	-	-
Gnamptogenys reichenpergeri (GNRE)	2	-	-	-
Gnamptogenys striatula (GNST)	4	46	119	-
Subfamília Formicinae				
Brachymyrmex sp1 (BR1)	27	16	1	2
Brachymyrmex sp2 (BR2)	12	1	-	1
Brachymyrmex sp3 (BR3)	31	28	2	1
Brachymyrmex sp4 (BR4)	-	1	5	1

Camponotus ager (CAAG)	16	5	17	16
Camponotus balzani (CABA)	1	7	32	27
Camponotus crassus (CACR)	206	124	64	4
Camponotus cingulatus (CCI)	-	-	-	168
Camponotus diversipalpus (CADI)	0	1	46	54
Camponotus fastigatus (CAF)	1	-	-	1
Camponotus melanoticus (CAME)	71	21	29	21
Camponotus myrmaphaneus (CAMY)	6	2	82	51
Camponotus pr. *alboannulatus* (CAAL)	27	77	2	-
Camponotus pr. *senex* (CASE)	6	-	4	-
Camponotus reengeri (CARE)	4	-	3	-
Camponotus rufipes (CARU)	211	92	1479	566
Camponotus sp1 (CA1)	-	9	6	1
Camponotus sp4 (CA4)	54	18	231	36
Camponotus sp5 (CA5)	10	1	12	3
Camponotus sp6 (CA6)	-	5	4	4
Camponotus sp8 (CA8)	2	-	-	-
Camponotus sp15 (CA15)	-	-	2	-
Myrmelachista catharinae (MYCA)	-	-	1	39
Myrmelachista sp1 (MY1)	-	2	1	-
Myrmelachista sp5 (MY5)	1	16	-	-
Nylanderia sp1 (NY1)	3	3	191	51

Nylanderia sp2 (NY2)	-	-	11	59
Subfamília Heteroponerinae				
Heteroponera flava (HEFL)	-	1	-	-
Heteroponera mayri (HEMA)	-	-	1	3
Subfamília Myrmicinae				
Acromyrmex laticeps (ACLA)	5	1	-	16
Acromyrmex ospersus (ACOS)	10	-	6	-
Carebara sp1 (CB1)	2	-	-	7
Cephalotes pussilus (CEPU)	102	140	1	-
Cephalotes sp1 (CE1)	-	-	1	1
Crematogaster acuta (CRAC)	24	-	1	-
Crematogaster pr. *goelldi* (CRGO)	40	31	113	-
Crematogaster pr. *stolli* (CRST)	3	-	-	-
Crematogaster quadriformis (CRQU)	27	23	4	62
Crematogaster sp1 (CR1)	30	2	2	1
Crematogaster sp2 (CR2)	-	2	2	2
Cyphomyrmex rimosus (CYRI)	8	4	10	-
Hylomyrma sp1 (HY1)	-	6	16	13
Megalomyrmex golldi (MEGO)	-	-	1	11
Mycetarotes paralellus (MYPA)	1	-	-	-
Nesomyrmex spininoidis (NESP)	-	7	-	-

Octostruma balzani (OCBA)	-	1	-	3
Octostruma rugifera (OCRU)	-	-	1	1
Pheidole radoskowskii (PHR)	464	110	28	23
Pheidole sp1 (PH1)	2	15	-	-
Pheidole sp2 (PH2)	345	13	38	48
Pheidole sp3 (PH3)	2	47	287	155
Pheidole sp4 (PH4)	1	-	-	-
Pheidole sp5 (PH5)	8	-	-	118
Pheidole sp6 (PH6)	13	-	-	1
Pheidole sp7 (PH7)	-	-	-	1
Pheidole sp8 (PH8)	-	-	1	6
Pheidole sp9 (PH9)	-	-	-	-
Pheidole sp10 (PH10)	-	-	2	-
Pheidole sp11 (PH11)	-	-	72	278
Pogonomyrmex nagelii (PONE)	20	1	-	-
Procryptocerus sp1 (PR1)	-	-	-	2
Pseudomyrmex gracillis (PSGR)	3	10	1	5
Pseudomyrmex pr. *laevivertex* (PSLA)	4	14	-	3
Pseudomyrmex sp1 (PS1)	-	-	4	3
Pseudomyrmex termitarius (PSTE)	5	6	2	12
Solenopsis invicta (SOIN)	138	65	25	19
Solenopsis sp1 (SO1)	6	22	290	258
Solenopsis sp2 (SO2)	2	4	108	80

Strumigenys denticulata (STDE)	-	-	-	1
Strumigenys sp1 (ST1)	-	-	-	-
Strumigenys sp2 (ST2)	-	-	1	2
Trachymyrmex sp1 (TR1)	4	-	-	-
Wasmannia affinis (WAAF)	8	14	25	44
Subfamília Ponerinae				
Hypoponera sp3 (HY3)	-	-	-	1
Hypoponera sp6 (HY6)	-	-	-	2
Neoponera crenata (PACR)	-	4	3	3
Neoponera marginata (PAMA)	5	11	-	-
Neoponera obscuricornis (PAOB)	33	-	5	2
Odontomachus chelifer (ODCH)	27	9	-	-
Pachycondyla harpax (PAHA)	-	5	2	-
Pachycondyla striata (PAST)	15	95	190	28