

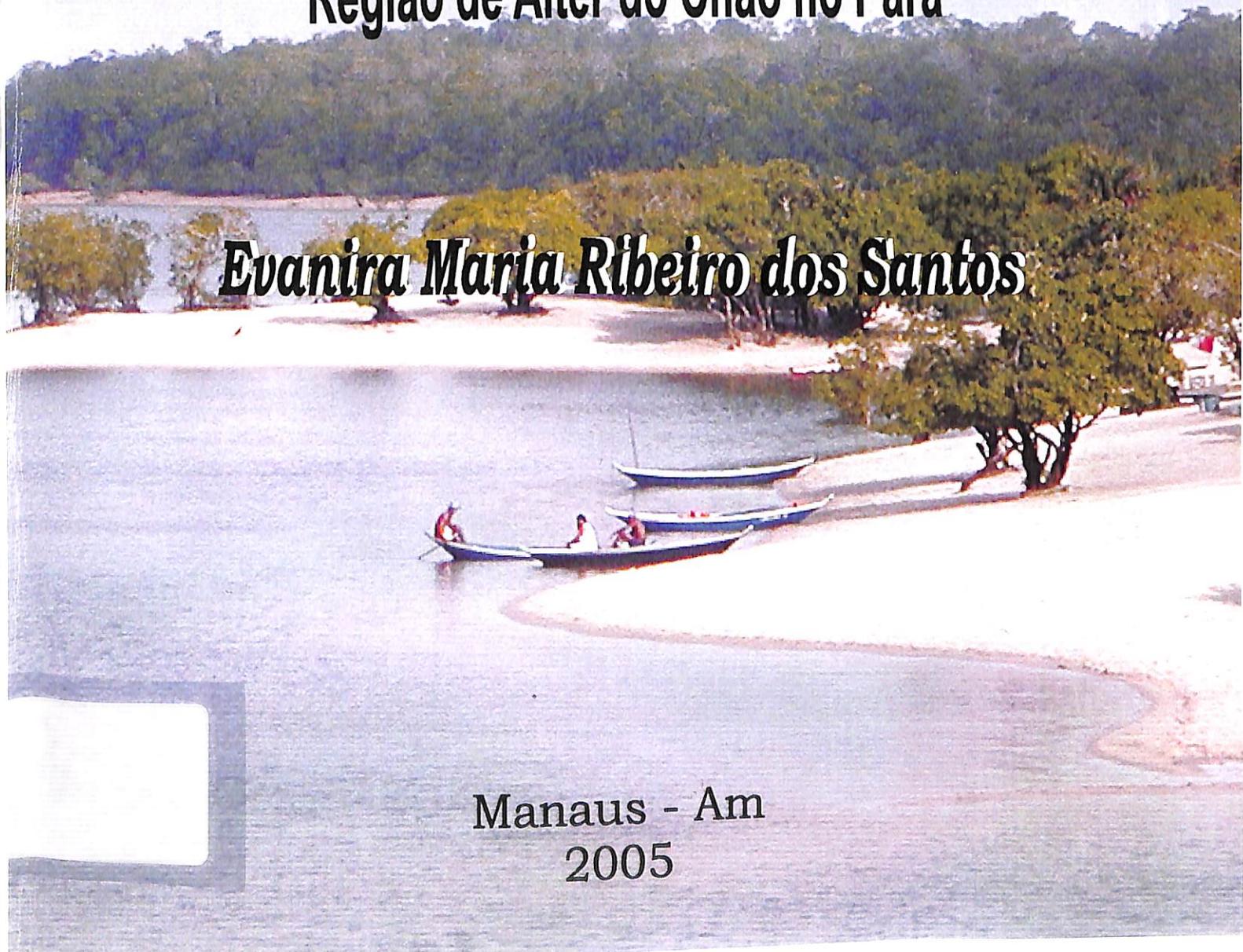
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Universidade Federal do Amazonas - UFAM

Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia
Tropical e Recursos Naturais - PPG BTRN

**Diversidade, Distribuição de Ácaros Oribatídeos (Acari:
Oribatida) e a Análise do Esforço Amostral nos Padrões
Vistos na Comunidade, em Savana Amazônica na
Região de Alter do Chão no Pará**

Evanira Maria Ribeiro dos Santos

Manaus - Am
2005



**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**

**PROGRAMA INTEGRADO DE PÓS – GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E
RECURSOS NATURAIS – PPG BTRN**

DIVERSIDADE, DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS ORIBATÍDEOS (ACARI: ORIBATIDA) E
A ANÁLISE DO ESFORÇO AMOSTRAL NOS PADRÕES VISTOS NA COMUNIDADE,
EM SAVANA AMAZÔNICA NA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO NO PARÁ.

**EVANIRA Maria Ribeiro dos Santos
MSC**

MANAUS - AM

2005

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

DIVERSIDADE, DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS ORIBATÍDEOS (ACARI: ORIBATIDA) E
A ANÁLISE DO ESFORÇO AMOSTRAL NOS PADRÕES VISTOS NA COMUNIDADE,
EM SAVANA AMAZÔNICA NA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO NO PARÁ.

EVANIRA MARIA RIBEIRO DOS SANTOS

MSC

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do Convênio INPA / UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em **Ciências Biológicas**, área de concentração em **Entomologia**.

Manaus - Amazonas

2005

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA
Universidade Federal do Amazonas – UFAM

DIVERSIDADE, DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS ORIBATÍDEOS (ACARI: ORIBATIDA) E
A ANÁLISE DO ESFORÇO AMOSTRAL NOS PADRÕES VISTOS NA COMUNIDADE,
EM SAVANA AMAZÔNICA NA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO NO PARÁ.

EVANIRA MARIA RIBEIRO DOS SANTOS

MSc

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do Convênio INPA / UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em **Ciências Biológicas**, área de concentração em **Entomologia**.

ORIENTADORA: Dr^a. Elizabeth Franklin Chilson

CO-ORIENTADOR: Dr. William Ernest Magnusson

MANAUS - AM

2005

T
59542
62312
11 2

SANTOS, Evanira Maria Ribeiro

Diversidade, Distribuição de Ácaros Oribatídeos (Acari: Oribatida) e a Análise do Esforço Amostral nos Padrões Vistos na Comunidade, em savana amazônica na região de Alter do Chão no Pará, Manaus – AM/ Evanira Maria Ribeiro dos Santos.

Manaus: INPA/ UFAM, 2005

123 p.

Tese de Doutorado

- | | | |
|--------------------------|---------------------|---------------------|
| 1. Esforço amostral | 2. Savana Amazônica | 3. Ácaros Oribatida |
| 4. Inventário taxonômico | 5. Comunidade | |

Código da Edição:

SINOPSE:

Um estudo detalhado da comunidade de ácaros oribatídeos na savana amazônica, localizada na região Norte do Brasil é apresentado nesta investigação científica. Três principais aspectos (1. o conhecimento taxonômico, 2. o esforço amostral no campo e em laboratório e 3. os padrões ecológicos na comunidade) foram abordados e testados, visando à elaboração de um protocolo simples e eficiente de coleta, bem como, a redução dos custos financeiros no desenvolvimento de projetos sobre biodiversidade em larga escala espacial.

PRALAVRAS-CHAVE: Esforço amostral; Savana Amazônica; Ácaros Oribatídeos; Inventário taxonômico; Comunidade.

Key Words: sampling effort; Amazonian savana, Oribatid mites, Inventory, Community.

Dedico

A minha mãe Carmem,

ao marido Claudio Yano e

nosso filho Gabriel Akio, por

representarem na família uma

consistente unidade do antes, do

agora e do futuro promissor.

AGRADECIMENTOS

A Dra. Elizabeth Franklin Chilson, pela confiança depositada e orientação constante; pela amizade e companheirismo na confecção de cada etapa de construção desta tese e pela forma determinada que conduziu o meu aprendizado na “longa estrada” que é um doutorado, adequando a direção cada vez que eu esmorecia.

Ao “Tio Bill”, Dr. William Ernest Magnusson pela ajuda imensurável na elaboração do projeto, ensinamentos estatísticos, discussões extensas e sugestões essenciais na elaboração da tese e por me mostrar que a ciência caminha quando superamos nossa “incompetência”.

Ao Cláudio Yano pela colaboração e paciência japonesa na elaboração dos métodos para diluição das amostras, principalmente na confecção do aparato de Santos – Yano. Também, pelo incentivo, ânimo e perseverança que me enchem de confiança e me ajuda a seguir. Ao Gabriel Akio, por renovar minha energia com sua contagiante alegria de ser.

A minha Cunhada Cacilda Satomi, Ademar Mallmann Junior, Enji, Kim e Tomi pelo apoio logístico e familiar indispensável nesta jornada.

Aos amigos Jorge Luis e Carlos Moura, pelos irreverentes estímulos sarcásticos dispensados a mim durante o doutorado e por demonstrar que formigólogos podem conviver bem com acarólogos, desde que o carinho e a tolerância venham nortear o relacionamento.

A Beverly Franklin, ao Williams e ao índio Borari Ed, pela coleta das amostras de savana em Alter do Chão, Pará.

AGÊNCIAS FINANCIADORAS

O Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), através da Coordenadoria de Pesquisa em Entomologia (CPEEn) pelo fornecimento do equipamento, o apoio logístico e a infra-estrutura durante todo período de estudo.

Este estudo fez parte de dois projetos integrados:

Projeto **0049/1998** "*Interações entre Savanas e Florestas na Amazônia e sua importância para a biodiversidade*" aprovado pelo **Grupo G7** (PPD - Projeto de Pesquisa Dirigido).

Projeto **1-3010-** "*Dinâmica Ecológica e Zoneamento Ambiental de Savanas Amazônicas*" aprovado pelo **INPA** (PPI - Projeto de Pesquisa Integrado).

A CAPES - Agência de Fomento através da bolsa de estudo que viabilizou a minha participação no curso.



ÍNDICE

Índice	1
Índice de Figuras	5
Índice de Tabelas e Apêndices	7
Resumo	10
Abstract	14
1 – Introdução	17
Seção 1 - O conhecimento taxonômico: Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos.	19
Seção 2 – Análise do efeito do esforço amostral no campo e em laboratório sobre a comunidade.	22
Seção 3 - Fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade	29
2 – Métodos	32
2.1 - Descrição da área de estudo	32
2.2 - Delineamento amostral	35
2.3 - Método de extração dos artrópodes das subamostras.	39
2.4 - Identificação das espécies	41



2.5 – Métodos utilizados na análise do efeito do esforço amostral no campo e em laboratório (ver seção 2)	43
2.5.1 - Método de diluição seqüencial de amostras (MDSA)	44
2.5.2 - Método de rarefação de subamostras	47
2.5.3 – Efeito dos métodos de diluição e rarefação em padrões ecológicos da comunidade usando 38 parcelas.	48
2.5.3.1 – Comunidade de oribatídeos	48
2.5.3.2 – Parâmetros ambientais em 38 parcelas	48
2.5.4 – Estimativas de tempo e custos da redução do esforço para coleta de amostras no campo, e da triagem de amostras no laboratório.	49
2.5.5 – Avaliação do esforço de coleta na diversidade de ácaros oribatídeos na savana.	50
2.6 - Análise dos dados no efeito do esforço amostral no campo e em laboratório.	50
2.6.1- Análise do método de diluição seqüencial de amostras	50
2.6.2 - Análise do método de rarefação de subamostras	52
2.6.3 – Análise do efeito dos métodos de diluição e rarefação de subamostras em padrões ecológicos da comunidade usando 38 parcelas.	53
2.6.4 - Avaliação do esforço de coleta na diversidade de ácaros oribatídeos na savana	54
2.7 - Métodos para determinar os fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade (ver seção 3).	55
2.7.1 - Parâmetros ambientais usando 33 parcelas	55



