

LETÍCIA DE FÁTIMA CAMPOS LOPES

**IDENTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS EM
FLORESTA SECUNDÁRIA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM - PA
2007**

LETÍCIA DE FÁTIMA CAMPOS LOPES

**IDENTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS EM
FLORESTA SECUNDÁRIA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada a Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Pós-graduação em Ciências Florestais, área de concentração Silvicultura Tropical, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Eng. Agr^o Paulo Roberto Silva Farias, Doutor

**BELÉM - PA
2007**

LETÍCIA DE FÁTIMA CAMPOS LOPES

**IDENTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS EM
FLORESTA SECUNDÁRIA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada a Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Pós-graduação em Ciências Florestais, área de concentração Silvicultura, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em _____ agosto de 2007

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Paulo Roberto Silva Farias (UFRA)
Orientador

Pesq. Dr. Walkymário P. Lemos (EMBRAPA)
1º Examinador

Profª. Dra. Telma Fátima Coelho Batista (UFRA)
2º Examinador

Prof. Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama (UFRA)
3º Examinador

Á **DEUS**, pela sua graça.

Ao meu Pai César Lopes - Engenheiro Florestal, pelo exemplo profissional, por sua dedicação as Ciências Florestais, pelo seu amor e seu incentivo.

A minha mãe **Trindade Lopes**, por todo esforço empregado na minha formação e pelo amor dedicado.

A minha tia **Simone Campos** por sua bondade e todo apoio nos meus estudos.

Ao meu noivo **Bruno Tavares**, pelo apoio incondicional e pelo seu amor.

Aos meus irmãos **César Lopes Junior** e **Danilo Lopes**, pelo incentivo e carinho.

Aos meus amigos, pelo estímulo e carinho.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

- Primeiro a **Deus**.
- A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pela oportunidade de cursar este mestrado e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.
- Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, pelo financiamento do projeto.
- A Coordenação do curso de Ciências Florestais por me permitir condições para fazer esta dissertação e cursar as disciplinas.
- Ao Coordenador do curso de Ciências Florestais Dr. Francisco de Assis Oliveira, por seu empenho, amizade e estímulo.
- Ao Dr. Paulo Roberto Silva Farias, por sua orientação no meu trabalho, colaboração na minha formação na pesquisa, amizade e incentivo.
- A Dr^a. Ana Yoshi Harada, pela condução e acompanhamento do trabalho de identificação de formigas.
- Ao Dr. Luiz Carlos Couto pela disponibilidade em ajudar na tradução.
- Ao Dr. Paulo Roberto de Souza Moutinho, do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM, por ter permitido a realização deste trabalho através do Projeto “Ciclos Biogeoquímicos em Áreas de Vegetação Secundária”, sob a coordenação de Eric Atlas Davidson (Chefe de Equipe Estrangeira) – WHRC e Ricardo de Oliveira Figueiredo - EMBRAPA (Chefe de Equipe Brasileira).
- A Dr^a. Azeneth E. Schuler, do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, pela colaboração na elaboração do projeto de pesquisa, pela condução e acompanhamento do trabalho de campo e conselhos em momentos decisivos.
- A equipe de técnica de campo: Sr. Expedito, Sr. Gilmar e Sr. Jorge.
- Ao Dr. Daniel Nepstad, do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM e Dr. Jacques Delabie, do Centro de Pesquisa do Cacau (BA) – CEPLAC, pelo incentivo a pesquisa através de seus exemplos de vida profissional, pelo amor a ciência.
- A minha amiga e colega de mestrado Márcia Barros, pelo apoio nos estudos e carinho e paciência.

"Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seu semelhante."

Albert Schweitzer (Nobel da Paz – 1952)

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi o de avaliar as comunidades de formigas, em parcelas fertilizadas com nitrogênio e fósforo em uma área de floresta secundária na Amazônia Oriental. O respectivo estudo foi realizado na Fazenda Vitória localizada 6,5 km a Noroeste da cidade de Paragominas. As coletas ocorreram durante os meses de abril e setembro de 2004, utilizando-se armadilhas tipo Winkler. Estimou-se a fauna encontrada através do índice de Jaccard, índice de Shannon-Wiener, índice de Equitabilidade e Riqueza. Foram obtidos nas duas coletas de formigas um total de 4893 indivíduos distribuídos em 3 subfamílias, 22 gêneros e 82 espécies. As espécies mais frequentes foram *Wasmannia auropunctata* (100%), *Pyramica* sp1 e *Solenopsis* sp1 (75%). O índice de diversidade de Shannon apontou baixos valores, o índice de Jaccard apresentou dissimilaridade, no índice de Equitabilidade verificou-se que a distribuição da abundância dos indivíduos não foi homogênea e a Riqueza de espécies também apresentou baixos valores. Concluiu-se que houve variação na composição da fauna de formigas nos ambientes fertilizados. Podemos atribuir este fato ao crescimento da vegetação em decorrência da fertilização com N, N + P e P. O acúmulo de nutrientes pode ser um fator importante para estruturação da comunidade de formigas. O estudo corrobora com outras pesquisas em áreas degradadas, mostrando que a composição de espécies é modificada quando comparadas com ambientes mais complexos.

Palavras chaves: Comunidade de formigas, floresta secundária, nutrientes.

ABSTRACT

The objective of this work was to value the communities of ants, in plots fertilized with nitrogen and match in an area of secondary forest in the Oriental Amazon region. The respective study was carried out in the Farm Victory located to 6,5 km to Northwest of city of Paragominas in the State of the Pará. The collections took place during the April and September of 2004, when are used traps type Winkler. there was appreciated the fauna found through the rates of Jaccard, of Shannon-Wiener and rate of Equality and Wealth.. There were obtained in two collections of ants a total of 4893 individuals distributed in 3 subfamilies, 22 types and 82 sorts. The most frequent sorts were a *Wasmannia auropunctata* (100 %), *Pyramica* sp1 and *Solenopsis* sp1 (75 %). The rate of diversity of Shannon pointed to low values, the rate of Jaccard presented inequality in the rate of Equality checked that the distribution of the abundance of the individuals was not homogeneous and the Wealth of sorts also presented low values. It was ended that there was variation in the composition of the fauna of ants in the fertilized environments. We can attribute this fact to the growth of the vegetation as a result of the fecundation with N, N P and P. The accumulation of nutritious ones can be an important factor for structuring of the community of ants. The study corroborates with other inquiries in degraded areas, showing that the composition of sorts is modified when compared with more complex environments.

Keys words: Community of ants, secondary forest, nutritious.

SUMÁRIO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 - CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS	5
2.2 - A DEGRADAÇÃO DOS ECOSISTEMAS DE PASTAGENS	6
2.3 - FORMIGAS COMO BIOINDICADORAS	8
2.4 - DIVERSIDADE DE FORMIGAS E SUA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA	10
3 - MATERIAL E MÉTODOS	12
3.1 - ÁREA DE ESTUDO	12
3.2 - Histórico da área	13
3.3 - Desenho experimental	14
3.4 - Coleta de formigas	16
3.5 – Técnica de Mini-Winkler	16
3.6 - Identificação e triagem	16
3.7 - Análises	17
4 – RESULTADO E DISCUSSÃO	18
5 - CONCLUSÕES	29
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Frequência para as amostras de formigas referentes as parcelas dos meses de abril e setembro de 2004, Fazenda Vitória – Paragominas, PA.	20
--	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização geográfica da área de estudo, cidade de Paragominas-PA, Brasil.	12
Figura 2. Localização geográfica da área de estudo, Fazenda Vitória, cidade de Paragominas-PA, Brasil.....	14
Figura 3. Desenho experimental da área de estudo, Fazenda Vitória, cidade de Paragominas-PA.....	15
Figura 4: Coeficiente de Jaccard das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.	22
Figura 5: Diversidade de Shannon das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.	24
Figura 6: Equitabilidade das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.	25

Figura 7: Riqueza das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA. 27

1 - INTRODUÇÃO

A partir da década de 70 a região Amazônica começou a sofrer intensivas ações colonizadoras (FEARNSIDE, 2005). No entanto, dificuldades no manejo do gado e a diminuição dos incentivos governamentais tornaram a atividade inviável para vários fazendeiros, o que gerou enormes áreas de pastagens abandonadas (MARGULIS, 2003). Nas regiões tropicais, as florestas secundárias e as florestas degradadas estão crescendo em extensão e importância, na medida em que as florestas primárias estão sendo exploradas, fragmentadas e transformadas ao uso agrícola e para pecuária (BROWN e LUGO, 1990). Estima-se, recentemente, que 62% das áreas desflorestadas na Amazônia foram destinadas a empreendimentos pecuários, onde foram implantados cerca de 25 milhões de hectares de pastagens. Desse total, calcula-se que a metade está degradada ou em processo de degradação (SERRÃO et al., 1993). Após o uso para a pecuária, são abandonadas e passam por estádios sucessionais de florestas secundárias (NEPSTAD et al., 1991; UHL et al., 1988). Nestes locais os históricos de recuperação florestal são lentos, resultando em uma menor evapotranspiração do ecossistema, na perda líquida de carbono para a atmosfera, na maior frequência de incêndios e possível perda da diversidade biológica (WRIGHT et al., 1992; NEPSTAD et al., 1994; VITOUSEK, 1994).

A mudança de florestas tropicais por áreas de pastagens compõe, em sua maioria, em uma prática destrutiva com conseqüências danosas para a fertilidade do solo poucos anos depois (BUDOWSKI, 1978). A remoção da floresta, a fragilidade dos solos e a propagação da fronteira agrícola sem o devido conhecimento sobre a sustentabilidade, são fatores relevantes a serem estudados na análise sobre a expansão das áreas degradadas da Região Amazônica (TOLEDO e SERRÃO, 1982).

Ecossistemas de pastagens diferem em complexidade de outros ecossistemas agrícolas nos quais, comumente, apenas a cultura e as plantas daninhas seriam os principais componentes do sistema. Em pastagens, a presença do animal, amplia a complexidade do sistema, interferindo direta e indiretamente nos padrões de competição e sucessão. A competição é um importante componente que controla os processos que levam ao declínio em produtividade, perda de espécies importantes e a invasão de plantas daninhas, assim como aqueles associados com o aumento da produtividade e estabilidade da pastagem (DIAS-FILHO, 2004).

Na Amazônia a grande maioria dos solos são considerados pobres em nutrientes, ácidos e com baixa capacidade de cátions (VIEIRA e SANTOS, 1987), diferentes do padrão de áreas

temperadas, as florestas tropicais são especialmente vulneráveis às perdas de nutrientes porque uma grande parcela do seu estoque de matéria orgânica e dos nutrientes fica mantida na vegetação ao invés do solo (VITOUSEK e SANFORD, 1986). Além disso, a velocidade com que os nutrientes se movimentam entre e dentro dos compartimentos, é muito mais rápida numa floresta tropical do que em uma temperada (ODUM, 1988).

A recuperação florestas degradadas é prejudicada pela perda de nutrientes onde a forte perturbação quebra os mecanismos eficientes de ciclagem de nutrientes da floresta deixando que estes elementos sejam perdidos através de queimada, lixiviação e erosão do solo (FERNSIDE, 1989). Mas pouco se conhece sobre a ciclagem de nutrientes durante os estádios sucessionais nestes ambientes de florestas degradadas por pastagem, isto elimina a certeza em previsões das variações espacial e temporal do seqüestro de carbono, da produção de gases-estufa, e das perdas de nutrientes para as águas fluviais (DAVIDSON et al., 2004).

Procurando entender o processo de ciclagem de nutrientes durante os estádios sucessionais das florestas secundárias tropicais, foi avaliado o papel da limitação exercida pela disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) sobre o acúmulo de biomassa da vegetação e recuperação dos ciclos biogeoquímicos. O presente estudo servirá de subsidio significativo para este experimento, buscando avaliar o papel da comunidade de formigas como parte importante na manutenção e recuperação de áreas degradadas na Amazônia.

As formigas são animais dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres, constituem o maior grupo de insetos sociais, amplamente distribuídos geograficamente, pois são encontrados desde regiões subpolares até o Equador e em todas as ilhas oceânicas, exceto nos pólos e nos mares, sendo mais abundantes em locais de clima tropical (WILSON, 1987). Estes insetos são representados por 16 subfamílias, 296 gêneros e 15.000 espécies (BOLTON, 1997; FOLGARAIT, 1998), entretanto somente 11.769 espécies foram registradas até o momento (AGOSTI, 2004). Sendo que cerca 3.000 a 8.000 espécies são encontradas na região Neotropical (FOWLER et al., 1991).

Estima-se que em uma floresta tropical a biomassa de formigas é quatro vezes maior que o grupo dos vertebrados (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990), e um terço do total de invertebrados (FITTKAU e KLINGE, 1973). Para faunas de formigas locais em florestas tropicais, até 50% pode estar associada à serapilheira (DELABIE e FOWLER, 1995); aproximadamente 62% de todas as espécies descritas no mundo habitam o solo e/ou a serapilheira (WALL e MOORE, 1999).

Elas são os principais organismos a tornar o nitrogênio disponível para as plantas (HÖLLDOBLER e WILSON 1990). Como as plantas são à base de toda a cadeia alimentar,

todos os demais organismos do sistema, de herbívoros a predadores de topo, são indiretamente influenciados pelas formigas. As formigas também interagem diretamente com uma série de organismos, tanto como herbívoros e predadores quanto como mutualistas (WIRTH et al, 2002). A atividade de formigas cortadeiras da tribo Attini, é capaz de modificar a ciclagem de nutrientes (FARJI-BRENER e SILVA 1995) e a disponibilidade de luz na floresta (WIRTH et al., 2002), afetando todo o ecossistema.

Entre os insetos as formigas são consideradas ótimos indicadores do ambiente devido principalmente à sua característica social de formar colônias, são seres relativamente fiéis aos ambientes, não mostrando grandes flutuações sazonais de presença/ausência nas comunidades das quais fazem parte (PERFECTO e SEDILES, 1992; SANTOS e MARQUES, 1996).