2.7.2 - Ordenação da Comunidade de Oribatídeos usando 33 parcelas _____	56
2.7.3 – Avaliação da diversidade na savana. Curva de rarefação usando a parcela como unidade amostral e curva de riqueza de espécies. _____	57
2.7.4 - Análise dos dados para determinar os fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade usando 33 parcelas _____	57
3 – Resultados _____	59
3.1. Seção 1 - Conhecimento taxonômico: Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos. _____	59
3.2. Seção 2 - Efeito do esforço amostral no campo e em laboratório _____	62
3.2.1 – A Abundância de oribatídeos em 10 (subamostras a 100%) e em 38 (subamostras diluídas a 50%) parcelas de savana. _____	62
3.2.2 – Método de diluição seqüencial de amostras usando 10 e 38 parcelas _____	62
3.2.2.1 - Dados quantitativos. _____	62
3.2.2.2 - Dados qualitativos. _____	64
3.2.3 – Resultados para o método de rarefação de subamostras _____	65
3.2.3.1 - Dados quantitativos nas diferentes diluições. _____	65
3.2.3.2 - Dados qualitativos de rarefação nas diferentes diluições. _____	67



3.2.4 – Resultados da análise do efeito do método de diluição e rarefação de subamostras em padrões ecológicos da comunidade em 38 parcelas. _____	69
3.2.5 – Custos financeiros dos diferentes protocolos. _____	71
3.2.5.1 - Usando o método de diluição no laboratório e rarefação de subamostras no campo. _____	71
3.2.6 – Avaliação da diversidade na savana _____	72
3.2.6.1 – Curva de rarefação usando a parcela como unidade amostral. _____	72
3.2.6.2 - Curvas de riqueza de espécies _____	74
3.3. Seção 3 - Fatores ecológicos e o efeito na estrutura da comunidade em 33 parcelas _____	75
4 – Discussão _____	79
4.1. Seção 1 - Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos	79
4.2. Seção 2 - Esforço amostral no campo e em laboratório e os custos em projetos em larga escala. _____	86
4.3. Seção 3 - Fatores ecológicos e o efeito na estrutura da comunidade de oribatídeos usando 33 parcelas _____	93
5 – Conclusões _____	96
6 – Referências _____	99

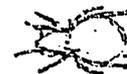


ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 – ÁREA DE ESTUDO SITUADA ENTRE SANTARÊM E BELTERRA NO ESTADO DO PARÁ, BRASIL (FONTE: EMBRAPA, 2001).	34
FIGURA 2 – TIPO DE VEGETAÇÃO NA ÁREA EXPERIMENTAL EM ALTER DO CHÃO.....	35
FIGURA 3. DISTRIBUIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS (PARCELAS) NA ÁREA DE SAVANA DE ALTER DO CHÃO, PARÁ.	37
FIGURA 4 – PARCELA DE SAVANA NA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO. OS QUADRADOS REPRESENTAM AS DISTÂNCIAS DE RETIRADA DE MATERIAL COM SONDA (SOLO/LITEIRA) PARA COMPOR CADA SUBAMOSTRA, TOTALIZANDO DEZ SUBAMOSTRAS COLETADAS POR PARCELA.	38
FIGURA 5. SONDA METÁLICA UTILIZADA PARA A COLETA DE MATERIAL (SOLO/LITEIRA) DAS SUBAMOSTRAS. A) SONDA INTRODUZIDA NO SOLO; B) COLOCAÇÃO DO MATERIAL COLETADO COM SONDA NO RECIPIENTE COLETOR PARA FORMAR UMA SUBAMOSTRA.....	38
FIGURA 6. APARELHO DE BERLESE-TULLGREN UTILIZADO PARA A EXTRAÇÃO DOS ARTRÓPODES DAS SUBAMOSTRAS EM LABORATÓRIO.	41
FIGURA 7. DESENHO DO FUNIL DE SANTOS -YANO (D) COMPOSTO POR: (A) FUNIL, (B) COPO COM ORIFÍCIOS E (C) PLACA DE PETRI DIVIDIDA.	45
FIGURA 8. ESQUEMA DO MÉTODO DE DILUIÇÃO SEQUÊNCIAL DE AMOSTRAS (MDSA). A) RECIPIENTE COM SUBAMOSTRA; B) FUNIL DE SANTOS – YANO; C) PLACA DE PETRI CONTENDO A SUBAMOSTRA DIVIDIDA EM QUATRO PARTES IGUAIS; D) PLACA DE PETRI CONTENDO METADE DO CONTEÚDO; E) PLACAS DE PETRI RESULTANTES DO PROCESSO DE DILUIÇÃO.	46
FIGURA 9 - RESULTADOS QUANTITATIVOS PARA RAREFAÇÃO DE SUBAMOSTRAS EM 38 PARCELAS NAS DIFERENTES DILUIÇÕES. PARA CADA SUBAMOSTRA ESTÃO PLOTADOS OS 10 VALORES (R) ORIGINADOS DA COMPARAÇÃO ENTRE AS MATRIZES DE ASSOCIAÇÃO DO	



ESFORÇO MÁXIMO (M) COM OS DEMAIS NÍVEIS DE RAREFAÇÃO DE SUBAMOSTRAS (M – N) OBTIDOS COM O TESTE DE MANTEL.....	66
FIGURA 10 - RESULTADOS QUALITATIVOS PARA RAREFAÇÃO DE SUBAMOSTRAS EM 38 PARCELAS NAS DIFERENTES DILUIÇÕES. ESTÃO PLOTADOS OS 10 VALORES (R) ORIGINADOS DA COMPARAÇÃO ENTRE AS MATRIZES DE ASSOCIAÇÃO DO ESFORÇO MÁXIMO (M) COM OS DEMAIS NÍVEIS DE RAREFAÇÃO DE SUBAMOSTRAS (M – N) OBTIDOS COM O TESTE DE MANTEL.	68
FIGURA 11 - CURVAS DE RAREFAÇÃO NAS UNIDADES AMOSTRAIS (10 E 38 PARCELAS SEPARADAMENTE). "KNOT" É O NÚMERO ESTIMADO DE INDIVÍDUOS PARA A AMOSTRA RANDOMIZADA.	73
FIGURA 12 - CURVA DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES EM 38 PARCELAS DE SAVANA EM ALTER DO CHÃO COM SUBAMOSTRAS DILUÍDAS A 50% DA AMOSTRA INICIAL.....	74
FIGURA 13 – AS BARRAS SUPERIORES INDICAM A PORCENTAGEM DE ARGILA. AS BARRAS PRETAS E BRANCAS INDICAM SOLOS COM MAIOR PORCENTAGEM DE ARGILA (5 A 9%) E MENOR PORCENTAGEM DE ARGILA (ABAIXO DE 4%), RESPECTIVAMENTE. AS BARRAS CINZAS INDICAM A ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES COM OCORRÊNCIA EM APENAS UMA PARCELA. AS PARCELAS FORAM ORDENADAS DE ACORDO COM AS SUAS POSIÇÕES NO EIXO I (SSH1) DE UMA ORDENAÇÃO MDS.....	77
FIGURA 14 – AS BARRAS SUPERIORES INDICAM A PORCENTAGEM DE ARGILA. AS BARRAS PRETAS E BRANCAS INDICAM SOLOS COM MAIOR PORCENTAGEM DE ARGILA (5 A 9%) E MENOR PORCENTAGEM DE ARGILA (ABAIXO DE 4%), RESPECTIVAMENTE. AS BARRAS CINZAS INDICAM A ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES MAIS FREQUENTES DENTRO DA COMUNIDADE. AS PARCELAS FORAM ORDENADAS DE ACORDO COM AS SUAS POSIÇÕES NO EIXO I (SSH1) DE UMA ORDENAÇÃO MDS.....	78



ÍNDICE DE TABELAS E APÊNDICES

- TABELA 1 – PROPORÇÃO DE ORIBATÍDEOS INFERIORES E DE ORIBATÍDEOS SUPERIORES NAS SAVANAS DE ALTER DO CHÃO E RORAIMA. S= NÚMERO DE TÁXONS. _____ 61
- TABELA 2 - RESULTADOS DO TESTE DE MANTEL (R) ENTRE AS MATRIZES DE COMPARAÇÕES ENTRE ALÍQUOTAS (%) DA SUBAMOSTRA INICIAL PARA DADOS QUANTITATIVOS EM 10 E 38 PARCELAS, NO MÉTODO DE DILUIÇÃO SEQUÊNCIAL DE AMOSTRAS. _____ 63
- TABELA 3 - RESULTADOS DO TESTE DE MANTEL (R) ENTRE AS MATRIZES DE COMPARAÇÕES ENTRE ALÍQUOTAS (%) DA AMOSTRA INICIAL PARA DADOS QUALITATIVOS EM 10 E EM 38 PARCELAS, NO MÉTODO DE DILUIÇÃO SEQUÊNCIAL DE AMOSTRAS. _____ 64
- TABELA 4. PROBABILIDADES PARA OS RESULTADOS DAS REGRESSÕES MÚLTIPLAS MULTIVARIADA ENTRE A COMUNIDADE DE ORIBATÍDEOS, E A PORCENTAGEM DE GRAMÍNEA, DE ARBUSTO E PESO SECO MÉDIO DA LITEIRA, NOS DIFERENTES NÍVEIS DE DILUIÇÃO E RAREFAÇÃO PARA OS DADOS QUANTITATIVOS E QUALITATIVOS. _____ 70



TABELA 5 – CUSTO TOTAL COM MÃO DE OBRA ESPECIALIZADA PARA A TRIAGEM DE SUBAMOSTRAS EM PARCELAS DE QUATRO HA, EM DÓLARES AMERICANOS (1 U\$ = R\$ 3,00) RELACIONADO AOS DIFERENTES PROTOCOLOS. _____ 72

APÊNDICE I – ESPÉCIES REGISTRADAS NAS ÁREAS DE SAVANAS (ALTER DO CHÃO, RONDÔNIA E RORAIMA) E REGISTROS DE OCORRÊNCIA DESSAS ESPÉCIES EM OUTRAS REGIÕES DO NORTE DO BRASIL. F = FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA NAS 38 PARCELAS DE SAVANA DE ALTER DO CHÃO DESSE ESTUDO, C = CAATINGA, F = FLORESTA, FA = FLORESTA ALTERADA, FC = FLORESTA SECUNDÁRIA, I = IGAPÓ, P = POLICULTIVO, S = SAVANA E V = VÁRZEA E X = REGISTRO DE OCORRÊNCIA. O ASTERISCO (*) DESTACA AS ESPÉCIES SAVANÍCOLAS COLETADAS EM ALTER DO CHÃO E EM RORAIMA, E O ASTERISCO SEGUIDO DE "N" (*N) DESTACA OS NOVOS REGISTROS EM ALTER DO CHÃO. EM NEGRITO ESTÃO DESTACADOS OS LOCAIS DE COLETA EM ALTER DO CHÃO (SAVANA E FLORESTA). _____ 112

APÊNDICE II – INFORMAÇÕES SOBRE AS REGIÕES ONDE JÁ FORAM REGISTRADAS AS ESPÉCIES E/OU MORFOESPÉCIES DESSE ESTUDO. OS AMBIENTES ESTÃO ORGANIZADOS DE ACORDO COM A REGIÃO DE COLETA NO PERU (PANGUANA) E NO BRAZIL (RORAIMA - RR, RONDÔNIA - RO, PARÁ - PA E AMAZONAS - AM). _____ 121

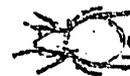


APÊNDICE III - SOMATÓRIO DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR ESPÉCIE E MORFOESPÉCIES EM 10 PARCELAS (100%) E 38 PARCELAS (DILUÍDAS A 50%) DE SAVANA, ORGANIZADO POR ORDEM DECRESCENTE DE ABUNDÂNCIA EM 38 PARCELAS. _____ 122