Os bioindicadores são instrumentos que podem ser empregados para inferir sobre a qualidade do ambiente ou o efeito positivo ou negativo de algum agente estressor sobre os organismos vivos (LOUZADA et al., 2000). Estes indicadores biológicos devem apresentar sua taxonomia, ciclo e biologia bem conhecidos, como também apresentar características de ocorrência em diversas condições ambientais ou serem limitados a certas áreas. Além disso, devem ser sensíveis às alterações ambientais para que possam ser utilizados no monitoramento das perturbações ambientais (THOMANZINI e THOMANZINI, 2000; BÜCHS, 2003).

Estes insetos apresentam uma notória importância ecológica, onde desempenham importantes papéis como a dispersão (MOUTINHO, 1998), predação de sementes (HÖLLDOLER e WILSON, 1990), herbivoria (CHERRETT, 1986) e participação na ciclagem de nutrientes (COUTINHO, 1984, FARJI-BRENER e SILVA, 1995), as formigas também apresentam alta diversidade, disponibilidade de conhecimento taxonômico, facilidade de coleta, suscetibilidade a mudanças ambientais (MAJER, 1983). Os Formicidae possuem um alto potencial para argumentar ou para ser usado como padrão em estudos de biodiversidade (ALONSO & AGOSTI, 2000).

A estrutura da comunidade de formigas é influenciada pela complexidade estrutural do habitat (MACKAY et al., 1991). Paisagens mais complexas beneficiam a diversidade de formigas por permitir maior especialização dos sítios de nidificação (CARROL e JAZEN, 1973), assim como, por disponibilizar de uma maior quantidade recursos alimentares (CASTRO e QUEIROZ, 1987) e por tolerar padrões de dominância reduzidos (CASTRO et al., 1989).

A complexidade do ambiente depende do arranjo de suas estruturas físicas (LASSAU e HOCHULI, 2004), sendo que, na maioria dos ecossistemas terrestres, essa estrutura é

influenciada, principalmente, pela riqueza e composição da comunidade de plantas (TEWS et al., 2004). Por outro lado, há uma conexão importante entre a diversidade de espécies e os processos ecológicos nos ecossistemas. Um exemplo disso é a rapidez com que os nutrientes são reciclados nas florestas tropicais, em parte creditada às atividades de numerosas espécies de decompositores, como fungos, bactérias, cupins, formigas, minhocas e outros (GONZALEZ e SEASTEDT, 2000). Devido às suas características biológicas e ecológicas as formigas exercem papel importante na maioria dos ecossistemas terrestres (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990), tornando-se relevante o estudo dos fatores responsáveis pelas variações na distribuição e abundância das espécies.

Desta forma, estudos sobre essas comunidades têm grande relevância por nos fornecer uma imagem sobre a situação transitória ou permanente do ambiente avaliado, enfatizando sobre sua conservação ou degradação, freqüentemente associada ao uso da terra pelo homem (SPELLERBERG, 1993; MCKENZIE, 1995); impactos de práticas florestais (YORK, 1994), sucesso de recuperação ecológica (MAJER e KOCK, 1992), comparação de diferentes ferramentas de manejo, impacto de perturbações em áreas de conservação; avaliação da diversidade biológica (OLIVEIRA e BRANDÃO, 1991).

Considerando a importância das comunidades de formigas e o papel desempenhado nesses habitats, essa pesquisa objetivou avaliar as comunidades de formigas, em parcelas fertilizadas com nitrogênio e fósforo em uma área de floresta secundária na Amazônia.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS

A ciclagem de nutrientes, refere-se como sendo a transferência contínua de nutrientes que estão presentes dentro de um sistema solo-planta (BURESH e TIAN, 1998). Sendo que no sistema solo-planta, os nutrientes estão em estado de transferência contínuo e dinâmico, em que as plantas retiram os nutrientes do solo e os usam nos seus processos metabólicos, retornando-os para o solo naturalmente como liteira (VOGT et al., 1986), em sistema sem manejo, ou através de poda em alguns sistemas agroflorestais, ou através da senescência das raízes. Vários estudos têm sido realizados para verificar alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em florestas naturais e implantadas, quanto à produção e decomposição de serrapilheira, tais como GAMA-RODRIGUES (1997) e VIEIRA (1998). Porém, poucas pesquisas foram realizadas na região para a ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais com espécies frutíferas e florestais.

As florestas tropicais conseguem crescer em substratos pobres em nutrientes somente a partir da manutenção dos mesmos sob altos níveis de biomassa, através de mecanismos de conservação, produzindo um ciclo de nutrientes relativamente otimizador ou fechado com pequenas quantidades (HERRERA et al., 1978). Florestas as quais crescem em substratos mais férteis, exibem ciclos de nutrientes mais dinâmicos (BAILLIE, 1989). Plantios florestais ou recentes florestas secundárias, geralmente representam ecossistemas em crescimento na formação da taxa de entrada de nutrientes via decomposição da serrapilheira, suplementada pela deposição seca e úmida; necessárias para a manutenção do bioma (BRUIJINZEEL, 1991).

A ciclagem de nutrientes é muito importante para a manutenção de um ecossistema de floresta, principalmente em solos de baixa fertilidade natural, como os Latossolos e Argissolos situados na Amazônia. Esta ciclagem é igualmente fundamental para manter os sistemas tradicionais de agricultura migratória verificados na região. Durante o pousio, os nutrientes acumulam-se na vegetação da floresta secundária e, com a derrubada e queimada, são realocados para a camada superficial do solo, repondo, parcialmente, os nutrientes deslocados do sistema e exportados pelos cultivos. Outras formas de transferência de nutrientes dentro do sistema são a constante deposição de liteira, a lavagem pluvial das copas (NYE, 1961) e a própria contribuição das chuvas.

Nas florestas tropicais existem três depósitos de nutrientes: o solo, com baixa proporção dos nutrientes totais presentes no ecossistema; a biomassa vegetal e os detritos (serrapilheira), com um conteúdo maior de nutrientes. A manutenção da Floresta Amazônica deve-se a uma eficiente reciclagem de nutrientes que ocorre entre a biomassa e húmus do solo (Jordan, 1982). As importações e exportações em florestas tropicais são reduzidas e aproximadamente iguais (FINEGAN, 1993). Respectivamente, as folhas e o detrito orgânico caem e se acumulam no nível do solo, sofrendo um processo de decomposição por microorganismos liberando os nutrientes para as plantas. As plantas, que comumente possuem sistema radicular superficial, utilizam estes nutrientes para seu crescimento, fechando o ciclo. Paralelamente, ocorre processo de fixação simbiótica de N, recompondo as perdas por desnitrificação (TOLEDO e SERRÃO, 1982).

Em florestas degradadas por pastagem a carência de nitrogênio (N) é uma das principais limitações neste ecossistema, em solos férteis, o nitrogênio contido no resíduo vegetal da pastagem tende a ser imobilizado pôr ação dos microorganismos do solo, dessa forma, não ficando disponível para as plantas forrageiras. Pôr outro lado, em algumas situações quando há quantidade de N suficiente na matéria orgânica, o preparo do solo (aração e gradagem) torna o N disponível, dispensando a aplicação de uma fonte desse nutriente (MYERS e ROBBINS, 1991).

Em relação ao fósforo (P), a baixa fertilidade do solo leva, à produção de plantas com baixo teor de nutrientes; conseqüentemente, também os resíduos serão pobres em nutrientes. Este fato, além de reduzir a taxa de mineralização, implica também, na imobilização de grande fração de nutrientes do "pool" disponível pelos microorganismos solo. Considerando a implantação de uma pastagem na Amazônia brasileira, após a derrubada e queima da floresta, o P disponível na camada arável do solo geralmente aumenta em conseqüência da deposição de cinzas e material decomposto, entretanto, cai drasticamente com o passar do tempo, devido à ocorrência de mineralização do solo. Esta queda no P disponível está associada com um decréscimo na produção de biomassa da gramínea forrageira, normalmente levando à degradação da pastagem (aumento do percentual de invasoras) e abandono (NASCIMENTO et al., 1994).

2.2 - A DEGRADAÇÃO DOS ECOSISTEMAS DE PASTAGENS

A política de ocupação da Amazônia brasileira nas décadas de 60 e 70 levou à transformação de extensas áreas de floresta nativa em pastagens. Entretanto, após 5-8 anos de

uso, a baixa fertilidade do solo e a utilização de práticas inadequadas de manejo como uso indevido do fogo, superlotação de animais e utilização de lotes de sementes forrageiras de baixo valor cultural, contribuíram para o aparecimento de áreas de pastagens degradadas (SERRÃO e TOLEDO, 1990). A Expansão da pecuária na Amazônia legal tem sido impulsionada pelas características sócio-econômicas da região como os preços baixos da terra quando comparadas a outras regiões do país além de mão-de-obra barata o que torna o empreendimento na região altamente lucrativo (RIBEIRO et al., 2005).

Florestas tropicais são derrubadas por razões diferentes em diferentes países e regiões. A importância relativa de pequenos agricultores (distintos de grandes fazendeiros e empresas agrícolas) varia radicalmente entre locais (FEARSLIDE, 1984). Grandes fazendas, motivadas mais pelo ganho potencial da especulação imobiliária e dos subsídios generosos do governo do que pelas perspectivas de produção bovina tem dominado o quadro em muitas partes da Amazônia brasileira onde vem ocorrendo desmatamento rápido em anos recentes (HECHT et al., 1988).

A degradação das pastagens pode ser explicada como um processo dinâmico de degeneração ou de queda relativa da produtividade, e portanto é interpretada de diferentes formas pelos produtores. Degradação das pastagens é definida por Macedo (1993) e Macedo e Zimmer (1993), como sendo o processo evolutivo de perda de vigor, de produtividade, de capacidade de recuperação natural das pastagens para sustentar os níveis de produção e qualidade exigida pelos animais, assim como, o de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e invasoras, culminando com a degradação avançada dos recursos naturais, em razão de manejos inadequados.

O processo de degradação se instala na pastagem quando o limiar de resistência da planta forrageira é rompido pela desfolha e não são oferecidas condições satisfatórias para a sua recuperação. Como principais causas ou fatores da degradação ou de aceleração do processo de degradação das pastagens, são citados: tipo do solo (características químicas e físicas), espécie cultivada, ocorrência de pragas e doenças, estabelecimento inadequado, compactação e erosão do solo, diminuição do P assimilável (ausência de fertilizações na formação e de manutenção), o manejo inadequado das pastagens, enfatizando-se a superlotação de animais, propiciando o aparecimento de plantas invasoras (SPAIN e GUALDRÓN, 1991).

2.3 - FORMIGAS COMO BIOINDICADORAS

De acordo com Louzada et al., (2000), bioindicadores são organismos vivos ou processos biológicos, usados para avaliar as respostas do ecossistema às perturbações ambientais, que estão freqüentemente associadas ao uso da terra pelo homem. Apesar de recente, a utilização de bioindicadores é uma abordagem inovadora que permite avaliar vários tipos de impactos, como a poluição, deposição de dejetos e contaminantes, preparo do solo e desmatamento. Este tipo de abordagem utiliza os organismos e a biodiversidade como ferramentas para avaliar eventos não naturais no ambiente. O objetivo dos estudos baseados em bioindicadores é usar os componentes vivos do ambiente em estudo como elementos chave para avaliar as transformações e seus efeitos, e no caso da recuperação de áreas degradadas, monitorar os processos de remediação em diferentes partes da paisagem ao longo do tempo (PAOLETTI, 1999).

Segundo Doran & Parkin (1994) um bom indicador da qualidade do solo deve obedecer aos seguintes critérios: estar associado aos grandes processos do ecossistema, integrar propriedades físicas, químicas e biológicas, ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo, ser sensível a variações no manejo e no clima; quando possível, fazer parte de bancos de dados.

Alguns estudos têm indicado que as formigas podem potencialmente ser utilizadas como bioindicadores, pois apresentam uma ampla distribuição geográfica, espécies localmente abundantes, possuem importância funcional nos variados níveis tróficos, separação em morfo-espécies é relativamente fácil, ocupam nichos diversificados no ecossistema, podem ser classificadas em grupos funcionais e correlacionadas com fatores bióticos (OSBOM et al., 1999; SILVA e BRANDÃO, 1999; SILVESTRE e SILVA, 2001).

São também influenciadas pelo “*heat stress*” ou risco de dissecação. Dentre os fatores que determinam este risco, existe indiretamente a abertura de dossel e diretamente a umidade do solo (LEVINGS 1983, KASPARI e WEISER 2000).

O conhecimento sobre essas comunidades é de suma importância por nos fornecer uma imagem sobre a situação transitória ou permanente do ambiente avaliado, enfatizando sobre sua conservação ou degradação, freqüentemente associada ao uso da terra pelo homem (NOSS, 1990; SPELLERBERG, 1993; MCKENZIE, 1995); impactos de práticas florestais (York, 1994), sucesso de recuperação ecológica (MAZER e KOCK, 1992), comparação de diferentes ferramentas de manejo, impacto de perturbações em áreas de conservação; avaliação da diversidade biológica (MAJER, 1976; OLIVEIRA e BRANDÃO, 1991).

A comunidade de formigas está sempre muito associada à vegetação, respondem rapidamente a mudanças do ambiente e participam de praticamente todas as interações ecológicas de qualquer ecossistema terrestre das regiões tropicais, entre eles: degradação de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes; predação e dispersão de sementes, além de influenciarem os processos de regeneração florestal (FOWLER et al., 1991; LEVEY e BYRNE, 1993; GOTWALD, 1995; SILVA e BRANDÃO, 1999).

A riqueza de formigas sobre o chão da floresta depende da natureza da vegetação, sendo que, numa situação de relativo equilíbrio, aumenta juntamente com o número de espécies vegetais (SMITH et al., 1992). Vários autores têm demonstrado a existência de correlação significativa entre características estruturais dos habitats e padrões de comunidades de formigas (BRIAN, 1957; SAMWAYS, 1983). Como por exemplo, Matos et al., (1994), que encontraram aumento da diversidade de formigas com o aumento da complexibilidade da vegetação e da serapilheira. Na Austrália o uso de formigas como bioindicadores da reabilitação de áreas degradadas pelas atividades de mineração tem sido estudado (ANDERSEN et al., 2002). Os mesmos protocolos já foram utilizados no Brasil em áreas de mineração de bauxita (MAJER, 1992).

Dos fatores abióticos que influenciam a fauna das florestas destacam-se a luminosidade, a temperatura, a umidade relativa, a chuva e o vento, os quais podem alterar a sobrevivência e o comportamento, especialmente, dos insetos (DAJOZ, 2000). A distribuição, a composição e a abundância dos artrópodes apresentam modificações de acordo com a estação do ano, profundidade e nível de inundação do solo (ADIS e ALBUQUERQUE-RIBEIRO, 1989; MAJER e DELABIE, 1994). Existem várias espécies de formigas bem adaptadas para viver em ambientes perturbados (ADIS, 1997), sendo as primeiras a colonizarem estas áreas, e, portanto, a presença dessas espécies indica a perturbação do hábitat. Por sua vez, as mesmas espécies ou outras podem ser sensíveis a outros tipos de distúrbios ambientais podendo, inclusive, ser extintas localmente (ALONSO e AGOSTI, 2000).

No Brasil, vários trabalhos foram realizados, utilizando formigas como bioindicadoras. Realizaram-se os primeiros estudos em áreas perturbadas, em Poços de Caldas, MG (Majer, 1992), Trombetas, PA (MAJER, 1996), Itaguaí, RJ (PEREIRA et al., 2004), Bahia, BA (CONCEIÇÃO, et al., 2006) entre outros.

Estudos em áreas com e sem distúrbio, demonstraram que a riqueza de espécies foi alta nos ambientes sem distúrbio e baixa nas demais áreas amostradas (KING et al., 1998). Segundo Delabie (1999), as comunidades de formigas são altamente instáveis e submetidas

constantemente a uma pressão de colonização dos habitats que ocupam e de substituição de seus membros por espécies oportunistas ou mais competitivas. O uso de formigas como bioindicadoras, assim como de qualquer outro organismo, requer um prévio conhecimento dos fatores ecológicos determinantes da estrutura e composição de suas comunidades (ANDERSEN, 1997).

2.4 - DIVERSIDADE DE FORMIGAS E SUA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA

O termo biodiversidade ou diversidade biológica tem recebido diversas definições englobando diferentes aspectos, principalmente a partir de 1980 (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000). Lovejoy (1980) empregou-o com o sentido de número de espécies presentes em determinado ambiente. Norse et al., citados em Harper e Hawksworth (1996) ampliaram o uso deste termo referindo-se a três níveis de diversidade biológica: genética (intra-específica), específica (número de espécies) e ecológica (comunidades). Harper e Hawksworth (1996) sugeriram o emprego do termo diversidade de organismos em vez de diversidade específica para englobar também categorias taxonômicas superiores ao nível de espécie.

Relata-se que cerca de 1,4 milhões de espécies vivas de todos os tipos de organismos já foram descritas. Aproximadamente 750.000 são insetos, 41.000 são vertebrados e 250.000 são plantas. O resto consiste de um vasto complexo de invertebrados, fungos, algas e microrganismos. Se incluirmos os insetos, de todos os grupos principais o mais rico em espécies, o número absoluto seria maior que 5 milhões (PARKER, 1982). Insetos outrora desconhecidos provaram ser tão numerosos em amostragens feitas na floresta tropical da Amazônia peruana que, quando as estimativas da diversidade local foram extrapoladas para incluir todas as florestas tropicais do mundo, obteve-se um número de 30 milhões de espécies (ERWIN, 1983). Notavelmente não sabemos o verdadeiro número aproximado das espécies sobre a Terra (WILSON, 1985). É suposto, baseada na flora e fauna descritas e em muitas discussões com entomologistas e outros especialistas, que o número absoluto fica entre 5 e 30 milhões (WILSON 1997; CORSON, 2002).

As formigas estão entre os principais grupos de invertebrados, junto aos cupins e aos anelídeos. A onipresença e abundância destas formigas constituem entre os invertebrados um dos grupos que mais causam impacto no espaço que ocupam, tendo um papel chave na regulação dos demais organismos terrestres, plantas e animais (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990).

Dorigo et al., (2000) afirmam que as formigas possuem uma biomassa da mesma ordem de magnitude dos humanos, ressaltando que assim como nós humanos, elas podem ser encontradas virtualmente em todos os lugares. As formigas são um dos componentes com maior abundância da entomofauna das florestas tropicais de diferentes partes do mundo (ELLWOOD e FOSTER, 2004). São um componente importante da biomassa de Arthropoda de dossel na floresta tropical úmida brasileira, sendo abundantes no solo e na vegetação baixa das florestas tropicais (FITTKAU e KLINGE, 1973; ADIS et al., 1984).

Ecossistemas naturais que sofrem certos tipos de distúrbios são muito susceptíveis a um processo severo de erosão de biodiversidade, como: uso indiscriminado de recursos naturais, redução da biomassa de artrópodos, fragmentação dos ambientes naturais, construções de estradas e ruas, pastagens, exploração de minas, substituição e simplificação da estrutura dos ambientes pela agricultura e silvicultura (MAJER, 1992). Frequentemente, altos níveis de endemismo são registrados nesses biomas, agravando a situação, devido ao fato de espécies raras ou de distribuição restrita tenderem a ser eliminadas com maior facilidade em consequência da redução do habitat disponível (PAULA, 1997).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Fazenda Vitória localizada 6,5 km a Noroeste da cidade de Paragominas (Figura 1), Estado do Pará, na Amazônia Oriental, entre as coordenadas ($2^{\circ}59' S$ $47^{\circ}31' W$).

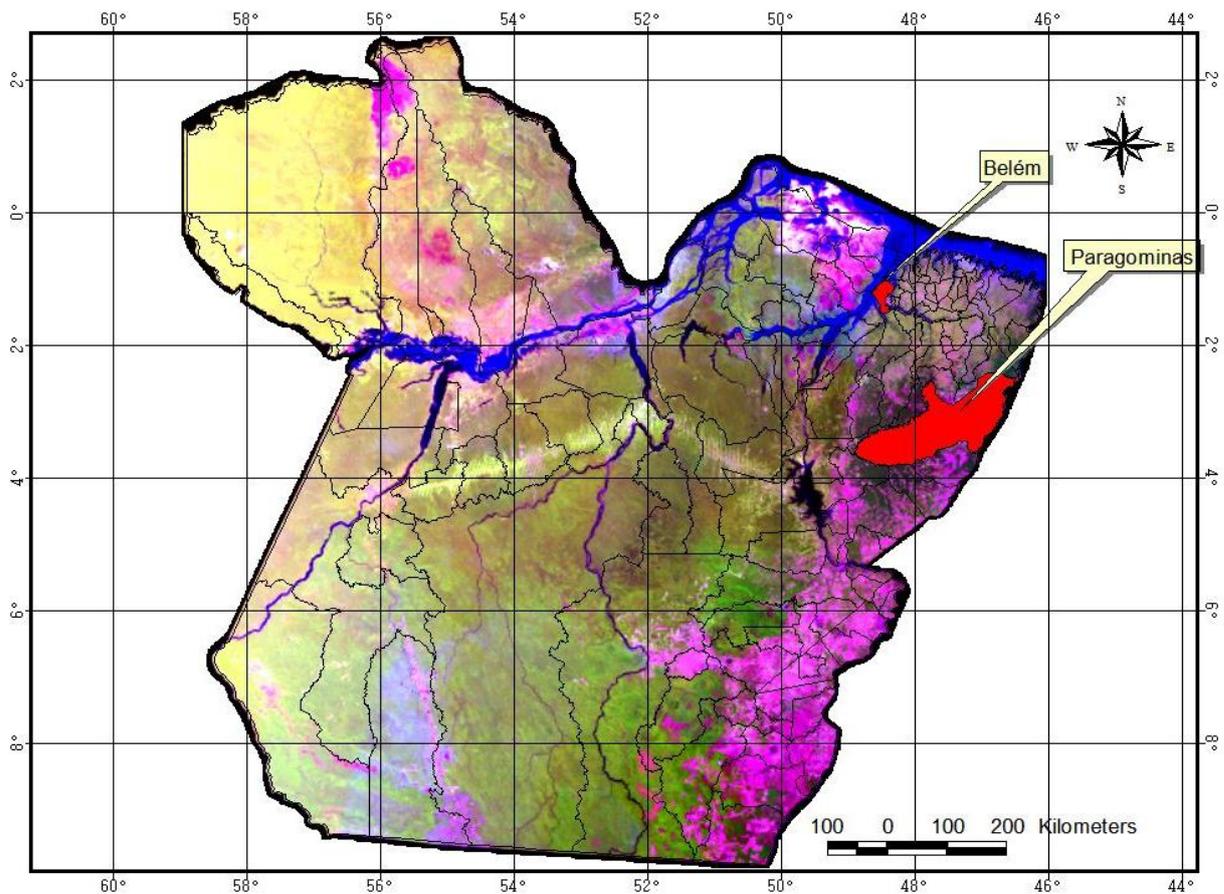


Figura 1- Localização geográfica da área de estudo, cidade de Paragominas-PA, Brasil.

A região de Paragominas-PA apresenta dimensões de 250 por 100 quilômetros totalizando uma área estimada em torno de 2,5 milhões de hectares, a qual vem sendo utilizada, nos últimos 35 anos, para implantação de pastagens, pecuária de corte e exploração madeireira. (EL-HUSNY et al., 2003).

A cobertura vegetal é do tipo floresta tropical úmida, que recobre um relevo tabular, rebaixado (50 a 180m de altitude) com vales pouco encaixados (HORBE, 1999). Os solos são do tipo Latossolo Amarelo e Argiloso, sendo também encontrados Plintossolos, Gleissolos e Neossolos (CIKEL, 2001). O clima é quente e úmido, com 1700 mm/ano de precipitação,

caracterizado por um período com muita chuva, de janeiro a maio e um período com pouca chuva, de junho a dezembro (JOHNS et al., 1997; NEPSTAD et al., 1990).

Nas fronteiras do município de Paragominas, estenderam-se áreas dedicadas à exploração extensiva de gado, madeira e agricultura de corte e queima. Em 1988, 34% da sua cobertura vegetal estava alterada, como resultado das principais atividades praticadas no município. Da sua área total, 1.600.000 hectares estavam cobertos de floresta natural, 242.000 hectares de florestas exploradas pela atividade madeireira, 263.000 por capoeira, e 352.000 eram de áreas abertas dedicadas à atividade agropecuária (WATRIN e ROCHA, 1991).

Os pecuaristas chegaram no município de Paragominas na década de 60, a partir da abertura da Belém-Brasília. Eles abriram grandes áreas de mata para implantação de fazendas de gado para corte. A maior parte dessas áreas eram fracamente manejadas e com lotação excessiva. O surgimento de ervas daninhas e pragas, em virtude de gramíneas pouco adaptadas (*Panicum maximum*), ocasionavam a degradação desses pastos em 6 a 10 anos (SERRÃO e FALESI, 1977). Mesmo assim, este tipo de exploração extensiva do solo continua predominando atualmente. Atualmente, 80% das terras de Paragominas são controladas por pecuaristas; os madeireiros possuem 16% do município (UZEDA e UHL, IMAZON, relatório interno), e o restante pertence aos pequenos agricultores.

3.2 - Histórico da área

O experimento de fertilização foi instalado em uma área de 7,25 ha (Figura 2) que teve um pasto, com *Panicum maximum*, instalado em 1971 e abandonado em 1984. A área apresentava um regime de pastagem rotacional, com 1-4 animais/ha. Periodicamente era queimada e feita a aplicação de herbicida. Fogos acidentais queimaram o local pelo menos três vezes antes do abandono, sendo a última vez em 1993. No começo do experimento havia alguma cobertura de gramíneas, ervas e arbustos; sendo a vegetação dominada pelas árvores, que possuíam uma média de 2 cm de DAP (diâmetro acima do peito), alturas máximas e medianas entre 7,5 m e 3,1 m, respectivamente; e diâmetros máximos e medianos entre 11,4 cm e 3,5 cm, respectivamente (DAVIDSON et al., 2004).

A primeira fertilização ocorreu início em novembro de 1999 no fim da estação seca, a segunda em janeiro de 2000, início da estação chuvosa, e a terceira ocorreu em fevereiro de 2001. A estrutura da floresta secundária respondeu significativamente aos tratamentos com nitrogênio (N) e fósforo (F). A disponibilidade de P foi parcialmente limitante para o

crescimento da biomassa, mas a resposta do crescimento de plantas para N foi significativa (para mais detalhes, DAVISSON et al., 2004).

3.3 - Desenho experimental

O experimento (Figura 3) consta de 3 tratamentos com fertilização e áreas testemunhas, cada um com 3 repetições de parcelas de 20 x 20 m. A fertilização foi efetuada em cada área da seguinte forma:

- (1) Testemunha - sem fertilização - (TEST);
- (2) Fertilização com 100 kg de N/ha - (N);
- (3) Fertilização com 50 kg de P/ha - (P);
- (4) Fertilização com nitrogênio e fósforo a estas taxas - (N + P).