RESUMO

Pela primeira vez é apresentado um estudo sobre a comunidade de ácaros oribatídeos em ambiente de savana no Norte do Brasil. Abordamos três pontos visando à elaboração de protocolos de coleta simples e eficientes e a conseqüente redução dos custos financeiros: 1) o conhecimento taxonômico, 2) o esforço amostral no campo e no laboratório e 3) os padrões ecológicos na comunidade. As espécies de ácaros oribatídeos foram coletadas em 38 parcelas de 4 hectares numa área de savana amazônica, cobrindo 30.000 ha, próximo de Alter do Chão, no Pará, e extraídas pelo método de Berlese-Tulgreen. Em cada parcela, 10 subamostras compostas foram efetuadas. Comparamos a diversidade com outros resultados publicados para 26 diferentes ambientes na região amazônica, inserindo os táxons no contexto de organização morfológica e sistemática dos Oribatida. Das 121 espécies registradas para ambientes de savana no Norte do Brasil, 91 foram registradas neste trabalho, 44 das quais são definitivamente identificadas. O alto percentual de morfoespécies (51%) mostra que o conhecimento atual da taxonomia na região ainda é inadequado. Das 91 espécies, 28 (31%) tiveram um único registro de ocorrência. Quarenta e quatro táxons foram exclusivos das 38 parcelas, tratando-se de novos registros de ocorrência. Supomos que muitos podem ser



indicadores de ambientes de savana ou "savanícolas", principalmente aqueles que ocorreram em mais de 50% das parcelas. Para identificar protocolos que sejam efetivos financeiramente para inventários em larga escala, investigamos métodos de redução de tempo coletando, triando e identificando os ácaros oribatídeos para determinar a redução dos custos e a perda da informação envolvida. Foi efetuada a estimativa de economia de custos e de tempo usando diferentes protocolos de coleta e triagem de subamostras provenientes de um esforço que consideramos máximo, sem perder os padrões ecológicos da comunidade, principalmente numa região de muita complexidade como a Amazônia. Para avaliar a redução do esforço amostral em laboratório, o conteúdo das subamostras foi reduzido a 50%, 25%, 12,5% e 6,25% do volume inicial. Para diminuição do esforço em campo foi efetuada a redução do número de subamostras por parcela. Usamos a similaridade entre as parcelas, baseada na composição de espécies de ácaros oribatídeos, calculada pelo índice de associação de Bray Curtis, e o Teste de Mantel para comparar as matrizes de similaridade. A análise do efeito do esforço amostral no campo e em laboratório nos padrões encontrados na comunidade mostrou que a redução do número de subamostras nas parcelas pode reduzir o custo de coleta em cerca de 10% para coletas em áreas afastadas do laboratório, e reduzir os custos de triagem em cerca de 30%. Utilizando subamostras diluídas, o custo na triagem e na identificação dos ácaros oribatídeos poderia ter sido reduzido em 65% sem grandes perdas nas informações (índices de associação entre parcelas). As reduções no esforço de triagem até



12,5 % do volume inicial não influenciaram na capacidade da análise de ordenação em detectar padrões da comunidade associados com gradientes ecológicos. Um aumento no esforço de triagem dentro das unidades amostrais de 4 ha poderia resultar em estimativas razoáveis do número de espécies por parcela (diversidade α), mas a alta diversidade beta (β) indicou que um esforço maior seria necessário para estimar a diversidade gama de ácaros oribatídeos em savana da região de Alter do Chão. Desse modo, o uso de subamostras compostas e as subamostragens (diluições) em laboratório são métodos eficientes e financeiramente viáveis para o inventário de táxons megadiversos, como é o caso dos ácaros oribatídeos, e reduzem a validade dos argumentos que excluem os táxons de invertebrados dos inventários faunísticos. Este aumento seria viável na maioria dos estudos ecológicos, caso uma análise do esforço amostral fosse elaborado antes da realização das coletas, principalmente em projetos de larga escala. Usando análise de ordenação investigamos os efeitos da estrutura do solo (teor de argila) e estrutura da vegetação (cobertura de capim e moitas) sobre a composição de espécies de ácaros oribatídeos. Apesar da grande diversidade do grupo, houve forte indício da influência da argila no principal padrão da comunidade. A comunidade de ácaros oribatídeos pôde ser organizada ao longo de um gradiente de porcentagem de argila no solo comprovando que a estrutura física do solo afeta a comunidade. As espécies que ocorreram associadas à maior porcentagem de argila no solo, também ocorreram em outros ambientes com solo argilosos de outros estudos, indicando a



preferência por solos bem estruturados, que proporcionam maior distribuição espacial dos poros, retenção de água, além da maior fertilidade. Entretanto, as espécies que foram associadas ao baixo teor de argila, que parecem ser as espécies "savanícolas", estão utilizando nichos poucos explorados pelas outras espécies mais generalistas.



ABSTRACT

A study of the oribatid mite community in an Amazonian savanna is being presented for the first time. With the aim to elaborate on making sample protocols easy and efficient and the consequent economical cost reductions, we are approaching three aspects: 1) the taxonomical knowledge, 2) the sample effort in the field and laboratory and 3) the ecological pattern in the community. The oribatid mite species were sampled in 38 plots of 4 ha in an Amazonian savanna, covering 30.000 ha, close to Alter do Chão, in the Brazilian state of Pará, and extracted by the Berlese-Tullgren method. At each plot, 10 composed sub-samples were sampled. We compared the diversity with other results for 26 different environments in the Amazon region, classifying the taxa in the context of systematic morphological organization of Oribatida. Of the 121 registered taxa for the savanna environment, 91 were registered in this study, with 44 definitively identified. The high percentage of morphospecies (51%) shows that the actual knowledge of the taxonomy of this group in the region is inadequate. Of the 91 registered species in the 38 parcels of savanna of Alter do Chão, 28 (31%) had only one occurrence register. Forty-four taxa were unique from the 38 plots, and are new registers for the Amazon region. Many of these taxa can be indicators of the savanna environment, principally those that occurred in more than 50% of the plots. One relevant aspect



of this study is that we investigate methods of reducing the amount of time spent sampling and sorting mites to determine the reduction in cost, and the loss of information involved, with the objective of identifying methods that are cost effective for large-scale biological surveys. We preceded the estimation of the economical costs and reduction of scientist/hours of work, using different sampling protocols of sorting/ identification in the laboratory of our sub-samples, without losing the ecological pattern of the community, principally in a region of high complexity like the Amazon. To evaluate the amostral effort in the laboratory, the total content of the sub-samples was reduced to 50%, 25%, 12.5% and then 6.25% of their initial volume. To reduce the effort in the field, we preceded the reduction of the sub-samples from the plots. We used the similarity among plots having as basis the species composition of oribatid mites, calculated by the association indices of Bray, Curtis, and Mantel test, to compare the similarity of the matrices. The analysis of the effects of the amostral effort in the field and the laboratory of the pattern registered in the community showed that the reduction of the sub-samples in the plots can reduce the sample costs by about 10% for samples made in remote areas located far away from the laboratory, and reduce the sorting and identification costs about 30%. Analyzing diluted sub-samples, the costs in the laboratory would be reduced about 65%, without a great loss of the necessary information (association index between plots). The reductions of the sorting and identification costs to 12.5% did not influence the capacity of the ordination analysis to detect patterns in the community



associated to ecological patterns. An increasing of the sorting and identification efforts in the plots of 4 ha would result in reasonable estimations of the specie number per plot (α diversity), but the high beta diversity (β) indicated that a greater effort would be necessary to estimate the gamma diversity of the oribatid mites in the savanna of Alter do Chão. The use of compound field subsamples, and subsampling in the laboratory, are viable and cost-efficient methods for surveying hiperdiverse taxa, such as oribatid mites, and reduce the validity of arguments to exclude invertebrate taxa from faunal surveys. This increasing effort would be practical, if an analysis of the amostral effort could be elaborated before the sampling procedure. Using ordination analysis we investigated the effects of the structure of the soil (clay percentage) and structure of the vegetation (percentage of grass and shrub cover) over the oribatid mites' composition. Even with the great diversity of the group, there was a strong effect of the clay percentage to the major pattern of the community. The oribatid mite was organized along a gradient of clay percentage in the soil confirming that the physical structure of the soil affects the community. The species that occurred associated to the major clay percentage in the soil, also occurred in other environments with clay soil indicating the preference for well structured soils, which propitiate major spatial distribution of the pores, water retention, and major fertility. Therefore, those species that were associated to the lower clay content seem to be the "savannicolous" species, which are using niches not explored by the other generalist species.



1 – INTRODUÇÃO

Os métodos de levantamento de espécies usados nos países economicamente desenvolvidos, principalmente em áreas de clima temperado, não podem ser aplicados integralmente em áreas de mega-diversidade como a Amazônia, especialmente no caso dos invertebrados do solo. No entanto, informações obtidas em levantamentos rápidos usando diferentes grupos podem ser usadas para indicar áreas prioritárias para manejo e/ou proteção. Estudos sobre a biodiversidade freqüentemente têm o propósito de determinar regiões mais ricas em espécies. Porém, é muito difícil conhecer todas as espécies ou determinar se uma área tem mais espécies que outra (Gotelli & Colwell, 2001). Como as espécies variam entre ambientes (diversidade β) e em cada local de coleta (diversidade α), os resultados do estudo vão depender da distribuição espacial e da intensidade do esforço de coleta (Magnusson, 2001).

A redução do esforço de coleta exigido em inventários intensivos é de crucial importância, mas o desafio maior é efetuar essa redução sem reduzir a utilidade dos dados (Albernaz, 2001). Visando a elaboração de protocolos de coleta simples e eficiente para ácaros oribatídeos e a conseqüente redução dos custos financeiros, três tópicos foram agregados nesse estudo: seção 1 - o conhecimento taxonômico; seção 2 - o esforço amostral no campo e no laboratório; seção 3 - os padrões ecológicos na comunidade.



Na primeira seção é apresentada a diversidade e a distribuição de ácaros oribatídeos nas parcelas de savana em Alter do Chão. Para isso, efetuamos comparações de nossa amostragem em 38 parcelas de savanas com as coletas efetuadas por outros autores em diversos ecossistemas amazônicos, visando principalmente registrar as espécies endêmicas denominadas de savanícolas.

Na segunda seção, são investigados métodos de redução de tempo coletando, triando e identificando os ácaros oribatídeos para determinar a redução dos custos e a perda da informação envolvida, com o objetivo de identificar métodos que sejam efetivos financeiramente para inventários em larga escala. Desse modo, foi focado o quanto o número de subamostras por parcela ou a proporção de cada amostra triada poderia ser reduzido, sem perder os principais padrões de distribuição de espécies entre áreas, e qual a economia potencial em relação ao tempo e dinheiro num levantamento.

Na terceira seção são avaliados os efeitos da estrutura do solo (teor de argila) e estrutura da vegetação (cobertura de capim e moitas) sobre a composição de espécies de ácaros oribatídeos, uma vez que na Amazônia quase nada é conhecido sobre as relações da comunidade de ácaros oribatídeos com as variáveis ambientais preditoras.



Seção 1 - O conhecimento taxonômico: Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos.

Entre os invertebrados do solo de florestas primárias, secundárias e inundáveis (várzea e igapó) da Amazônia Central Acari e Collembola, são os mais abundantes e freqüentes da mesofauna. Em inventários de pequena escala espacial que variaram de 0,16 a 1 ha em alguns sítios de florestas primárias na Amazônia Central, com duração média de seis meses, a dominância de ácaros em relação ao total de indivíduos da mesofauna foi acima de 50% (Franklin *et al.*, 2001a, b) e a diversidade foi alta, variando de 71 a 95 espécies (Ribeiro & Schubart, 1989 ;Franklin *et al.*, 2004). Na Amazônia Oriental, a dominância dos ácaros varia entre 14 e 45% em savanas sobre solo arenoso (Franklin *et al.*, 2005a) que será a área de nosso estudo. A intrincada relação dos invertebrados com seus nichos ecológicos no solo, o fato de muitos terem uma vida sedentária e a estabilidade da composição da comunidade em um sítio específico fornece um bom ponto de partida para bioindicação de mudanças nas propriedades do solo e do impacto de atividades humanas. Por exemplo, a densidade do ácaro oribatídeo *Platynothrus peltifer* como uma porcentagem do total de oribatídeos foi usada como um indicador da vitalidade da floresta temperada (Straalen, 1998).