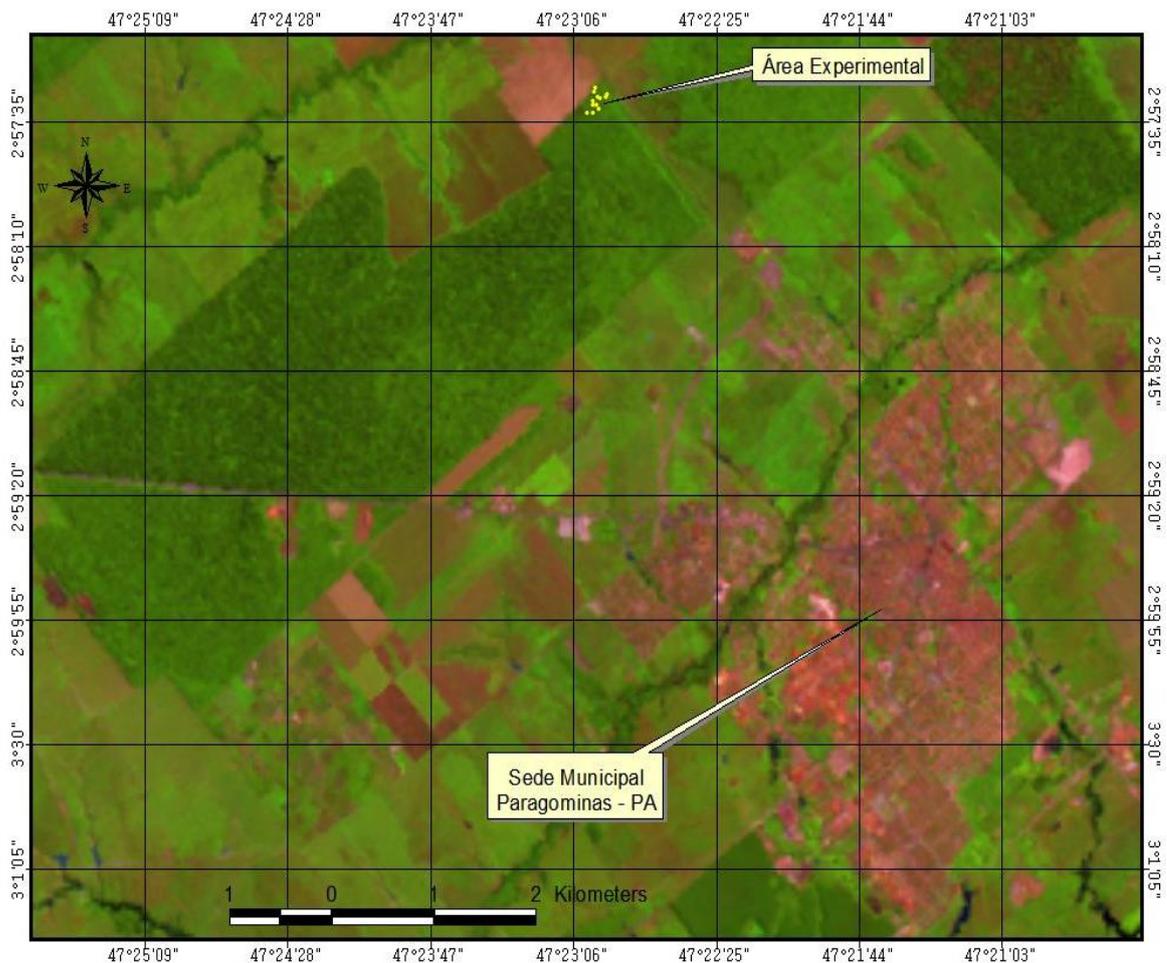


Figura 2. Localização geográfica da área de estudo, Fazenda Vitória, cidade de Paragominas-PA, Brasil.

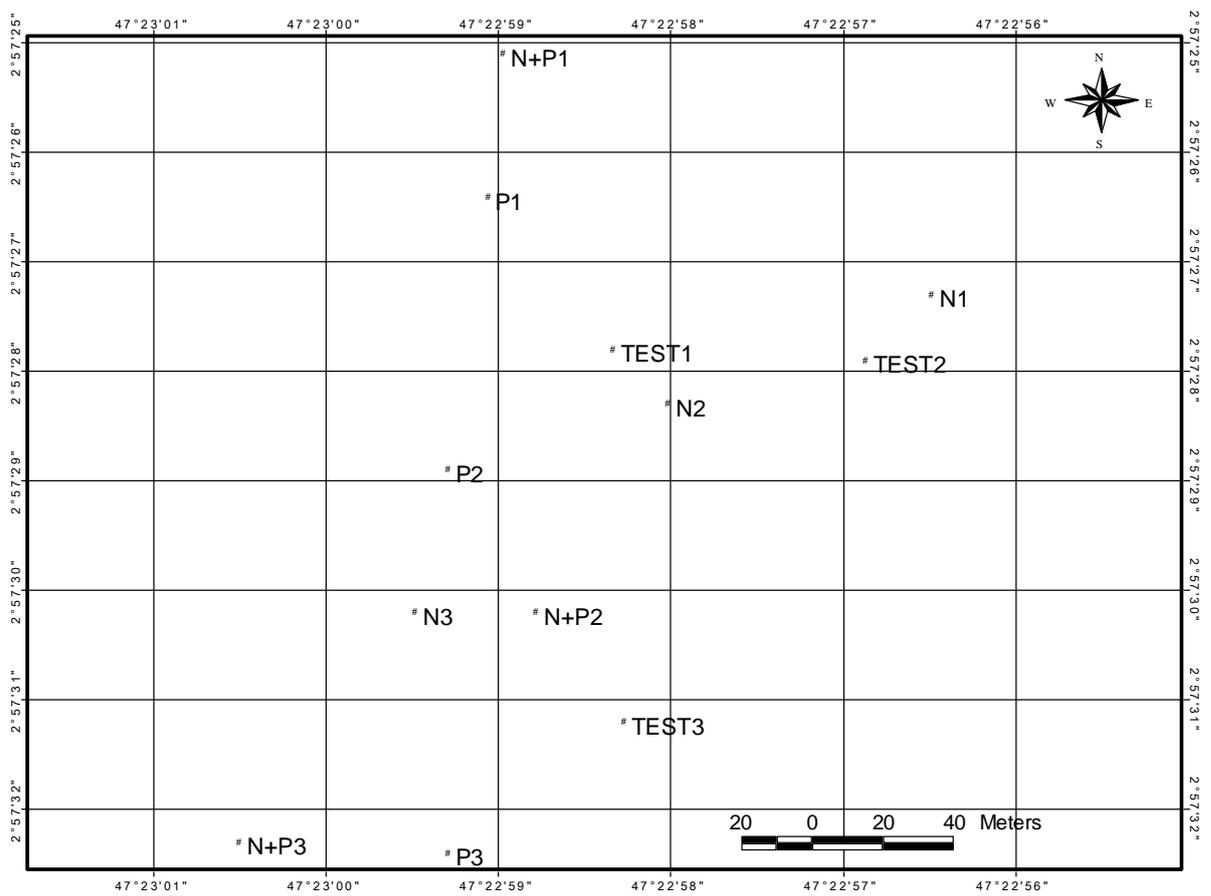


Figura 3. Desenho experimental da área de estudo, Fazenda Vitória, cidade de Paragominas-PA.

3.4 - Coleta de formigas

As coletas de formicidae foram feitas em 2004 durante duas fases, no mês de abril (período de chuva) e no mês de setembro (período de seca). As amostras foram extraídas das 12 parcelas do experimento de fertilização. Dentro de cada área amostral foram instalados vinte e cinco pontos de marcação de solo, tendo o espaçamento de 2 x 2 metros.

Em cada fase de coleta foram sorteados três pontos de coleta correspondentes às marcações de solo dentro de cada uma das parcelas, somando um total de 36 amostras por coleta.

3.5 – Técnica de Mini-Winkler

O método Winkler foi inicialmente empregado em estudos de cunho taxonômico, mas suas aplicações em estudos ecológicos não eram exploradas a contento, embora o método tenha um bom potencial para este fim (OLSON, 1991). Há alguns anos o uso do método Winkler em estudos ecológicos se intensificou, em grande parte, através dos esforços empregados por um grupo mirmecologistas que desenvolvem estudos em regiões tropicais (AGOSTI et al., 2000).

O conhecimento sobre a diversidade da fauna de formigas de florestas tropicais obteve notáveis progressos recentemente, em especial após a adoção do uso de extratores de Winkler para o estudo da fauna de serapilheira em protocolos para levantamentos quantitativos e qualitativos (BELSAW e BOLTON, 1994; BRÜHL et al., 1998; LONGINO et al., 2002), também no Brasil (DELABIE et al., 2000; VASCONCELOS e DELABIE, 2000).

O procedimento para a realização das amostras através deste método, consistiu na retirada do folhíço de uma área padronizada de 50cm x 50cm, de cada ponto amostral. Usando uma forma de peneira especial, grande parte do folhíço foi separado juntamente com os demais. Logo após esta extração e agitação o mais prontamente possível retira-se os insetos, colocando-os em saco de Winkler, dentro do qual esta fica suspensa, por um período de tempo pré-determinado (48hrs), de onde os animais migram e são coletados em uma solução mortífera e conservante contida em um frasco atado à base do aparato (FISHER, 1996).

3.6 - Identificação e triagem

O material extraído foi triado com o auxílio de uma lupa. As formigas foram separadas das impurezas resultantes do processo de extração (serapilheira, solo e outros organismos) e

fixadas em álcool 70%, em frascos de 10 ml devidamente rotulados com o local da coleta, data, parcela e número da amostra, e encaminhados ao Laboratório do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – Pará.

Na etapa de identificação foi feita uma coleção de referência sob a orientação da Dra. Ana Y. Harada e, a partir desta coleção, foi realizada a identificação dos demais exemplares por comparação. A classificação adotada seguiu os padrões do trabalho de Fernández (2003).

3.7 - Análises

Calculou-se a frequência de ocorrência individualmente para as espécies em cada amostragem por parcela. Na análise de variância, os tratamentos foram comparados pelo teste F, considerando-se um nível mínimo de significância de 5% de probabilidade (GOMES, 1990).

A convergência ou divergência entre composição da fauna amostradas entre as parcelas foi avaliado pelo índice de similaridade de Jaccard (MULLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974). O índice de Jaccard é definido como: $S_j = a / a+b+c$. Onde S_j = coeficiente de Jaccard; a = número de espécie da parcela a; b = número de espécie da parcela b; c = número de espécies encontradas em ambas as parcelas (a e b).

A diversidade de formigas foi medida pelo índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988). Este índice é definido como: $H' = - \sum p_i \ln p_i$. Onde H' é uma medida logarítmica de diversidade e p_i abundância relativa de espécie.

O índice de Shannon-Wiener (H') é empregado para representar a diversidade de espécie, onde a contribuição de cada espécie é pesada por sua abundância relativa, ou seja, expressa a proporção do número de total de indivíduos numa comunidade de que pertence àquela espécie (RICKLEFS, 2003).

O Índice de Equitabilidade (MAGURRAN, 1988) serve para avaliar a uniformidade da captura ao longo das amostragens. Este índice é definido como: $E = H/H_{MAX}$
 H_{MAX} = diversidade máxima ou diversidade de espécies sob condições de máxima equitabilidade.

O índice de Shannon-Wiener é um índice relativo (comparação entre comunidades), baseado na riqueza de espécies e na abundância proporcional de cada espécie. Conseqüentemente, a medida de diversidade (H') aumenta com o aumento do número de espécies na comunidade.

Tais medidas são mais informativas quando comparadas com a medida de Equitabilidade (E), uma vez que nenhuma comunidade consiste de espécies de equivalente abundância. Essa medida varia entre 0 e 1 e é independente da riqueza de espécies, atingindo valor máximo quando cada espécie é representada pelo mesmo número de indivíduos. Desta forma, a medida de E nos fornece a razão de diversidade encontrada para o máximo de diversidade que existe na comunidade.

4 – RESULTADO E DISCUSSÃO

Foram obtidos nas duas coletas de formigas, um total de 4893 indivíduos distribuídos, 3 subfamílias, 22 gêneros e 80 espécies. As espécies mais freqüentes nas parcelas do mês de abril de 2004 foram *Wasmannia auropunctata* (100%), *Pyramica* sp1, *Solenopsis* sp1 (75%), *Paratrechina* sp7 (67%) e *Paratrechina* sp6 (50%). No mês de setembro de 2004 destacaram-se as espécies: *Wasmannia auropunctata* (100%), *Solenopsis* sp1 (75%) e *Pyramica* sp3 (58%). Notou-se a presença de mais espécies raras; no mês de abril foram 17 espécies abundantes para 46 espécies raras e no mês de setembro foram 14 espécies abundantes para 30 raras (Tabela 1).

Nas áreas estudadas a subfamília Myrmicinae foi a mais freqüente (Tabela 2), este grupo é bem sucedido ecologicamente, devido serem extremamente adaptáveis aos mais variados nichos ecológicos. Esses resultados estão de acordo com os observados por Fowler et al., 1991, que citam, que a natural complexidade estrutural dos habitats, presumivelmente proporciona uma ampla disponibilidade de recursos alimentares e locais para nidificação.

A espécie mais freqüente foi a *Wasmannia auropunctata* (Tabela 1), essa formiga costuma se estabelecer na serapilheira, em casca de troncos, em madeira em decomposição e, ainda, entre pedras. É altamente competitiva e oportunista, onde dissemina quando o ambiente está sujeito a qualquer estresse ou modificados para fins agrícolas (DELABIE, 1988; CONCEIÇÃO et al., 2000). Vasconcelos (1999) também detectou alta freqüência desta espécie (100%), usando as mesmas dimensões (20 x 20m) de parcelas em pastos abandonados. O caso de *W. auropunctata* é peculiar: ela ocupa toda a região de estudo e está presente em quase todas as regiões tropicais do planeta, principalmente em meio insular, danificando as comunidades nativas e também como praga agrícola. Isto é explicado pela sua flexibilidade de adaptação a importantes variações ambientais que fazem esta espécie ser uma das mais competitiva e agressiva ecologicamente de toda a Região Neotropical e dos meios onde foi introduzida. Em geral, o gênero *Wasmannia*, está relacionado com a recolonização

acelerada de ambientes alterados, e é provavelmente pioneiro, habitando o solo ou a serrapilheira (BRETON et al., 2004).