Dados sobre a diversidade de espécies são reconhecidos como fundamentais para o entendimento de ecossistemas naturais ou perturbados, mesmo que esses dados ainda sejam escassos para Acari



na região neotropical, além de serem limitados pelo pobre conhecimento taxonômico (Behan-Pelletier *et al.*, 1993). Entretanto, o valor de qualquer análise da biodiversidade e a adequação de medidas de conservação depende da qualidade de dados taxonômicos básicos (Valdecasas & Camacho, 2003). Noti *et al.* (2003) enfatizaram a falta de dados apropriados para suportar qualquer hipótese a respeito da diversidade de ácaros do solo nos trópicos. Apesar da quantidade considerável de literatura para a identificação de espécies da subordem Oribatida, não há gênero, família ou até superfamília nos trópicos que seja identificada sem problemas (Franklin & Woas, 1992). Apesar de algumas das regiões de coleta serem difíceis de localizar, será necessário fazer novas coletas nas regiões onde o material foi amostrado, uma vez que a maioria do material tipo, descrito antes da década de 1980, não foi depositado em museus da América do Sul (Franklin & Woas, 2004).

Woas (2002) organizou e publicou uma lista detalhada de espécies de ácaros oribatídeos coletados na região Amazônica, que totalizou 260 espécies e morfoespécies. A mesma foi organizada de acordo com a organização morfológica, ontogênica e sistemática do grupo Oribatida proposta pelo autor, incluindo informações sobre a ecologia e a distribuição das espécies. As espécies incluídas foram extraídas de Beck (1971), Franklin (1994) e Ribeiro (1986). Franklin *et al.* (2005b) ampliaram esta lista, seguindo a organização proposta por Woas (2002), tendo como base os resultados de estudos publicados para uma floresta no Peru (Wunderle, 1985; 1992) e em 25 diferentes ambientes



nos estados do Amazonas, Roraima, Rondônia e Pará, no Brasil. Nessa lista, mais da metade dos táxons é composta por morfoespécies. Esse é um problema comum entre os taxônomos que trabalham com grupos megadiversos, que, de acordo com Feldmann & Manning (1992), enfrentam a contradição entre a crise da biologia sistemática e a "era da biodiversidade".

Muito de nossa atenção é focada na ecologia e comportamento de espécimes de grupos pouco diversos, por um período aproximado de três anos e em uma escala espacial de 10 m ou menos. Estes estudos podem ser inteiramente apropriados às questões que foram feitas, mas derivam mais de restrições de tempo e de financiamento do que de um cuidadoso inventário em uma escala espacial que governa o sistema em questão (May, 1994). Contudo, a maioria das reservas ecológicas tem áreas de milhares a milhões de hectares. Visando atender uma escala espacial que atinja toda nossa área de inferência (Região de Alter do Chão) efetuamos as coletas em 38 parcelas de aproximadamente 4 hectares instaladas e distribuídas numa área de 30 mil hectares.

O objetivo da seção 1 deste estudo foi investigar a diversidade de oribatídeos em uma savana amazônica situada em Alter do Chão no Estado do Pará, relacionando-a ao atual conhecimento taxonômico já existente para savanas da região Norte do Brasil.



Seção 2 – Análise do efeito do esforço amostral no campo e em laboratório sobre a comunidade.

Apesar da maioria dos animais ser composta por invertebrados, a maior parte dos grupos taxonômicos de invertebrados não é usada em inventários faunísticos (Oliver & Beattie, 1996). Vertebrados e plantas são freqüentemente usados como substitutos para a biodiversidade geral em inventários biológicos (Oliver *et al.*, 1997), mas a distribuição de invertebrados pode ser pobremente correlacionada com a distribuição de vertebrados. Por outro lado, invertebrados podem ser melhores indicadores de degradação ambiental (van Straalen, 1998; Behan-Pelletier, 1999).

Os algoritmos de seleção de reservas requerem informações sobre a complementaridade de espécies, mas grupos diversos não podem ser amostrados facilmente (Oliver & Beattie, 1998; Oliver *et al.*, 2000). Na escolha de grupos indicadores da diversidade na seleção sistemática de zonas de preservação na região de Alter do Chão, onde foi proposta a criação de uma Área de Preservação Ambiental (APA), aves, anfíbios, formigas, lagartos, morcegos e plantas foram estudados. Entre estes, formigas, aves, plantas e morcegos, são os que possuem grande número de espécies, são razoavelmente conhecidos taxonomicamente e fáceis de coletar e de contar. As formigas forneceram maior quantidade de informações, e é recomendado que outros grupos de invertebrados que possuam características semelhantes quanto ao



número de espécies sejam incluídos em estudos de biodiversidade (Albernaz, 2001).

A biodiversidade do solo tem recebido muita atenção nos últimos anos e se tornou um importante foco nos estudos sobre a conservação da natureza e manejo de ecossistemas (De Goede & Brussaard, 2002; Caruso *et al.*, 2005). No solo e liteira, o grupo da biodiversidade mais dominante é o dos ácaros oribatídeos (Sub-Ordem Oribatida ou Cryptostigmata), conhecidos em inglês como "moss-mites" ou "beetle-mites". Os ácaros oribatídeos são amplamente distribuídos e associados com a matéria orgânica na maioria dos ecossistemas terrestres (Luxton, 1972; Behan-Pelletier, 1999). A dominância de oribatídeos varia entre 14 a 45% em savanas sobre solo arenoso na Amazônia Oriental (Franklin *et al.*, 2005a). Os oribatídeos são filogeneticamente muito antigo, remontando do Devoniano (Norton *et al.*, 1988) e são chamados de "fósseis vivos" (Woas, 1990). Devido ao seu padrão de distribuição global, regional e local que reflete eventos paleo-ambientais e paleo-geográficos, são considerados como bons representantes para o estudo da biodiversidade e biogeografia (Bernini, 1991). Os ácaros oribatídeos são caracterizados por baixa fecundidade, tempo longos de vida de adultos e de imaturos, além de baixa capacidade de crescimento da população (Lebrun & Straalen, 1995).

Trabalhar com oribatídeos oferece uma série de vantagens para acessar a qualidade do ecossistema. A diversidade é alta, ocorrem em alto número, são facilmente coletados, apesar dos métodos de coleta e extração da mesofauna não serem seletivos para este grupo. Segundo



Behan-Pelletier (1999) esses organismos podem ser coletados em todas as estações, a identificação dos adultos, pelo menos na Europa, é relativamente simples, apesar de trabalhosa. A maioria vive no horizonte orgânico, o local de fertilidade do solo, e representam um grupo troficamente heterogêneo.

Por outro lado, existem três problemas para o estudo dos oribatídeos: a taxonomia pouco estudada pelo menos fora da Europa (Behan-Pelletier 1999), a dificuldade na triagem e a falta de estudos sobre suas relações com as características ambientais.

Em regiões tropicais, muitas espécies de invertebrados não são ainda conhecidas e procedimentos complexos são necessários para lidar com morfoespécies (Oliver & Beattie, 1992; Oliver *et al.*, 2000). A taxonomia dos ácaros oribatídeos é pouco estudada na Amazônia, resultando num grande número de espécies ainda não descritas, apesar dos novos táxons que têm sido descritos nos últimos anos serem originários de regiões tropicais (Franklin & Woas, 1992). Esse é um problema enfrentado por taxônomos de grupos megadiversos como ácaros, colêmbolos e formigas. Em florestas subtropicais da Austrália, gêneros de formigas e ácaros identificados em oribatídeos e não oribatídeos provaram ser de uso limitado, uma vez que esses dois grupos estão presentes em todas as amostras em números extremamente altos, que sobrepujaram a contribuição de outros invertebrados (Nakamura *et al.*, 2003). Estes autores sugerem que os ácaros poderiam exibir relações com as características ambientais se tivessem sido estudados em nível taxonômico de espécie. Na Amazônia



Central, estudos envolvendo formigas em nível de gênero (Fagundes, 2003) e a divisão de Acari em Oribatida e não Oribatida (Guimarães, 2003) também não registraram padrões claros de relações entre estes grupos e a topografia (altitude e inclinação), fatores físicos e químicos do solo ou quantidade de liteira. O monitoramento ambiental e avaliações de conservação em habitats terrestres podem ser incrementados pelo uso de inventários de invertebrados (Oliver & Beattie, 1996a), entretanto, devido à escassez de taxônomos, o uso de morfoespécies para compensar o período de tempo envolvido na identificação formal de espécies tem ganhado aceitação para certos tipos de inventários da biodiversidade (Oliver & Beattie, 1996a, b; Oliver *et al.*, 2000; Derraik *et al.*, 2002).

As dificuldades na triagem provem da alta abundância e também porque os métodos padrões coletam um grande número de indivíduos. O elevado número de indivíduos e de espécies aumenta o tempo de trabalho em laboratório e de classificação ao nível de espécies. O número de horas de trabalho também aumenta dramaticamente quando se trabalha com animais de pequenas dimensões (Lawton *et al.*, 1998), e isso certamente se aplica aos ácaros.

Poucos estudos referem-se à função desses animais no ecossistema terrestres e se eles são indicadores sensíveis aos fatores ambientais. A temperatura do solo, a umidade do solo e a quantidade de liteira afetaram a flutuação numérica de ácaros do solo e uma relação positiva foi registrada entre o número de oribatídeos e o peso seco da liteira em savanas queimadas na Costa do Marfim, na África



(Athias, 1974). A variação na riqueza de espécies foi relacionada à complexidade do habitat, teor de N e concentração de K numa savana em High Katanga, Africa (Noti *et al.*, 2003). Segundo Behan-Pelletier (1999), o uso de espécies de Oribatídeos como indicadores da qualidade do solo ainda está em estágio preliminar, apesar do uso de características da comunidade estar em estágio mais avançado quando se trata de ecotoxicologia. Os estudos também estão mais avançados quando se considera que a assembléia de oribatídeos responde de uma maneira previsível às práticas agrícolas, tratamentos com inseticidas e pesticidas, podendo ser usada para saber até que ponto a qualidade do solo está sendo alterado (Behan-Pelletier, 1999).

A pressão atual sobre a biologia da conservação está sobre grandes escalas temporais e espaciais (May, 1994), que são maiores que aqueles normalmente empregados em estudos de fauna do solo. Os ácaros oribatídeos foram inicialmente incluídos nos estudos no projeto delineado para indicar as áreas potenciais de reserva em Alter do Chão, a qual é dominada por savanas Amazônicas (Albernaz *et al.*, 2001). Mas, os três problemas já citados, resultam em alto custo para os projetos de larga escala espacial, além do longo período necessário para identificação e triagem. Por exemplo, em Alter do Chão o custo total para coletar e triar 38 parcelas de 4 ha distribuídas sobre uma área de 30.000 ha foi de US\$ 51.333, o que poderia ser proibitivo para a maioria dos estudos de biodiversidade em larga escala e o longo período necessário para a identificação resultou que o grupo não pode ser incluído nas análises iniciais com outros táxons. Nessas despesas



de coleta e triagem, foram incluídos os valores das bolsas (aluno de doutorado, iniciação científica e apoio técnico), apoiadas por três agências de fomento (CAPES, CNPq e FAPEAM) durante todo o período de estudo e/ou parte dele. Mesmo que a área amostrada seja pequena para a escala amazônica, o financiamento de estudos em escalas espaciais maiores seria inviabilizado devido aos custos financeiros proibitivos. Contudo, dada a importância da mesofauna e sua relativa facilidade em ser coletada e identificada, o seu uso em inventários rápidos de biodiversidade ("BioRap Methodology"; Margules & Redhead, 1995) e monitoramentos têm se ampliado pelo mundo e na Amazônia em projetos de grande escala espaço-temporal, como o PDBFF (Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais) e o TEAM (Tropical Ecology Assessment & Monitoring). Porém, a principal dúvida sobre a utilização de inventários rápidos (BioRap) para a seleção de sistemática de áreas protegidas é saber qual o esforço amostral necessário (Albernaz, 2001).

Em contraste com ecossistemas aquáticos, onde protocolos de coleta simples e eficientes para inventários de macro-invertebrados têm sido largamente utilizados (Andersen *et al.*, 2002), incluindo o uso de substitutos (variáveis que se correlacionam fortemente como o número de espécies, mas são fáceis de se obter; Olsgard *et al.*, 2003), os invertebrados terrestres não vão ser largamente utilizados como bioindicadores até que protocolos tenham sido desenvolvidos de modo que atendam ao manejo de áreas (Andersen *et al.*, 2002). A redução do esforço de coleta exigida em inventários intensivos é de crucial



importância, mas o desafio maior é efetuar essa redução sem reduzir a confiabilidade e a utilidade dos dados (Albernaz, 2001). O aumento da eficiência para a análise de microartrópodos poderá reduzir o esforço amostral em campo (menor número de amostras por parcela) e em laboratório (diluição da subamostra), visando a elaboração de protocolos de coleta simples e eficientes com a redução dos custos financeiros.

Investigamos métodos de redução de tempo para a coleta, triagem e identificação de ácaros oribatídeos para determinar a redução dos custos e a perda da informação envolvida, com o objetivo de identificar métodos que sejam efetivos financeiramente para inventários em larga escala. Nós reduzimos o esforço pela diminuição do número de subamostras por parcela (uma subamostra equivaleu a uma amostra obtida em cada peneira na extração com o aparelho de Berlese) e também a diminuição da proporção de cada subamostra triada. O objetivo não foi somente à redução dos custos, mas também avaliar o potencial da redução da informação pela redução na similaridade entre parcelas e a habilidade da ordenação multivariada na redução das subamostras para capturar gradientes associados com as variáveis ecológicas. Como inventários quantitativos é uma fonte pobre de informação (May, 1994), também foi investigada a habilidade das subamostras reduzidas em estimar a diversidade de espécies local (alfa) e regional (gama), medida como riqueza de espécies.



Seção 3 - Fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade

As savanas são formações tropicais ou subtropicais, nas quais a camada herbácea é dominada por gramíneas. Arbustos e árvores podem ou não estar presentes, mas suas copas nunca formam um dossel fechado (Huber, 1987). São ambientes muito frágeis, de solo arenoso (Wilson, 1988). A região de Alter do Chão abriga uma boa diversidade de ecossistemas amazônicos, entre eles, uma das savanas mais ricas em espécies arbóreas (Sanaiotti, 1996). Miranda (1993) considera a savana de Alter do Chão como uma extensão do cerrado do Planalto Central Brasileiro, que é uma das fisionomias altamente ameaçada do nosso país, com menos de 3% protegida por lei. Assim, constitui o ambiente mais ameaçado na Amazônia, sujeito à atividade antrópica. O planejamento de áreas protegidas provém do agrupamento de informações que definem os domínios ambientais, como classes de solo, relevo, níveis de precipitação, que estão relacionados à distribuição de ecossistemas, do tipo de vegetação e de variáveis ambientais (Margules & Pressey, 2000; Nix *et al.*, 2000). A cobertura vegetal em ecossistemas de savana varia dependendo da qualidade do solo e da frequência do fogo. Solos mais ricos tendem a ter mais cobertura de arbustos e a frequência do fogo altera a proporção de arbustos e capins (Sanaiotti & Magnusson, 1995).

Os invertebrados do solo formam um foco ideal para o estudo dos efeitos da perturbação em habitats fragmentados (Bromham *et al.*, 1999). A composição de espécies varia entre cada local de coleta



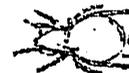
devido a fatores ecológicos locais, além de haver variação aleatória ou amostral. Para entender padrões biogeográficos, torna-se necessário entender as variações relacionadas aos fatores locais (habitat). Todos os organismos variam em densidade dependendo da estrutura da vegetação, do solo, da disponibilidade de água e das interações entre estes (Magnusson, 2001). Porém, a variedade de espécies não é o único elemento envolvido na diversidade de comunidades. A estrutura que resulta na distribuição de organismos dentro do ambiente e da sua interação com o ambiente foi denominada de “padrão” por Hutchinson (1953). Diferentes tipos de arranjos entre os organismos formam a diversidade de padrões como, por exemplo, os “padrões de estratificação” que podem ocorrer em camadas verticais dos perfis de vegetação e de solo (Pielou, 1966).

A cobertura da vegetação afeta os organismos do solo uma vez que altera o grau de exposição e a quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo (Santos, 2001; Franklin *et al.*, 2001). A textura do solo afeta os organismos do solo porque ela dificulta a escavação e o tamanho dos espaços intersticiais (Lavele & Spain, 2001). Em uma compilação dos critérios existentes na literatura para a escolha de táxons indicadores, Hilty & Merenlender (2000) citam que o maior impedimento para os grupos de invertebrados revistos era a falha em estabelecer relações entre os táxons indicadores com as variáveis ambientais, assim como a identificação desses invertebrados em níveis taxonômicos superiores (Classe, Ordem ou Família). De fato, um estudo de pequena escala espacial (Franklin *et al.*, 2005a) mostrou que



a mesofauna de savanas pode ser afetada pelo tipo de cobertura vegetal e textura do solo. Entretanto, nesse estudo, os organismos foram identificados somente ao nível de categorias taxonômicas superiores (Classe, Ordem ou Família) e ainda não se conhece até quanto à composição específica dos diferentes táxons é afetada pela vegetação e fatores edáficos.

Na Amazônia pouco é conhecido sobre as relações da comunidade de ácaros oribatídeos com as variáveis ambientais preditoras. Portanto, nesta seção 3 investigamos os efeitos da estrutura do solo (teor de argila) e estrutura da vegetação (cobertura de capim e moitas) sobre a composição de espécies de ácaros oribatídeos em savanas amazônicas perto de Alter do Chão no Pará.



2 – MÉTODOS

2.1 - Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido numa área de cerca de 30 mil hectares que inclui a vila de Alter do Chão e seus arredores, pertencente aos municípios de Santarém e de Belterra que têm aproximadamente 200.000 habitantes (Figura 1). A Vila de Alter do Chão está localizada numa península do baixo rio Tapajós, nas coordenadas 2°1'S e 55°00'W, situada a aproximadamente 27 km sudoeste da cidade de Santarém. A área experimental possui um mosaico de savanas, de florestas de mata contínua e de fragmentos de floresta, isolados entre as áreas de savana. O clima é Ami (tropical úmido) na classificação de Köppen, com uma estação seca bem definida, precipitação média anual de 1.950 mm, como 75% da chuva caindo entre dezembro e junho. A estação seca estende-se de junho a dezembro. A temperatura média anual é 27,7°C e a temperatura mensal varia menos que 1,5°C da média anual (Miranda, 1993). A vegetação na área investigada é dominada por plantas herbáceas, formadas por tufos de capins de *Paspalum carinatum* e *Trachypogon plumosus*, intercalados por ilhas de árvores e moitas. Queimas regulares semi-anuais podem reduzir drasticamente a área coberta pelas moitas dos gêneros *Miconia* e *Myrcia* e as áreas expostas pela queima das moitas são ocupadas por capins (Sanaiotti & Magnusson, 1995). A estatura das árvores é baixa e podem ter troncos tortuosos, córtex espesso e folhas coriáceas. As árvores não formam uma copa contínua e, na área estudada, a



vegetação é agrupada em ilhas bem definidas, consistindo de árvores, moitas e herbáceas (Figura 2) (Miranda, 1993).

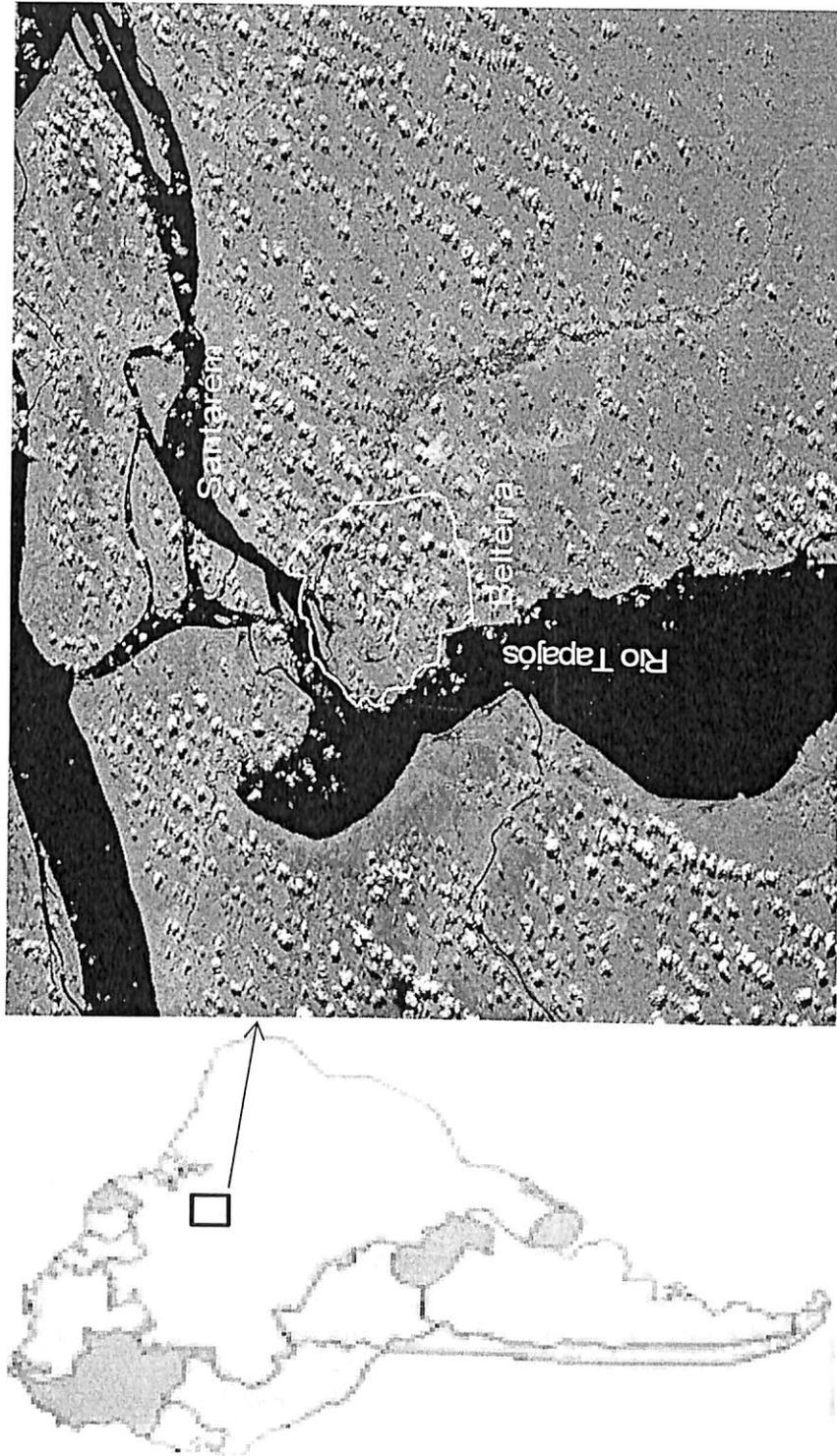


Figura 1 – Área de estudo situada entre Santarém e Belterra no Estado do Pará, Brasil (Fonte: EMBRAPA, 2001).



Figura 2 – Tipo de vegetação na área experimental em Alter do Chão.

2.2 - Delineamento amostral

O trabalho de campo foi realizado no delineamento experimental desenhado por Dr. W. Magnusson (Coordenação de Pesquisas em Ecologia do Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, INPA) e implantado na área de estudo pelos seguintes projetos integrados: 1) Projeto de Pesquisa Dirigido (PPD) aprovado por PPG7, 2) Projeto 0049/1998 "Interações entre Savanas e Florestas na Amazônia e sua importância para a biodiversidade", 3) Projeto de Pesquisa Integrado (PPI) aprovado pelo INPA e 4) Projeto 1-3010- "Dinâmica Ecológica e Zoneamento Ambiental de Savanas Amazônicas". A localização das parcelas (Figura 3) e das amostras foram determinadas por imagens de



satélite (LANDSAT-TM) sobre a área de interesse (Alter do Chão), e os pontos foram localizados no campo, com o auxílio de um GPS, de modo que as amostragens representassem bem toda a área de 30.000 hectares (Albernaz, 2001).