A segunda espécie com maior frequência foi à espécie *Solenopsis* sp1 (Tabela 1), são típicas de áreas perturbadas. Às vezes são consideradas como influentes sobre processo de recuperação florestal (RAMOS et al., 2003), também são encontradas ambientes agrícolas ou mesmo nativos (DELABIE e FOWLER, 1995). Estas formigas podem passar longos períodos de escassez de alimento e concorrer com outras espécies de formigas ou outros grupos de animais por possuírem eficiente estratégia de recrutamento em massa (FOWLER et al., 1991).

De acordo com a Tabela 2, podemos observar que a terceira espécie mais frequente foi *Pyramica* sp1, abundantes em florestas tropicais (BOLTON, 1999). As espécies deste gênero são achadas na serrapilheira e em debaixo de troncos. Algumas espécies são especialistas predadores de Collembola, podendo afetar “populações detritivas” por causa de seus hábitos de alimentação (DEYRUP e TRAGER, 1984).

O incremento dessas espécies foi certamente devido a alterações no nicho ecológico. A área degradada, conseqüentemente, obrigou algumas dessas formigas a aumentar seu território de forrageamento ou diminuiu a competição com as demais espécies que usavam os mesmos recursos. Estas espécies normalmente são espécies generalistas que podem abrigar-se em vários locais e usam varias fontes de alimentos MacKay et al., (1991).

Foi mencionado por Silveira Neto et al. (1976), que em locais onde os fatores limitantes atuam intensamente, e a competição interespecífica também, o índice de diversidade tende a diminuir, isto é, aumentar o número de espécies mais comuns (grande número de indivíduos) e diminuir as espécies mais raras. Concluindo, pode-se afirmar que esses ambientes são homogêneos, ocorrendo predomínio de uma ou poucas espécies de formigas. Já em ambientes heterogêneos a dominância relativa das espécies é baixa.

Segundo Vasconcelos (1999) quando as áreas degradadas são abandonadas pela agricultura, pecuária ou extração de madeiras, vão sofrendo progresso da regeneração de sua floresta, a recuperação da fauna de formiga também se recupera gradualmente. Em particular as áreas de degradação por pasto que apresentam uma recuperação mais lentamente, do que as degradadas por outros motivos. Mas este fato, também pode está relacionado com outros fatores, como a historia do uso de terras. Há evidências de estas áreas mesmo depois de abandonadas por muito tempo, não conseguem recuperar a composição original de espécies de formigas.

Tabela 1 – Frequência para as amostras de formigas referentes as parcelas dos meses de abril e setembro de 2004, Fazenda Vitória – Paragominas, PA.

Subfamília	Gênero	Espécie	Abril Fr%	Setembro Fr%
Ponerinae	<i>Anochetus</i>	<i>Anochetus mayri</i> Emery 1884	17	25
Ponerinae	<i>Anochetus</i>	<i>Anochetus</i> sp2	8	-
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i>	<i>Brachymyrmex</i> sp5	8	-
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i>	<i>Brachymyrmex</i> sp1	8	8
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i>	<i>Brachymyrmex</i> sp2	25	17
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i>	<i>Brachymyrmex</i> sp3	8	-
Formicinae	<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus senex</i> (Smith)	-	8
Myrmicinae	<i>Carebara</i>	<i>Carebara</i> sp1	8	25
Myrmicinae	<i>Carebara</i>	<i>Carebara</i> sp2	8	-
Myrmicinae	<i>Carebara</i>	<i>Carebara</i> sp3	8	17
Myrmicinae	<i>Carebara</i>	<i>Carebara</i> sp4	8	-
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp4	8	-
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp1	-	17
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp2	-	17
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster</i> sp3	8	-
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex</i> sp1	8	-
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex</i> sp2	8	17
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex</i> sp3	-	17
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex</i> sp4	8	-
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>Cyphomyrmex</i> sp5	8	-
Ponerinae	<i>Discothyrea</i>	<i>Discothyrea</i> sp3	42	-
Ponerinae	<i>Discothyrea</i>	<i>Discothyrea</i> sp1	17	-
Ponerinae	<i>Discothyrea</i>	<i>Discothyrea</i> sp2	-	8
Ponerinae	<i>Ectatomma</i>	<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier)	-	8
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp1	-	33
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp2	8	42
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp3	-	8
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp4	17	17
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp5	-	8
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp6	8	8
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp7	17	-
Ponerinae	<i>Hypoconera</i>	<i>Hypoconera</i> sp9	8	-
Myrmicinae	<i>Leptothorax</i>	<i>Leptothorax</i> sp1	8	25
Myrmicinae	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus smithii</i> Forel, 1893	33	25
Myrmicinae	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus</i> sp1	8	-
Myrmicinae	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus</i> sp3	17	-
Myrmicinae	<i>Mycocepurus</i>	<i>Mycocepurus</i> sp3	-	8
Formicinae	<i>Myrmelachista</i>	<i>Myrmelachista</i> sp1	-	8
Ponerinae	<i>Odontomachus</i>	<i>Odontomachus Bauri</i> Emery	8	-

Tabela 2 - continuação

Ponerinae	<i>Pachycondyla</i>	<i>Pachycondyla constricta</i> Mayr, 1884	-	8
Ponerinae	<i>Pachycondyla</i>	<i>Pachycondyla harpax</i> Fabricius, 1804	17	-
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp9	25	-
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp1	33	8
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp10	17	-
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp2	8	8
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp3	33	33
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp5	17	-
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp6	50	17
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp7	67	25
Formicinae	<i>Paratrechina</i>	<i>Paratrechina</i> sp8	17	8
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp1	8	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp10	8	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp11	8	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp2	33	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp3	33	25
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp4	8	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp5	-	8
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp7	8	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp8	25	-
Myrmicinae	<i>Pheidole</i>	<i>Pheidole</i> sp9	17	8
Myrmicinae	<i>Pseudomyrmex</i>	<i>Pseudomyrmex</i> sp1	8	-
Myrmicinae	<i>Pyramica</i>	<i>Pyramica</i> sp1	75	33
Myrmicinae	<i>Pyramica</i>	<i>Pyramica</i> sp2	42	-
Myrmicinae	<i>Pyramica</i>	<i>Pyramica</i> sp3	33	58
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp1	42	-
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp2	8	8
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp3	-	8
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp4	17	25
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp5	17	8
Myrmicinae	<i>Rogéria</i>	<i>Rogéria</i> sp6	8	-
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp1	75	75
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp2	17	-
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis</i> sp3	8	8
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i>	<i>Solenopsis virulens</i> (Smith)	8	-
Myrmicinae	<i>Strumigenys</i>	<i>Strumigenys</i> sp1	-	8
Myrmicinae	<i>Strumigenys</i>	<i>Strumigenys</i> sp2	-	8
Myrmicinae	<i>Strumigenys</i>	<i>Strumigenys</i> sp3	17	-
Myrmicinae	<i>Strumigenys</i>	<i>Strumigenys trudifera</i> Kempf & Brown	8	-
Myrmicinae	<i>Wasmannia</i>	<i>Wasmannia auropunctata</i> Emery, 1894	100	100
Myrmicinae	<i>Wasmannia</i>	<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	-	8

Os coeficientes de similaridades de Jaccard resultaram em baixos valores, nos dois períodos estudados, no mês de setembro as médias de Jaccard foram maiores (Figura 3).

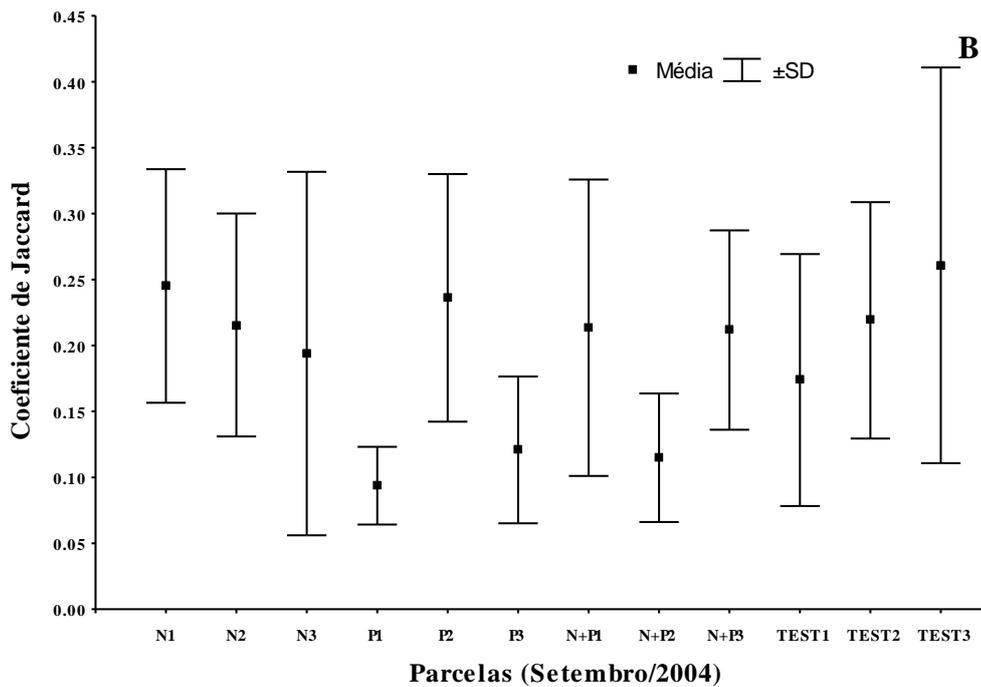
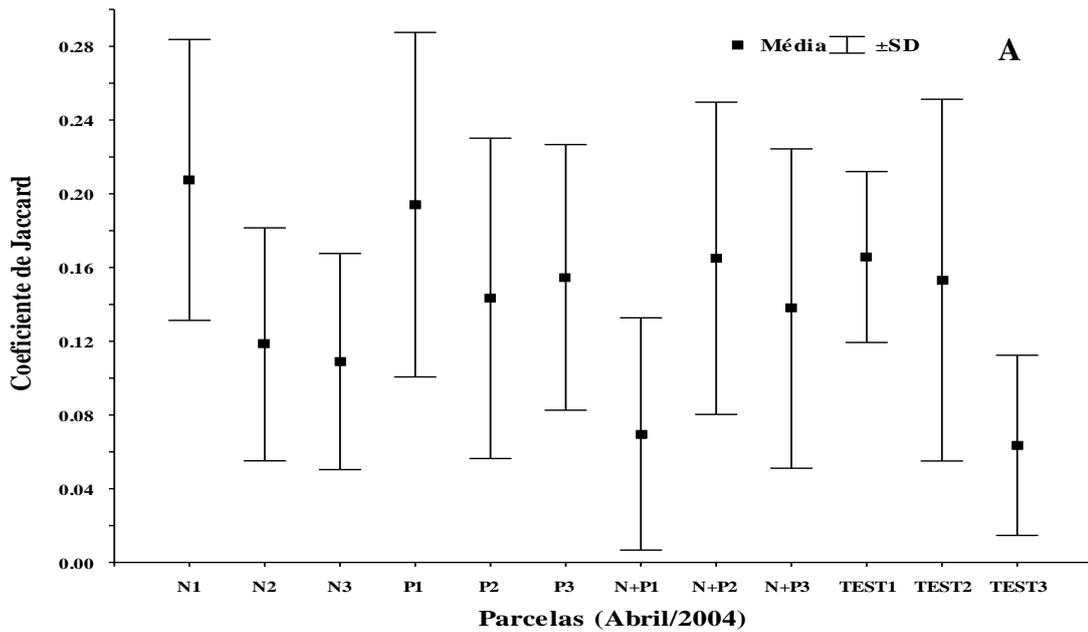


Figura 3: Coeficiente de Jaccard das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.

No mês de abril as parcelas (N1) $Jac_{\text{médio}} = 0.21$ e (P1) $Jac_{\text{médio}} = 0.19$, tiveram as maiores médias (Figura 3A) e no mês de setembro as parcelas, (TEST3) $Jac_{\text{médio}} = 0.26$ e (N1)

$Jac_{m\u00e9dio} = 0.25$ apresentaram as maiores m\u00e9dias (Figura 3B). Os coeficientes indicam que as parcelas analisadas abrigam comunidades diferentes.

No m\u00eas de abril as parcelas fertilizadas com f\u00f3sforo alcan\u00e7aram m\u00e9dias mais altas de diversidade de Shanon, $H' = 1.61$, quando comparadas com as parcelas fertilizadas com nitrog\u00eânio, $H' = 1.33$, nitrog\u00eânio e f\u00f3sforo, $H' = 1.22$ e parcelas testemunhas $H' = 1.04$ (Figura 4A). Em setembro ficaram em evid\u00eancia as parcelas controles, $H' = 1.42$, sendo que as parcelas tratadas com f\u00f3sforo, $H' = 1.41$, aproximaram-se dos valores encontrados nestas parcelas. As parcelas com nitrog\u00eânio tamb\u00e9m apresentaram elevado valor de diversidade, $H' = 1.24$ e N + P apresentou um baixo valor, $H' = 0.81$ (Figura 4B).

A diversidade de formiga, de acordo com os resultados do \u00edndice de shanon (Figura 4), foi baixa quando comparados com outros trabalhos em \u00e1reas degradadas (CONCEI\u00c7\u00c3O, et al., 2006) e em floresta prim\u00e1ria (MOUTINHO, 1998), as condi\u00e7\u00f5es ecol\u00f3gicas encontradas na \u00e1rea de estudo envolvendo uma estrutura menos complexas, causou diminui\u00e7\u00e3o na complexidade da fauna de formigas. Estes ambientes apresentam uma menor quantidade de liteira (MAJER, 1984), um clima vari\u00e1vel (LEVINGS, 1983), aumento de esp\u00e9cies competitivas mais aptas (SAVOLAINEN e VEPS\u00c4L\u00c4INEN, 1988) e vegeta\u00e7\u00e3o menos complexa (GREENSLADE e GREENSLADE, 1977).