Cada parcela foi constituída por quatro linhas paralelas de 250 m de comprimento, espaçadas 50 m entre si totalizando 4 ha (Figura 4). Cada parcela representou uma unidade amostral dentro da área de savana. Em 1998, amostras foram efetuadas em 38 parcelas de aproximadamente 4 ha espalhadas na área de savana da região de Alter do Chão, abrangendo cerca de 30.000 ha. As subamostras de invertebrados foram obtidas com uma sonda quadrada, com área de 12,25 cm². Para a coleta foi utilizada uma sonda metálica de 3,5 x 3,5 cm, introduzida no solo até 5 cm de profundidade (Figura 5). Amostragens a esta profundidade resultaram em 49 cm² de área por subamostras ou volume de 61,25 cm³ de material, uma vez que, cada subamostra de solo/liteira foi constituída por quatro perfurações da sonda no solo, resultando numa quantidade de material apropriada para o tamanho das peneiras de extração do Aparelho de Berlese-Tullgren. No total foram coletadas dez subamostras em cada parcela. As subamostras foram compostas por retiradas a uma distância de 12,5, 25, 37,5, 50, 112,5, 125, 137,5, 150, 212,5, 225, 237,5 e 250 m ao longo da primeira e da terceira linhas e a 62,5, 75, 87,5, 100, 162,5, 175, 187,5 e 200 m ao longo da segunda e quarta linhas (Figura 4). Assim, uma área relativamente homogênea foi amostrada, com grande número de pontos de coleta.

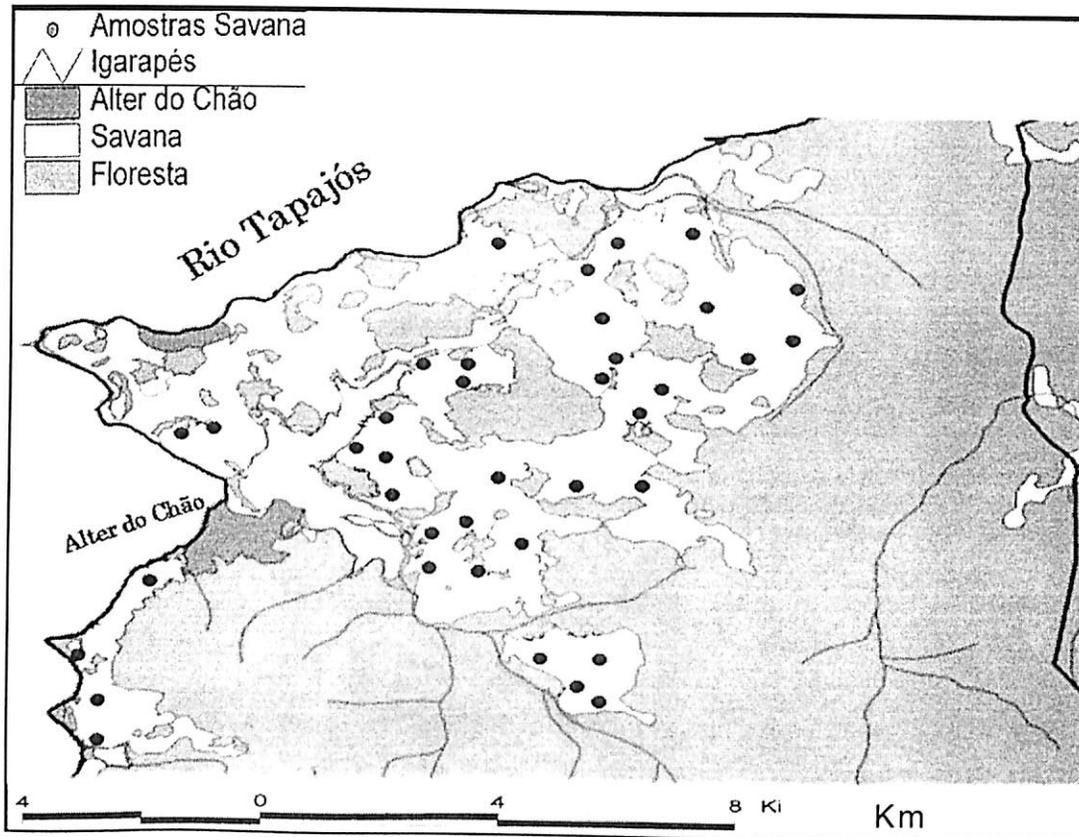


Figura 3. Distribuição das unidades amostrais (parcelas) na área de savana de Alter do Chão, Pará.

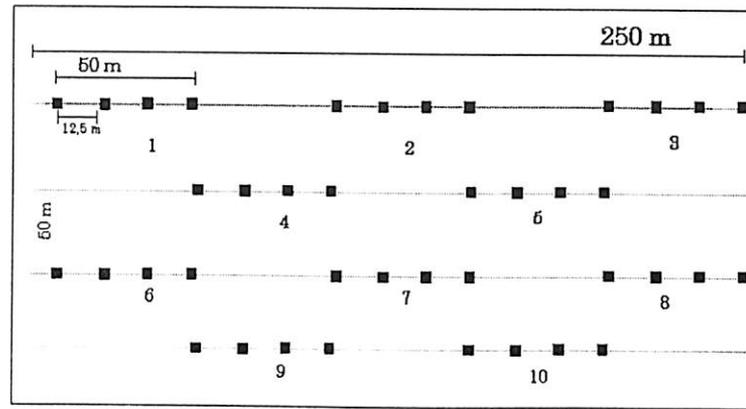


Figura 4 – Parcela de savana na região de Alter do Chão. Os quadrados representam as distâncias de retirada de material com sonda (solo/liteira) para compor cada subamostra, totalizando dez subamostras coletadas por parcela.



Figura 5. Sonda metálica utilizada para a coleta de material (solo/liteira) das subamostras. a) sonda introduzida no solo; b) colocação do material coletado com sonda no recipiente coletor para formar uma subamostra.



2.3 - Método de extração dos artrópodes das subamostras.

O aparelho de Berlese-Tüllgren (Figura 6) foi utilizado para extrair os animais das subamostras. O aparelho consiste de uma caixa de madeira (160 x 50 cm) que é dividida em dois compartimentos por um suporte de isopor (poliestireno expandido) de 3 cm de espessura no qual uma seqüência de funis de plásticos são colocados em aberturas cilíndricas efetuadas no próprio suporte. As peneiras (8 cm de diâmetro e 5 cm de altura), contendo as subamostras de solo e liteira, são colocadas no topo dos funis (\varnothing 12 cm). As malhas das peneiras são de 1,5 mm. Os funis são aquecidos por lâmpadas elétricas incandescentes (25 watt) suspensas a 14 cm acima das peneiras. Tubos coletores (50 ml) contendo uma solução aquosa de formol a 5% são colocados no compartimento inferior e recebem os animais que caem ao tentarem escapar do calor. As lâmpadas são ligadas 24 horas após a colocação da subamostra dentro do aparelho, para promover a aclimação e impedir o dessecamento brusco das subamostras. As subamostras são extraídas durante 6 - 7 dias, enquanto a temperatura do aparelho é aumentada gradativamente de 28 a 45°C. Os invertebrados são direcionados pelo gradiente de calor gerado pelas lâmpadas, da base superior até a base inferior da subamostra, até caírem no recipiente de vidro que continha o líquido coletor. Após a extração, os artrópodes são fixados e acondicionados em álcool 75%, glicerinado.



Na triagem, os representantes da Ordem Acari foram separados dos outros invertebrados, e os ácaros adultos da Subordem Oribatida foram identificados.

Havia apenas quatro aparelhos de Berlese-Tullgren, com 36 peneiras disponíveis na estação experimental. Se fossemos ocupar o aparelho com cada amostragem obtida de uma retirada apenas utilizando uma sonda de 12,25 cm² de área do material constituído por solo e liteira, teríamos de reduzir drasticamente o número de pontos da parcela de 4 ha. Porém, nós optamos por fazer subamostras compostas. Para isso, repetimos cada amostragem de 12,25 cm² quatro vezes consecutivas e misturamos os conteúdos para fazer uma subamostra composta de 49 cm² de área ou 61,25 cm³ de volume de material. Portanto, nesse trabalho uma subamostra é equivalente a uma subamostra composta. No mesmo dia da coleta, as subamostras foram preparadas para a extração no aparelho de Berlese-Tullgren, num laboratório local em Alter do Chão. Um dia antes de retornar ao laboratório principal no INPA em Manaus, outra seqüência de subamostras foi coletada, para ser transferida por avião e preparada para extração em menos de 18 horas.

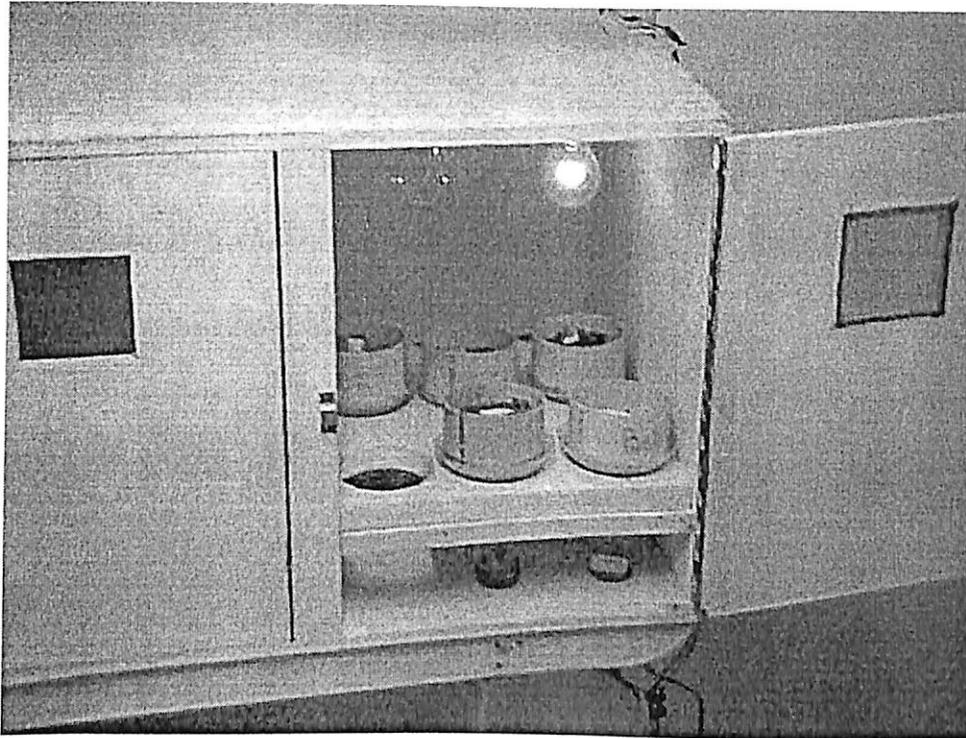


Figura 6. Aparelho de Berlese-Tullgren utilizado para a extração dos artrópodes das subamostras em laboratório.

2.4 - Identificação das espécies

Não foram identificados os imaturos devido à dificuldade de identificação. Os animais adultos foram identificados em nível de espécies e morfoespécies. O ácaro adulto foi colocado em lâmina escavada, com uma gota de ácido láctico. A abertura da lâmina foi coberta até a sua metade com uma lamínula, para facilitar a



movimentação do espécime dentro das escavações, com uso de micro-estiletos especialmente construídos para esse fim. O ácido láctico foi usado para o processo de clarificação. O conjunto ficava em repouso por cerca de 2 a 5 dias, seguindo o processo de clarificação "a frio", dependendo do grau de esclerotinização do tegumento.