Os baixos n\u00fameros de g\u00eaneros e esp\u00e9cies, certamente est\u00e3o relacionados com a degrada\u00e7\u00e3o da \u00e1rea estudada. Esses resultados est\u00e3o de acordo com os encontrados por (MOUTINHO, 1998), sobre comunidades de formigas, que relata que a diversidade aumenta \u00e0 medida que aumenta a complexidade estrutural do ambiente, sofrendo modifica\u00e7\u00f5es em virtude a v\u00e1rios fatores. Como a \u00e1rea estudada apresenta um ambiente degradado e menos complexo, isto pode ter afetado na comunidade de formigas, assim como o fato de que a fertiliza\u00e7\u00e3o possa contribuir com o aumento destas esp\u00e9cies.

Tamb\u00e9m houve uma varia\u00e7\u00e3o no \u00edndice de diversidade entre as parcelas de fertiliza\u00e7\u00e3o e parcelas controle, onde as mais elevadas m\u00e9dias s\u00e3o encontradas nas \u00e1reas fertilizadas, provavelmente relacionadas ao aumento da complexidade de \u00e1rvores, ervas e gram\u00edneas, que tiveram um aumento na sua biomassa e estrutura devido \u00e0 fertiliza\u00e7\u00e3o (Figura 4).

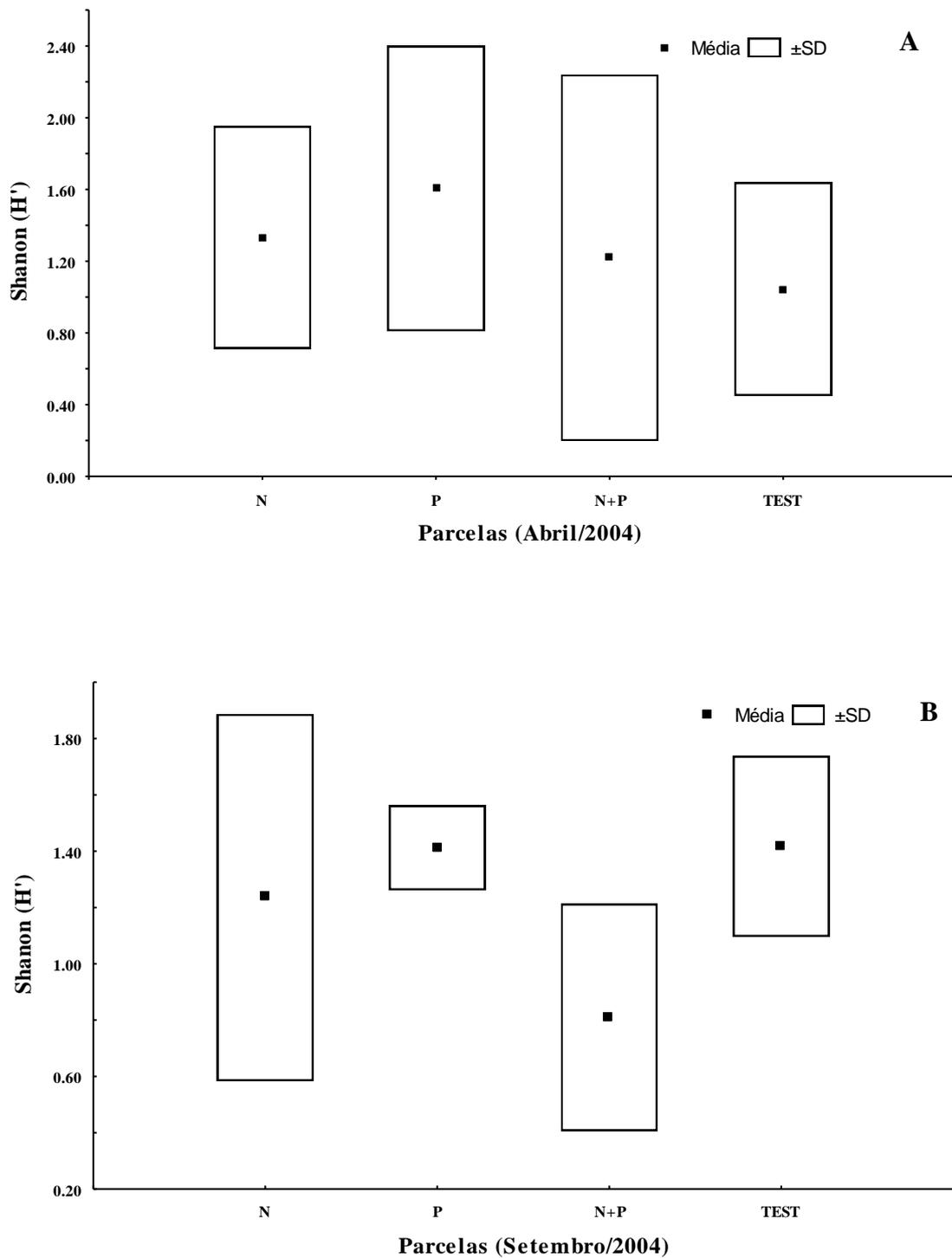


Figura 4: Diversidade de Shannon das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.

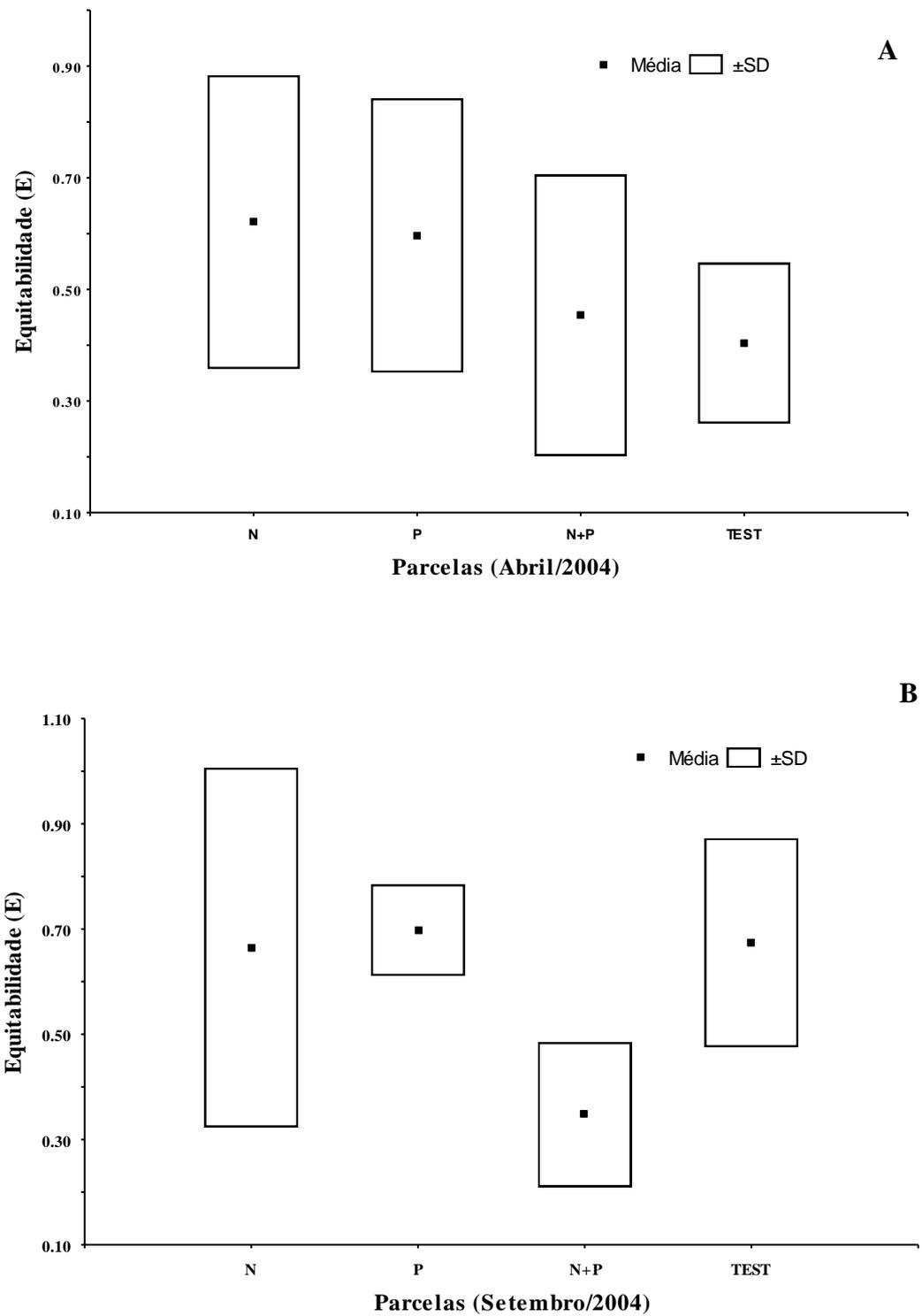


Figura 5: Equitabilidade das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.

Considerando a equitabilidade para o mês de abril, o maior valor de médias encontrado foram para as parcelas fertilizadas com nitrogênio, $E = 0.62$, as parcelas fertilizadas com fósforo aproximando-se deste valor, $E = 0.60$, as parcelas fertilizadas com N+P, $E = 0.45$ e parcelas controle, $E = 0.40$ apresentaram valores baixos (Figura 5A). No mês de setembro as parcelas fertilizadas com P destacaram-se com $E = 0.70$, aproximaram-se deste valor, evidenciaram-se as parcelas fertilizadas com nitrogênio, $E = 0.67$ e as parcelas testemunhas, $E = 0.67$, apenas N + P apresentou um valor mais baixo $E = 0.35$ (Figura 5B).

O índice de equitabilidade, que estima a distribuição das espécies na amostra, verificando a homogeneidade da ocorrência numérica destas acompanhou, praticamente, a mesma trajetória da diversidade. Esta análise indicou que a distribuição da abundância dos indivíduos não foi homogênea para as duas datas de coletas (Figura 5).

Dentre as parcelas estudadas no mês de abril, demonstraram maiores médias de riqueza às fertilizadas com nitrogênio e fósforo $S = 14$ e as fertilizadas com fósforos, $S = 14$. As parcelas controles aproximaram-se deste valor, $S = 13$ e apenas as parcelas com fertilizadas com nitrogênio apresentaram valores mais baixos $S = 8$ (Figura 6A). Para o mês de setembro, a maior média encontrada foram nas parcelas fertilizadas com N + P, $S = 11$, assemelhando-se desta, as parcelas controles com $S = 9$, as demais parcelas apresentaram valores, as fertilizadas com P, $S = 8$ e fertilizadas com nitrogênio, $S = 6$ (Figura 6B). Os baixos valores de riqueza também estão associados à baixa complexidade estrutural do ambiente.

Os resultados obtidos, neste estudos, estão de acordo com o trabalho de Davidson et al., 2004, para estudos de artrópodes e vegetação, onde os resultados responderam significativamente aos tratamentos com fertilização, havendo um aumento da biomassa e estrutura da vegetação. Em abril de 2000, o autor coletou dados sobre artrópodes, o número destes insetos não respondeu aos tratamentos e a presença de formigas foi excluída desta análise. Porém em 2001 estes insetos responderam aos tratamentos fertilizados, as parcelas com P e N + P apresentaram duas vezes mais indivíduos de artrópodes do que as parcelas controles. O mesmo autor nas análises para formigas não encontraram variações entre as parcelas, Davidson et al., 2004 justificam que formigas são insetos sociais, com o grande número de indivíduos achados em armadilhas (bolsas de serrapilheira) e o número de espécies são menos significantes, as espécies de formigas variaram em média de 8 a 14. Devido à inferência interanual entre 2000 e 2001, os autores propõe mais estudo, devido o fato de comunidade de formigas serem muito complexas.

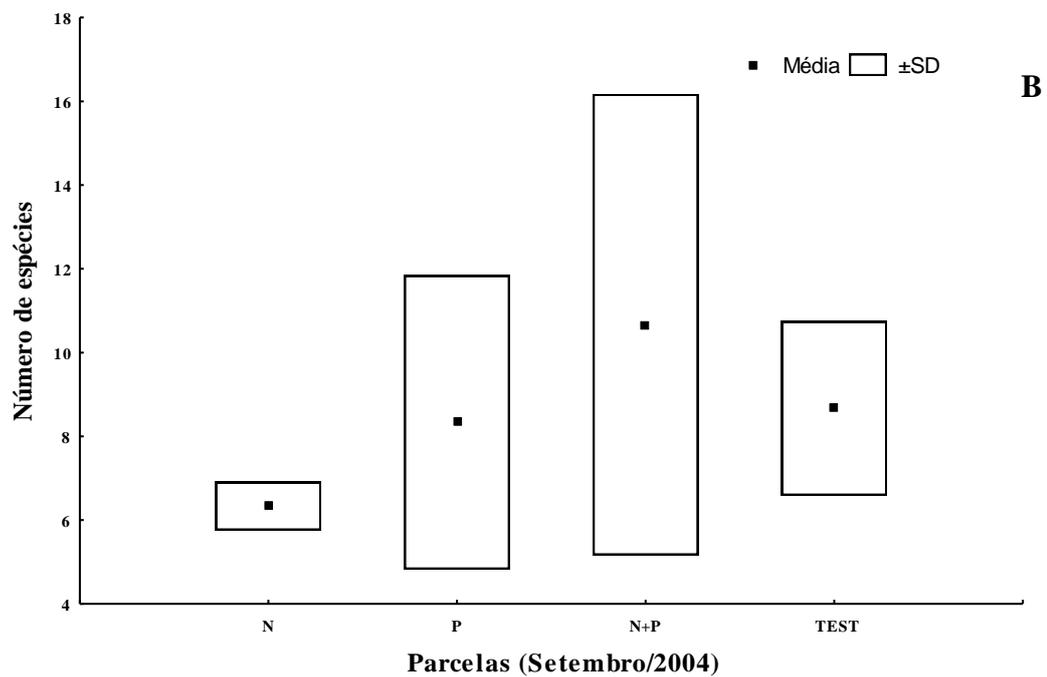
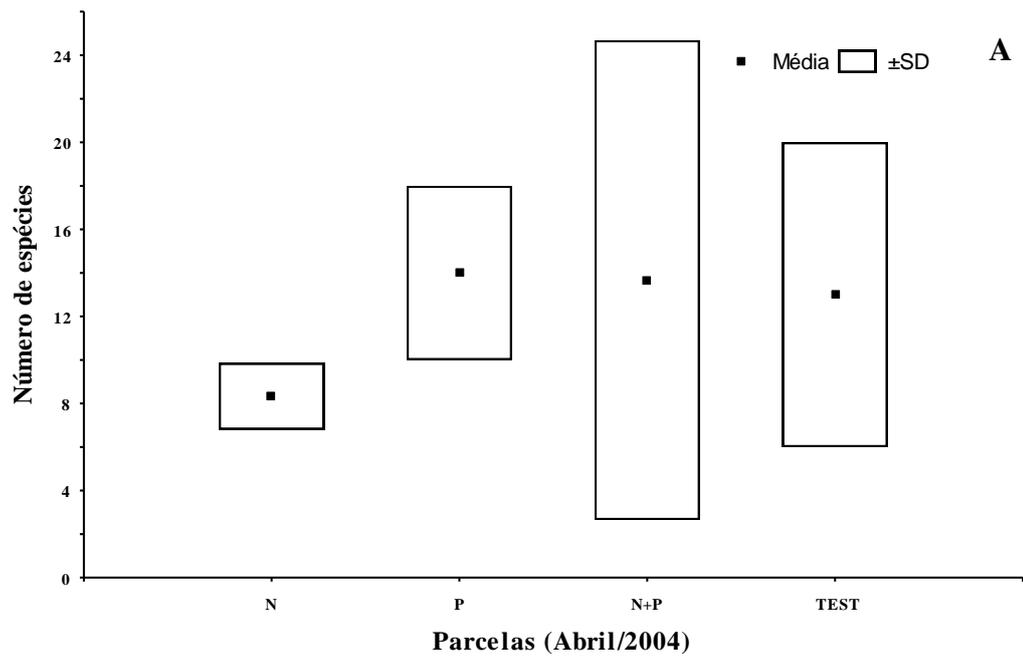


Figura 6: Riqueza das amostras de formigas nas parcelas referentes aos meses de abril e setembro de 2004: N1, N2 e N3 = parcela fertilizada com nitrogênio; N+P1, N+P2 e N+P3 = parcela fertilizada com nitrogênio e fósforo; P1, P2 e P3 = parcela fertilizada com fósforo e parcelas não fertilizadas “Testemunhas” TEST1, TEST2 e TEST3, Fazenda Vitória – Paragominas – PA.

De uma maneira geral, as médias de diversidade, equitabilidade e riqueza apontam para números mais elevados nos tratamentos de fertilização, em geral as parcelas fertilizadas com fósforo destacaram-se com índices mais elevados. Apenas uma única vez, podemos sobressaltar uma elevada média nas parcelas controles no mês de setembro 2004. Os baixos índices de similaridade entre as parcelas, também apontam para a interferência da fertilização nos tratamentos, esta diferença mais uma vez sobressalta a hipótese de que a diferença entre os ambientes estudados modifica a comunidade de formigas.

5 - CONCLUSÕES

- Há variação na composição da fauna de formigas nos ambientes fertilizados. Este fato pode ser atribuído ao crescimento da vegetação em decorrência a fertilização com N, P e N + P.
- A composição de espécies é modificada quando comparadas com ambientes mais complexos, como em áreas fertilizadas.
- As formigas são bioindicadores, pois reagem sensivelmente as perturbações ambientais.
- Recomenda-se uma forma de manejo florestal mais adequado para que não haja grandes alterações na diversidade local, assim como, na composição da fauna de formigas.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIS, J; ALBUQUERQUE-RIBEIRO, M.O. **Impact of deforestation on soil invertebrates from central Amazonian inundation forests and their survival strategies to long-term flooding.** Water Quality Bulletin, 1989, n.14, p.88-104.

ADIS, J. Terrestrial invertebrates: survival strategies, group spectrum, dominance and activity patterns. In: JUNK, W.J. (ed.), The central Amazon Floodplain. Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag, **Ecological Studies**. p. 299-317, 1997.

ADIS, J.; LUBIN, Y. D.; MONTGOMERY, G. C. Arthropods from the canopy of inundated terra firme forest near Manaus, Brazil, with critical considerations on the pyrethrum fogging technique. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. n.19, p. 223-236, 1984.

AGOSTI, D; MAJER, J. D; TENNANT, A.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity.** Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA. 2000.

ALONSO, L. E; AGOSTI, D. Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview. In: AGOSTI, et al. (eds.), **Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Biological Diversity Handbook Series.** Washington, Smithsonian Institution Press. p. 1-8, 2000.

ANDERSEN, A.N. Function groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparasion with Australia. **Journal of Biogeography**. 1997, v.24, n.3, p.433-460.

ANDERSEN, A.N et al. Using ants as bioindicators in land mangement: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**. 2002, n.39, p. 8-17.

BAILLIE, I. C. Soil characteristics and mineral nutrition of tropical wooded ecosystems. In: PROCTOR, J. (ed). Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems. **Blackwell Scientific Publications**, Oxford, p. 15-26, 1989.

BELSHAW, R; BOLTON, B. A survey of the leaf litter ant fauna in Ghana, west Africa (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Hymenoptera Research**. 1994, n.3,p.516,

BOLTON, B. **Identification Guide to the Ant Genera of the World**. Cambridge (MA): Harvard University Press. 1997, 222p.

BOLTON, B. Ant genera of the tribe Dacetoniini (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History**, 33: p.1639-1689, 1999.

BRETON, L.E, et al. Experimental evidence of large scale unicoloniality in the tramp ant *Wasmannia auropunctata* (Roger). In. Anais do 10º seminário de iniciação científica da UESC. **Journal of Insect Behavior**. 2004, v.4, n.17, p. 263-271.

BRIAN, M. V. The natural density of *Mymica rubra* and associated ants in West Scotland. **Insectes Sociaux**, n.3, p.437-487, 1957.

BROWN, S; LUGO, A. Tropical secondary forests. **Journal Tropical Ecology**. 1990, n.6, p.1-32.

BRÜHL, C.A; GUNSALAM, G; LINSENMAIR, K.E. Stratification of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. **Journal of Tropical Ecology**. 1998. n.14. p. 285-297.

BRUIJNZEEL, L. A. Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. **Journal of Tropical Ecology**. 1991, n.7, p.1-24.

BÜCHS, W. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n.9, p.35-78. 2003.

BUDOWSKI, G. **Sistemas agrosilvopastoris en los trópicos húmedos**. Turrialba: Catie, Costa Rica. 1978. 26p.

BURESH, R. J; TIAN, G. Soil improvement by trees in sub-Sahara África. In: **Agroforestry system special issue**. 1998.

CARROL, C. R; JANZEN. D. H. Ecology of foraging ants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, n.4, p. 231-257, 1973.

CASTRO, A. G; QUEIROZ, M. V. B; ARAÚJO, L. M. Estrutura e diversidade de comunidades de formigas em pomar de citrus. 1989 **Anais ...** Sociedade Entomológica do Brasil, n.18, p .229-246.

CASTRO, A. G; QUEIROZ. M. V. B. Estrutura e organização de uma comunidade de formigas em agro-ecossistema neotropical. 1987. **Anais...** Sociedade Entomológica do Brasil, n.16, p. 363-375.

CHERRETT, J.M. History of the leaf cutting ant problem. In: LOFGREN, C.S; VANDER MEER, R.K. (ed) **Fire ants and leaf cutting ants: biology and management**. Westview Press, Boulder. 1986.

CIKEL BRASIL VERDE S.A. Avaliação de Certificação do Manejo Florestal das florestas naturais da Cikel Brasil Verde S.A. Fazenda Rio Capim . Paragominas, PA, Brasil. **Scientific Certification Systems**, Relatório técnico. p. 39, 2001.

CONCEIÇÃO ES, et al. Comunidades de Formicidae do ecótono do Planalto Conquistense, Bahia, Brasil. In: Encontro de mirmecologia. 2000. **Resumos...** Londrina, n.15, p. 285-288.

CONCEIÇÃO, E. S et al. Assembléias de Formicidae da serapilheira como bioindicadores da conservação de remanescentes de mata Atlântica no extremo sul do estado da Bahia. **Sitientibus, Série Ciências Biológicas**. v4, n.6, p. 296-305. 2006.

CORSON, W. H. **Manual Global de Ecologia: o que você ode fazer a respeito da crise do meio ambiente**, 4 ed., São Paulo: Augustus. 2002.

COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado – A saúva, as queimadas e sua possível relação na ciclagem de nutrientes minerais. **Bol. Zool. USP**. n8, p.1-9. 1984.

DAJOZ, R. **Insects and forests: the role and diversity of insects in the forest environment**. London, Intercept, 2000, 668p.

DAVIDSON, E.A, et al. Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**. v4, n.14, p. 150-163, 2004.

DELABIE, J.H.C; FOWLER, H.G. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahian cocoa plantations. **Pedobiologia** n.39, p. 423-433, 1995.

DELABIE, J.H.C. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae): métodos de estudo e estudos de casos na Mata Atlântica. In: Encontro de zoologia do Nordeste, Feira de Santana, 1999. **Resumos...** Feira de Santana: UEFS/SNZ, p.58-68.

DELABIE, J.H.C; AGOSTI, D; NASCIMENTO, I.C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D, et al. (Eds.), **Sampling ground-dwelling ants: case studies from de world's rain forests**. Bulletin 18. Curtin University School of Environmental Biology, Perth, Australia, 2000, 117p.

DELABIE. JHC. Ocorrência de *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) em cacauais na Bahia. **Revista Theobroma**. v.1, n.18 p. 29-37, 1988.

DEYRUP, M; TRAGER, J. *Strumigenys rogeri* an Afirca Dacetine ant new to the U.S.(Hymenoptera: Formicidae) **Florida Entomologist** n.67, p. 512-576, 1984.

DIAS-FILHO, M.B. 2004. Competição e sucessão vegetal em pastagens. In: PEREIRA, O.G, et al. (Ed.). **2º Simpósio sobre manejo estratégico da pastagem**. Viçosa: UFV; DZO, 251-287p.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN; J. W, et al. (eds.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Society of America, (SSSA Special Publication, 35). 1994. 3-21p.

DORIGO, M; Bonabeau, E; Theraulaz, G. Ant algorithms and stigmergy. **Future Generation Computer Systems**, n.16, p. 851–871, 2000.

EL-HUSNY, J.C, et al. Cultivares de soja para microrregião de Paragominas, Pará. Belém. (Embrapa-CPATU. **Circular Técnica**, 76) p.19, 1998.

ELLWOOD, M. D. F; FOSTER, W. A. Doubling the estimate of invertebrate biomass in a rainforest canopy. **Nature**. n. 429, p.549-551, 2004.

ERWIN, T. L. Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C (ed.), Tropical Rain Forest: **Ecology and Management**. Edinburgh: Blackwell. p. 59-75. 1983

FARJI-BRENER, A. G; J. F. SILVA. Leaf-cutting ants and forest groves in a tropical parkland savanna of Venezuela: facilitated succession? **Journal of Tropical Ecology**.1995, n.11, p.651-669.

FEARNSIDE, P. M. Perspectivas para desenvolvimento sustentado em florestas tropicais. **Ciência e Movimento**. v.0 n.1, p.5-11, 1989.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**. v1, n.1, p.113-123, 2005.

FEARNSIDE, P.M. A floresta vai acabar? **Ciência Hoje**. v10, n.2, p. 42-52, 1984.

FERNÁNDEZ, F. **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos. Bogotá, Colombia. 2003. 221-260p.

FINEGAN, B. El funcionamiento de ecosistemas de bosques tropicales. **In: Curso bases ecológicas para la producción sostenible**. San José: CATIE, 1993. p.26.

FISHER, B. L. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. **Fieldiana Zool**. n.85, p. 93-108,1996.

FITTKAU, E. J; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. **Biotropica**. n. 5, p.2-14,1973.

FOLGARAIT, P.J. Ant Biodiversity and its Relationship to Ecosystem Functioning: a Review. **Biodiversity and Conservation**. n.7, p.1221-1244, 1998.

FOWLER, H.G, et al. Ecologia nutricional de formigas. In: PANIZZI, A.R; PARRA, J.R.P. (Ed.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo: Manole, 1991. p. 131 - 359.

GAMA-RODRIGUES, A. C. **Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos, em solos de tabuleiros da Bahia, Brasil**. 1997. 107f. Tese Doutorado em Ciências do Solos– Universidade Federal de Viçosa.

GOMES, F.P. **Curso de estatística experimental**. 13. ed. São Paulo: Nobel, 1990,486p.

GONZALEZ, G; SEASTED, T.R. A comparison of the abundance and composition of litter fauna in tropical and subalpine forests. **Pedobiologia** n.44, p. 545-555, 2000.

GOTWALD, W.H. Army ants: the biology of social predation. The Cornell series in arthropod biology. **Ithaca and London**, Cornell University Press, p.302,1995.

GRENSLADE, P; GRENSLADE, P. Some effects of vegetation cover and disturbance on a tropical ant fauna. **Insectes Sociaux**. v.2, n.24, p.163-182, 1977.

HARPER, J.L; HAWKSWORTH, D.L. Preface. In: HAWKSWORTH, D.L., ed. **Biodiversity measurement and estimation**. London: Chapman & Hall, p.5-12, 1996.

HERCHT, S.B; NORGAARD, R.B; POSSIOI, G. The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. **Interciencia**. v.5, n.13, p. 233-240, 1988.

HERRERA, R, et al. Amazon ecosystems: their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciência** n.3, p. 223-232. 1978.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. 1990. **The ants**. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press 1990, 731-732p.