A nomenclatura e a organização sistemática da lista de espécies e morfoespécies seguiu a organização morfológica, ontogenética e sistemática do grupo Oribatida proposta por Woas (2002), que adverte que o estabelecimento de táxons em níveis superiores bem definidos é uma tarefa que ainda requer um intenso trabalho de revisão. Portanto, ao invés de táxons superiores definitivos, ele adotou somente grupos, em concordância com o que já foi estabelecido por Grandjean (1953), atribuindo diferentes níveis de organização dentro do grupo. O nome do autor do gênero, da família e dos táxons superiores são listados nos apêndices deste estudo, de acordo com Balogh (1972), Balogh & Balogh (1992) e Grandjean (1953, 1965, 1969). As morfoespécies foram incluídas por causa da identificação restrita aos ácaros adultos (Noti *et al.*, 2003) e à necessidade de incluir as morfoespécies nas análises. Como o conhecimento das associações de várias espécies aos grupos maiores é suficiente, as investigações embasadas naqueles grupos não requerem o exato conhecimento do status taxonômico de suas espécies (Beck *et al.*, 1997).

A lista de espécies e de morfoespécies registradas nas savanas da região de Alter do Chão (Pará) e nas demais regiões do Amazonas, de Rondônia e de Roraima é baseada em referências bibliográficas



(Apêndice I). No Apêndice II listamos as informações sobre os locais, métodos e períodos de coleta, tipos de solos e autores. O nome da morfoespécie foi listado seguindo a seqüência da publicação original, e o nome do morfotipo (p. ex.: *Pergalumna* sp. A) de um trabalho pode não ser a mesma espécie do táxon registrado com o mesmo nome em outro trabalho. O material testemunho dos táxons deste estudo está depositado na coleção entomológica do INPA.

2.5 – Métodos utilizados na análise do efeito do esforço amostral no campo e em laboratório (ver seção 2).

Dois métodos de redução do esforço amostral foram usados neste estudo. O Método de Diluição Seqüencial de Amostras (MDSA), foi utilizado para reduzir o conteúdo das subamostras a 50%, 25%, 12,5% e 6,25% da amostra inicial, e a redução do número de subamostras por parcela. O primeiro foi criado para reduzir o esforço amostral em laboratório de subamostras e o segundo para diminuição o esforço em campo.

Para investigar o quanto os dois métodos de redução de subamostras (MDSA e Rarefação) afetaria os estudos de padrões ecológicos, foi calculada a similaridade entre as parcelas, baseada na quantidade de indivíduos e na composição de espécies de oribatídeos, separadamente. A técnica de ordenação foi utilizada para reduzir a multidimensionalidade da comunidade em poucas dimensões para



revelar o maior padrão ecológico na comunidade e determinar se este poderia detectar relações ecológicas com variáveis ambientais.

Para determinar qual a economia de tempo e dinheiro num levantamento, foi estimado o tempo e os custos gastos para realizar este projeto, relacionando a economia potencial da utilização dos dois métodos de redução de subamostras em projetos de larga escala espacial.

Para investigar o quanto cada esforço amostral abrangeu a diversidade de ácaros oribatídeos na savana de Alter do Chão, foi utilizado curvas de rarefação para cada parcela e curvas de espécie-área no ambiente de savana por inteiro.

2.5.1 - Método de diluição seqüencial de amostras (MDSA)

Para efetuar a divisão homogênea da subamostra e garantir que todas as espécies tivessem a mesma chance de seleção no processo de divisão, foi criado um aparato que batizamos de "Funil de Santos-Yano" (Figura 7), utilizado aqui pela primeira vez. O aparato é de fácil construção, formado por: 1) uma placa de Petri de 50 cm de diâmetro, dividida por paredes de acrílico em quatro compartimentos iguais, 2) um funil pequeno de 50 ml e 3) um copo plástico de 300 ml com 6 perfurações nas laterais de 0,5 cm de diâmetro e contíguas a sua base. A função do funil é conduzir a subamostra para o centro do copo. A velocidade do líquido faz com que o seu conteúdo se espalhe igualmente para as laterais do copo. Essas laterais que contêm as



perfurações permitem a passagem do material biológico direcionando-o para os compartimentos da placa. Com isto foi evitado que a subamostra fosse distribuída de uma forma tendenciosa na placa de Petri.

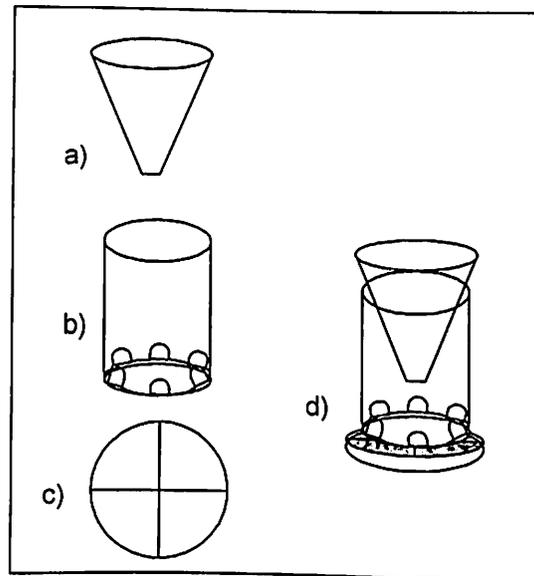


Figura 7. Desenho do Funil de Santos -Yano (d) composto por: (a) funil, (b) copo com orifícios e (c) placa de Petri dividida.

No MDSA, todas as diluições foram compostas por dois dos compartimentos da placa de Petri escolhidos aleatoriamente, ou seja, era sempre composto da metade do conteúdo da placa. Após a retirada do Aparelho de Berlese, o material contendo todos os invertebrados além de partículas de material vegetal e solo, era fixado em álcool e colocado em tubos de vidro hermeticamente fechados para posterior triagem e identificação.



O conteúdo total (100%) das subamostras foi triado para somente 10 parcelas. A outra metade (50%) era devolvida ao tubo de vidro original para continuar o processo de diluição. Cada subamostra foi dividida quatro vezes, resultando em quatro alíquotas diferentes da subamostra inicial. Desta forma, nessas 10 parcelas a primeira diluição correspondeu à alíquota de 50 % da subamostra inicial, a segunda de 25%, a terceira de 12,5% e a quarta de 6,25% (Figura 8). Nas parcelas restantes (28), somente metade da subamostra foi triada, com as subseqüentes diluições (diluições de 25%, 12,5% e 6,25%). O resto da subamostra no final da diluição também foi triado para incluir o total de ácaros nas subamostras, tanto em 10 parcelas quanto nas parcelas restantes (28). Foi quantificado o número de indivíduos adultos (abundância; dados quantitativos) e a presença das espécies (dados qualitativos) por diluição em cada subamostra.

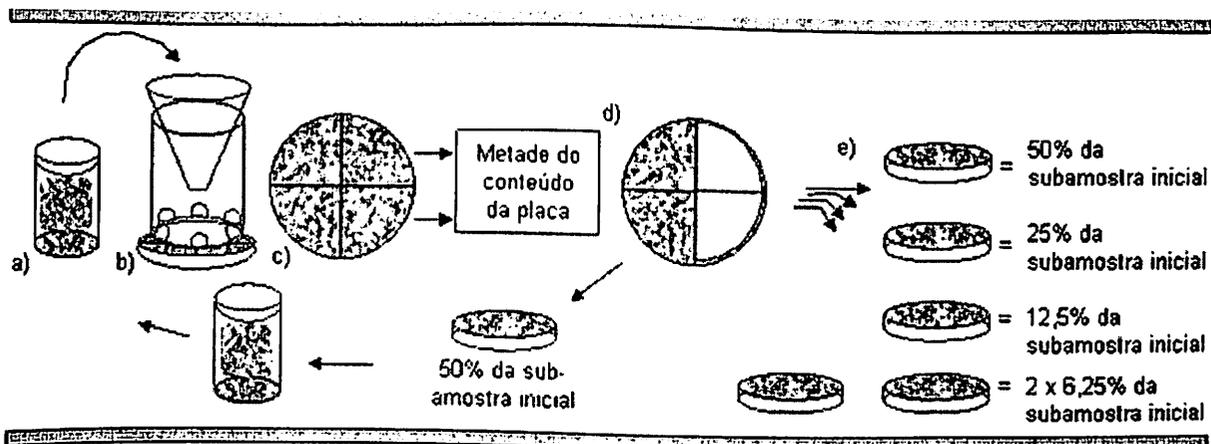


Figura 8. Esquema do Método de Diluição Seqüencial de Amostras (MDSA). a) recipiente com subamostra; b) Funil de Santos – Yano; c) placa de Petri contendo a subamostra dividida em quatro partes iguais; d) placa de Petri contendo metade do conteúdo; e) placas de Petri resultantes do processo de diluição.



2.5.2 - Método de rarefação de subamostras

O termo rarefação também significa diluir ou diminuir. Foi efetuada uma simulação da diminuição do esforço de coleta de subamostras nas parcelas de savana, para testar se a perda de similaridade estaria relacionada ao número de subamostras coletadas dentro de cada parcelas. A similaridade entre as parcelas, baseada na abundância e na composição de espécies da comunidade foi usada para determinar se um número menor de subamostras poderia captar a maior parte da informação do total.

Para investigar se a redução de subamostras dentro de cada parcela afetaria os padrões baseados em abundância de indivíduos da comunidade (dados quantitativos), foi usado o total de 38 parcelas. Cada parcela foi composta originalmente por 10 subamostras diluídas a 50% da subamostra inicial. Este esforço correspondeu ao esforço amostral máximo (M) neste trabalho. Foi efetuada a diminuição de n subamostras por parcela, onde n assumiu os valores de 1 a 9.

Cada subamostra foi composta por quatro retiradas com sonda metálica a 12,5 m de distância uma das outras, ao longo das quatro linhas em cada parcela (ver Figura 4) totalizando 1000 m (1 km) efetivos de levantamento por parcela.



2.5.3 – Efeito dos métodos de diluição e rarefação em padrões ecológicos da comunidade usando 38 parcelas.

2.5.3.1 – Comunidade de oribatídeos

Para investigar o efeito dos métodos de redução de subamostras (diluição e rarefação) na capacidade de identificar padrões na comunidade associados a gradientes ecológicos foi efetuada a ordenação das parcelas com base na similaridade entre elas. Foram utilizados os dados das diluições a 50%, 25%, 12,5% e o total de subamostras por parcela diluídas a 50%, separadamente.

2.5.3.2 – Parâmetros ambientais em 38 parcelas

Apenas as variáveis ambientais preditoras disponíveis para as 38 parcelas do estudo foram selecionadas. Para descrever a complexidade do habitat, foi usada a porcentagem da cobertura de gramíneas, arbustos e árvores. A porcentagem da cobertura de cada estrato na savana foi determinada através dos quadrados de ponto (Bullock, 1996). Para isso, a cada 2 metros sob a linha dos transectos foi registrada a ocorrência de solo exposto, gramíneas (capim ou ciperáceas) e de árvores. As plantas com altura superior a 2 m foram consideradas árvores. Os dados sobre a vegetação foram coletados pelos Dr. W. Magnusson e Dra. A. Lima da Coordenação de Pesquisas em Ecologia do INPA, como parte dos projetos integrados.



Foi utilizado o peso seco médio da liteira das subamostras, por representar para a comunidade de ácaros e invertebrados a disponibilidade de alimento e de refúgio e de variação da umidade e temperatura no solo. O peso seco médio da liteira das subamostras foi determinado no laboratório após a extração dos artrópodes no aparelho de Berlese-Tulgreen, pela pesagem direta da subamostra em uma balança (Ohaus Precision Standard).

2.5.4 – Estimativas de tempo e custos da redução do esforço para coleta de amostras no campo, e da triagem de amostras no laboratório.