HORBE, A. M. C; COSTA, M. L. Relações genéticas entre latossolos e crostas lateríticas aluminosas e alumínio-ferruginosas na região de Paragominas, Pará. **Revista Brasileira de Geociências**. v.4, n.29, p.497-504, 1999.

JEANNE, R. L. A latitudinal gradient in rates of ant predation. **Ecology** n.60, p.1211-1224. 1979.

JOHNS, J; BARRETO, P; UHL, C. Logging damage in planned and unplanned logging operations and its implications for sustainable timber production in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**. v.89, p.59-77, 1997.

JORDAN, C.F. Amazon rain forest. **American Scientist**. v.70, n.4, p.394-401. 1982.

KASPARI, M., WEISER, M. D. Ant activity along moisture gradients in a neotropical. **Forest. Biotropica**. v.4, n.32, p. 703-711, 2000.

KING, J.R; ANDERSEN, A.N; CUTTER, A.D. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropic. **Biodiversity and Conservation**.v.7, p.1627-1638. 1998.

LASSAU, S.A; HOCHULI, D.F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**. n.27, p. 157-164, 2004.

LEVEY, J; BYRNE, M.M. Complex Ant-Plant Interactions: Rain Forest Ants as Secondary Dispersers and Post-Dispersal Seed Predators. **Ecology**. v.6, n.74, p. 1802-1812, 1993.

LEVINGNS, S. C. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some cases of patchy species distributions. **Ecol. Monogr**. n.53, p. 435-455, 1983.

LONGINO, J.T; CODDINGTON, J; COLWELL, R.K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness in three different ways. **Ecology**. n.83, p.689-702, 2002.

LOUZADA, J. N. C; SANCHES, N. M; SCHILINDWEIN, M. N. Bioindicadores de qualidade e de impactos ambientais da atividade agropecuária. **Informe Agropecuário**. v.21, n.202, p. 72-77, 2000.

LOVEJOY, T.E. Foreword. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A, eds. Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sunderland: **Sinauer Associates**. p.5-9, 1980.

MACEDO, M.C.M. Recuperação de áreas degradadas: pastagens e cultivos intensivos. In: Congresso Brasileiro de ciências do solo, Goiânia, 1993. **Anais...**Goiânia: SBSC, p.71-72.

MACEDO, M.C.M; ZIMMER, A.H. Sistema pasto-lavoura e seus efeitos na produtividade agropecuária. In: FAVORETTO, V; RODRIQUES, L.R.A.; REIS, R.A. (eds.). Simpósio sobre ecossistemas de pastagem. Jaboticabal. 1993. **Anais...** Jaboticabal: FUNEP, UNESP, p.216-245.

MACKAY, W.P, et al. Impact of the slashing and burning of a tropical rain forest on the native ant fauna (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**. n.18, p. 257-268, 1991.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princenton University Press, 1988, 178-179p.

MAJER, J. D. & KOCK, A. E. **Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation**. Suid-Afrikaase Tydskrif vir Wetenskap, n.88, 1992. p.31-36.

MAJER, J. D. The maintenance of the ant mosaic in Ghana cocoa farms. **Journal Applied Ecology**, 1976, n.13, p. 123-144.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of Minesite Rehabilitation, Land Use, and Land Conservation. **Environ. Manag.** v.4, n.7, p. 375-383, 1983.

MAJER, J.D; DELABIE, J.H.C. Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazon. **Insectes Sociaux**. n.41, p. 343-359, 1994.

MAJER, J.D. **Ant return in rehabilitation mines – an indicator of ecosystem resilience.** In, B. Dell (ed.), MEDECOS IV. Proc. 4th Internal. 1984. Conf. Mediterranean Ecosystems. p. 105-106.

MAJER, J.D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 1992, v.8, n.1, p.97-108.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira.** Banco Mundial – 1 ed. Brasília: Estação Gráfica. 2003,100p.

MATOS, J. Z; C, et al. Comparação da fauna de formigas de plantio de *Pinus elliotti*, com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). **Biotemas** n.7, p. 57-64, 1994

MCKENZIE, D. H; HYATT, D. E; MCDONALD, V. J. **Ecological indicators.** London, Chapman and Hall. 1995.

MOUTINHO, P. R. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: conseqüências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. In: **Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo.** C. GASCON; P. R. MOUTINHO (eds.), INPA, Manaus. 1998, p. 155 - 170.

MUELLER-DOMBOIS, D; ELLEMBERG, H. **Aims and methods for vegetation ecology.** New York. 1974, p. 547.

MYERS, R.J.K; ROBBINS, G.B. Sustaining productive pastures in the tropics. Maintaining productive sown grass pastures. **Tropical Grasslands**, v.25, p.104-110, 1991.

NASCIMENTO JÚNIOR, D; QUEIROZ, D.S; SANTOS, M.V.F. Degradação das pastagens e critérios para avaliação. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C.; FARIA, V.P. (eds.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 11. Piracicaba. 1994. **Anais...Piracicaba: FEALQ**, p. 325.

NEPSTAD, D. C, et al. The role of deep roots in the hydrologic and carbon cycles of Amazonian forest and pastures. **Nature**. v. 372, p. 666-669, 1994.

NEPSTAD, D; UHL, C; SERRÃO, E.A.S. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brasil. In: ANDERSON, A., ed. **Alternatives to deforestation, steps towards sustainable use of the Amazon rain forest**. New York: Columbia University Press. 1990, p.215-229.

NEPSTAD, D.C; UHL, C; SERRÃO, A.S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**. v.6, n.20, p. 248-255, 1991.

NOSS, R. N. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, n.4, p. 355-364, 1990.

NYE, P.H. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. **Plant Soil**. n.13, p. 333-346. 1961.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: G. Koogan. 1988, 434p.

OLIVEIRA, P. S; BRANDÃO, C. R. F. The ant community associated with extrafloral nectaries in the Brazilian cerrados. In: Huxley, C. R. E & Cutler, D. F. (eds). **Ant-plant interactions**. London, Oxford University Press, p.198-212, 1991.

OLSON, D. M. A comparison of the efficacy of litter sifting and Pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera, Formicidae) in a tropical wet Forest, Costa Rica. **Biotropica**. v.2, n.23, p. 166-172. 1991.

OSBOM, F; GOITIA, W; CABRERA, M; JAFFÉ, K. Ants, plants and butterflies as diversity indicators: Comparisons between at six forest sites in Venezuela. **Studies of Neotropical Fauna and Environment**. n.34, p. 59-64, 1999.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment, Amsterdam**, v.74, p. 1-18, 1999.

PARKER, S. P. **Synopsis and Classification of Living Organisms**. Nova York: McGrawHill,1982.

PAULA, J.A. **Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica**. Belo Horizonte, 1997. 672f. Dis. Mcs – Universidade Federal de Minas Gerais.

PEREIRA, M.P.S, et al. A fauna de formigas como bioindicadora do monitoramento de ambientes de área de empréstimo em reabilitação na Ilha da Madeira, RJ. In: **XIV Jornal de Iniciação Científica da UFRRJ, Resumo**. 2004, v.2, n.2, p. 1518-5680.

PERFECTO, I; SEDILES, A. Vegetational diversity ants (Hymenoptera: Formicidae), and herbivorous pest in a Neotropical agroecosystem. **Enviromental Entomology**, n.21, p.61-67. 1992.

POGGIANI, F. Floresta para fins energéticos e ciclagem de nutrientes. **Série Técnica. IPEF**, Piracicaba, v.2, n.1, p. 1-11, 1980.

RAMOS, L.S et al. **Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado “Stricto sensu” em Minas Gerais**. Lundiana, 2003, f. 95-102.

RIBEIRO, C.F.A et al. Exportação brasileira de carne bovina: uma análise de comércio exterior. 2005. **V Encontro Latino Americano de Pós-graduação da UNIVAP**. São José dos Campos.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2003, 384p.

SAMWAYS, M. J. Community structure of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a series of habitats associated with citrus. **Journal of applied ecology**. 1993, n.20, p.833-847.

SANTOS, G. M. de M; MARQUES, O. M. Análise faunística de comunidades de formigas epigéias (Hymenoptera - Formicidae) em dois agroecossistemas em Cruz das Almas-Bahia, **Insecta**. n.5, p.1-23, 1996.

SAVOLAINEN, R; K; VEPSÄLÄINEN. **A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure.** Oikos.1988, 135-155p.

SERRÃO, E. A. S.; FALESI, I. C. Pastagens do trópico úmido brasileiro. In: **Simpósio sobre manejo de pastagens:** Piracicaba: 1977. ESALQ.

SERRÃO, E. A. S; UHL, C; NEPSTAD, D. C.. Deforestation for pasture in the tropics: is it environmentally sound in the long term? In: **International Grassland Congress**, 1993. Rockhampton, Australia. Proceedings...Palmerston North: New Zealand Grassland Association. 27: p. 2215-2221.

SERRÃO, E.S.A; TOLEDO. The search for sustainability in Amazonian pastures. In: **alternative to deforestation: steps towards sustainable utilization of Amazon forests**, A. B. Anderson (ed.). Columbia University Press. 1990.

SILVA, R. R; BRANDÃO, C. R. F. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. **Biotemas**, v.2, n.12, p. 55-73, 1999.

SILVEIRA NETO, et al. **Manual de ecologia dos insetos.** Agronômica Ceres, Piracicaba, Brasil, 1976, 419p.

SILVESTRE, R; SILVA, R. R. 2001. Guildas de formigas da Estação Ecológica Jataí, Luis Antônio – SP – sugestões para aplicação de guildas como bio-indicadores ambientais. **Biotemas**, v.1, n.14, p. 37-69, 2001.

SMITH. M.R.B, et al. Uso de formigas como bioindicadores: Primeiras indicações de padrões de interação entre vegetação, atividades agrícolas e comunidades de Formicidade. In: **Congresso Latino-Americano e Brasileiro de Zoologia, Resumos.** 1992. Belém. PA. n.16, p.146.

SPAIN, J,M; GUALDRÓN, R. Degradación y rehabilitación de pasturas. In: LASCANO, C.E; SPAIN, J.M. (Eds.). **Establecimiento y renovación de pasturas.** Cali: CIAT, 1991, p. 269-283.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring ecological change**. Cambridge, Cambridge University Press, 1993, 334p.

TEWS, J; BROSE, et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. **J. Biogeogr.** 2004, n.31: p. 79-92.

THOMANZINI, M.J; THOMANZINI, A.P.B.W. Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano. Rio Branco: EMBRAPA Acre, **Circular Técnica**, n.35, p. 41, 2002.

THOMAZINI, M. J.; THOMAZINI, A. P. B. W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Rio Branco: Embrapa Acre. **Documentos**, p.57. 2000.

TOLEDO, J.M; SERRAO, E.A.S. Producción de pastos y ganado en la Amazonia. 1984. In: **Amazônia: Investigación Sobre agricultura y uso de tierras**. Cali, Colombia: CIAT, 1982, p. 297-323.

UHL, C; BUSCHBACHER, R; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in Easter Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, 1988, n.76, p. 663-681.

UZEDA, M; UHL, C. Avaliando o Uso do Solo nos Municípios Amazônicos - Problemas e Perspectivas: Imazon, 20 p. (**Relatório Interno**).

VASCONCELOS, H; DELABIE, J.H.C. Ground ant communities from central Amazonia forest fragments. In: AGOSTI, D; MAJER, J.D; ALONSO; SCHUTZ, T. (Eds.), **Sampling ground-dwelling ants: case studies from de world's rain forests**. Bulletin 18. Curtin University School of Environmental Biology, Perth, Australia, 2000, p. 5970.

VASCONCELOS, H.L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in Central Amazonia. **Biod. Conserv.** n.8, p. 409-420. 1999.

VEENA, B. & P. SONI. Revegetation and ant colonization relationship in reclaimed rock phosphate mines. **Journal of Tropical Ecology**. 1992, n.33, p. 223-231.

VIEIRA, S. A. **Efeito de plantações florestais (Eucalyptus sp.) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado do Estado de São Paulo.** 1998. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, p.73.

VIEIRA, SALGADO. L; SANTOS, P.C.T.C. **Amazônia: seus solos e outros recursos naturais.** Editora Agronômica Ceres, São Paulo. 1987, 416p.

VITOUSEK, P. M; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist Tropical forest. *Am. Ver. Ecol. Syst.* n.17, p.137-67, 1986.

VITOUSEK, P. M. Beyond global warming: ecology and global change. **Ecology.** v.75, p. 1861-1876, 1994.

VOGT, K. A; GRIER, C. C. VOGT, D. J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forest. **Advances in ecological research.** v.15, p.303-77, 1986.

WALL, D. H; MOORE, J. C. Interactions underground. **BioScience.** n.49: p.109-107, 1999.

WATRIN, O. S; ROCHA, A. M.A. Levantamento da vegetação natural e do uso do terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT. Belém, EMBRAPA – CPATU – **Boletim de pesquisa.** n,124, p.40, 1991.

WILSON, E. O. The biological diversity crisis: A challenge to science. Issue **Sci.Technol.** v.2, p.20-29, 1985.

WILSON, E. O. The arboreal ant fauna of Peruvian Amazon forest: first assessment. **Biotropica,** n.19, p.245-251, 1987.

WILSON, E. O. **Biodiversidade.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 1997.

WILSON, E.O. Causes of ecological success: the case of the ants. **Journal of Animal Ecology,** 1987, v.56, p.1-9.

WIRTH, R, et al. The herbivory of leaf-cutting ants. A case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama. Springer Verlag, Berlin. **Ecology**. n.13, p. 741-757, 2002.

WRIGHT, I, et al. Dry season micrometeorology of central Amazonian ranchland. **Journal of the Royal Meteorological Society**. 1992, v.118, p. 1083-1099. 1992.

YORK, A. The long-term effects of fire on forest ant communities: management implications for the conservation of biodiversity. **Memoirs of the Queensland Museum**, n.36, p. 231-239, 1994.