Foi estimado o tempo de contribuição de cada pessoa na triagem do material coletado neste trabalho e relacionado aos custos para as agências de fomento (INPA/PPI 1-3010 e PPD 0049/1998). Para triar o material, foi necessário contratar e treinar um parataxonomista (US\$ 100 por 40 meses), treinar um técnico/parataxonomista do INPA (US\$ 400 por 12 meses), obter bolsas de estudo para dois alunos de graduação (US\$ 82 por 24 meses; CNPq e FAPEAM) e uma para um aluno de pós-graduação (US\$ 357 por 41 meses; CAPES). Os custos foram avaliados para 38 parcelas, com 10 ou 7 subamostras por parcela, com triagem de 100%, 50%, 25%, 25%, 12,5% e 6,25% para cada subamostra. O valor da moeda corrente para a conversão da moeda brasileira (Real = R\$) usada para estimar os custos em dólar foi 1 US\$ = 3,0 R\$. Foi calculado tempo em horas trabalhadas por dia e mês, a quantidade de meses e a remuneração mensal (R\$ e US\$).



Para o método de rarefação foi efetuada a comparação entre o cálculo da estimativa do tempo e custos investidos para coleta de 10 subamostras em 38 parcelas no campo e o tempo e custos financeiros que seria investido na coleta de um número menor de subamostras.

2.5.5 – Avaliação do esforço de coleta na diversidade de ácaros oribatídeos na savana.

Foi investigado o quanto cada esforço amostral abrangeu da diversidade de ácaros oribatídeos usando o ambiente de savana como uma unidade (diversidade gama), a variação da riqueza de espécies entre as parcelas e o esforço em cada parcela.

2.6 - Análise dos dados no efeito do esforço amostral no campo e em laboratório.

Os cálculos estatísticos e a diminuição de subamostras foram efetuados no programa Systat 8.0 (Wilkinson, 1990) e no programa PATN versão DOS (Belbin, 1992). As curvas de rarefação foram traçadas através do programa estatístico BiodiversityPro (McAleece, 1997).

2.6.1- Análise do método de diluição seqüencial de amostras

A comunidade total encontrada nas parcelas de savana foi comparada com a comunidade em cada diluição por meio de medidas



de semelhança, que são grandezas que exprimem a similitude entre pares de locais a partir de inventários taxonômicos (Magnusson & Mourão, 2003). As matrizes de similaridade foram confeccionadas de acordo com o conjunto de espécies em cada par de parcelas. Foi utilizada a abundância relativa de cada espécie por parcela. Para tanto, o número de indivíduos foi transformado em logaritmo de $X + 1$ para reduzir a variabilidade entre parcelas e evitar dar peso excessivo para as espécies com grandes variações em densidade. Foi efetuada a padronização pelo total, para que os valores de abundância transformados fossem expressos como percentuais dos totais obtidos na parcela. Desta forma, as frequências dos táxons foram representadas pelo log da abundância relativa no local. Esta medida fez com que as parcelas com uma grande quantidade de indivíduos não predominassem nos cálculos das medidas de semelhanças (Magnusson & Mourão, 2003).

Foi utilizado o índice de associação de Bray-Curtis (1957) para determinar a similaridade das parcelas nos métodos de diluição de subamostras e na análise do efeito destes métodos na detecção de gradientes ecológicos. O índice de Bray-Curtis foi utilizado por ser efetivo na detecção de gradientes ecológicos (Kenckel & Orloci, 1986; Minchin, 1987). Quando usado em dados de presença e ausência de espécies o índice de associação de Bray-Curtis é conhecido como índice de associação de Sørensen (Legendre & Legendre, 1983); este índice atribui mais peso para as espécies raras, uma vez que as espécies comuns tendem a ocorrer na maioria dos sítios.



As matrizes de associação para as diluições a 50%, 25%, 12,5% e 6,25% da amostra inicial, foram comparadas à matriz de associação do total da comunidade, obtida pela soma das diluições e os 6,25% restantes do processo de diluição. Para comparar as matrizes de associação, foi utilizado o Teste de Mantel (Mantel, 1967), por ser eficiente em comparar duas matrizes de distâncias ecológicas (Sanderson *et al.*, 1995). A significância estatística do teste de Mantel foi obtida através de um teste de permutação com 1000 randomizações (Decaëns & Rossi, 2001). O valor de r pode revelar a similaridade entre as matrizes, variando de r igual a zero, até a semelhança total, onde $r = 1$.

Como foi inviável analisar todas as amostras a 100% para todas as parcelas, foi avaliado a comunidade a 100% somente para 10 parcelas (com diluições a 50%, 25%, 12,5% e 6,5%). Para as 28 parcelas restantes as subamostras foram analisadas a 50% (com diluições a 25%, 12,5% e 6,5%).

2.6.2 - Análise do método de rarefação de subamostras

Foram geradas matrizes de similaridade entre as 38 parcelas utilizando o esforço amostral máximo (M) e o esforço com menos subamostras por parcela, para cada diluição (50%, 25%, 12,5%), totalizando 600 matrizes.

O teste de Mantel foi utilizado para comparar as matrizes de associação do esforço amostral máximo (M) com os demais níveis de rarefação de subamostras por parcela (M - n) para as diluições a 50%,



25% e 12,5%, separadamente, totalizando 600 comparações. Desta forma, cada matriz de associação foi composta pela informação quantitativa ou qualitativa baseada no número de subamostras (n) retiradas aleatoriamente nas 38 parcelas de savana de forma simulada em operação eletrônica.

Foram obtidos 10 valores (r) para cada nível de rarefação de subamostras nas parcelas por diluição, com os quais foram confeccionadas as figuras. As correlações indicam a perda de informações com a retirada de n subamostras em todas as 38 parcelas dentro de cada diluição, os valores próximos de 1 indicam pouca perda e os valores muito menores que 1 indicam que as subamostras retêm pouca informação do esforço máximo dentro de cada nível de rarefação, r também pode assumir valores negativos variando de +1 a -1.

2.6.3 – Análise do efeito dos métodos de diluição e rarefação de subamostras em padrões ecológicos da comunidade usando 38 parcelas.

Foi utilizada a técnica de ordenação para reduzir os dados ao principal padrão encontrado na comunidade. Esta técnica diminui a poucas dimensões o número real de dimensões existente numa comunidade. A dimensão é representada pelo número de espécies original registrado para a comunidade de oribatídeos. Como a comunidade é composta por muitas espécies é, portanto, multidimensional. Por isso não seria possível evidenciar o principal padrão na comunidade se não houvesse a redução em poucas



dimensões. Desta forma, foi efetuada a redução até 2 dimensões, através do escalonamento multidimensional híbrido (SSH Semi-Strong Hybrid Multi-Dimensional Scaling).

Foi efetuada uma análise de regressão múltipla multivariada para avaliar o efeito da cobertura de gramíneas, de arbustos, de árvores e do peso seco médio da subamostra sobre a comunidade de oribatídeos em duas dimensões (SSH1 e SSH2) nos diferentes níveis de diluição e rarefação de subamostras, para os dados quantitativos e qualitativos, separadamente. Rarefações adequadas devem detectar tanto variáveis significativas quanto o esforço máximo. Variáveis com alta colinearidade (tolerância > 0,3) não foram incluídas no modelo. Estas variáveis preditoras foram escolhidas por terem sido coletadas nas 38 parcelas de estudo e seus dados foram disponibilizados em tempo hábil.

2.6.4 - Avaliação do esforço de coleta na diversidade de ácaros oribatídeos na savana

Para cada unidade amostral foi traçada uma curva de rarefação. As matrizes foram geradas pela soma dos totais de indivíduos de cada espécie nas 10 subamostras por parcela. Para investigar a diversidade no ambiente de savana foi utilizada as curvas de espécie-área usando o número total de parcelas como uma unidade amostral.



2.7 - Métodos para determinar os fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade (ver seção 3).

2.7.1 - Parâmetros ambientais usando 33 parcelas

Para descrever a estrutura da vegetação foi usada a porcentagem de cobertura de gramíneas e de arbusto na savana. A metodologia de coleta da porcentagem da cobertura de cada estrato foi detalhada no item 2.5.3.2.

A quantidade de argila no solo foi determinada para as mesmas 33 parcelas em que foram coletados os dados biológicos. Desta forma apenas nesta seção serão utilizadas 33 das 38 parcelas de savana. A coleta de solo foi efetuada em cada área amostral ao longo das quatro linhas de 250 m (ver Figura 4). Em cada área foram coletadas quatro amostras compostas por 8 subamostras cada, retiradas a cada 12,5 m. Foram coletadas amostras compostas para minimizar variações pontuais de concentração de argila. Foi considerada a média da quantidade de argila por parcela. A presença de argila foi considerada como elemento favorável à comunidade de ácaros oribatídeos por estar diretamente ligada aos processos químicos com as bases trocáveis no solo, essenciais na nutrição das plantas.

As amostras de solo foram triadas manualmente para a retirada de da liteira fina que é composta por galhos, raízes, folhas, flores e frutos. A quantidade de argila foi determinada pela análise da granulometria do solo, utilizando o método do densímetro que é baseado na



velocidade de queda das partículas que compõem o solo. Neste método é fixado o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo na água após a adição de um dispersante químico (NAOH). Para determinação da porcentagem de argila insere-se um densímetro no volume da suspensão. As frações grosseiras (areia) são separadas por tamisação, secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais (EMBRAPA 1997).

Os dados sobre a granulometria do solo foram coletados por A. Albernaz e analisados por C. Y. Yano no laboratório de temática de solo do INPA, como parte do projeto integrado.

2.7.2 - Ordenação da Comunidade de Oribatídeos usando 33 parcelas

Foram utilizados tanto os dados de abundância relativa quanto os de presença e ausência, registrados por espécie de ácaros oribatídeos em 33 parcelas de savana para o protocolo com 7 subamostras diluídas a 50% da subamostra inicial. Apenas 33 parcelas foram usadas porque os dados da estrutura do solo (teor de argila) e estrutura da vegetação (cobertura de capim e moitas) não foram disponibilizados para as outras 5 parcelas. Foi calculada a similaridade entre as parcelas pelo uso do índice de associação de Bray-Curtis. Foram utilizadas as matrizes de associação quantitativa e qualitativa para efetuar a ordenação das 33 parcelas de acordo com a similaridade baseada em 80 espécies registradas para este número de parcelas. A ordenação foi efetuada usando o Escalonamento Multidimensional Híbrido (SSH-MDS)



no programa PATN (Belbin, 1992) em duas dimensões e o resultado foi projetado num plano bidimensional (SSH1, eixo 1 e SSH2, eixo 2), para as matrizes quantitativa e qualitativa, separadamente.

2.7.3 – Avaliação da diversidade na savana. Curva de rarefação usando a parcela como unidade amostral e curva de riqueza de espécies.

Para determinar até quanto a intensidade da coleta foi suficiente para estimar a riqueza local (~ 4 ha) de espécies (α diversity) e riqueza regional (~ 30,000 ha) de espécies (γ diversity), os dados para a triagem a 100% (10 parcelas) e triagem das amostras diluídas a 50% (38 parcelas) foram submetidas à curvas de rarefação (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971). Curvas compostas foram criadas para cada parcela pela média dos resultados para cada tamanho de amostra "knot" na curva de cada parcela. Curvas de rarefação que tendem para a horizontal indicam que a curva está se aproximando da assíntota (número total estimado de espécies). Curvas em ascendência acentuada indicam que muitas espécies ainda podem ser encontradas na área e que a estimativa da assíntota é imprecisa.

2.7.4 - Análise dos dados para determinar os fatores ecológicos que afetam a estrutura da comunidade usando 33 parcelas

Para determinar se a cobertura vegetal e a quantidade de liteira afetam de modo significativo a abundância e a composição das



espécies de ácaros, foram efetuadas análises de regressão múltipla multivariada. Investigaram-se, portanto, os efeitos das variáveis independentes sobre o principal padrão da comunidade de Oribatídeos.

A comunidade é representada pelos dois eixos do MDS uma vez que a técnica de ordenação foi utilizada para duas dimensões. Os eixos são lineares e aproximadamente ortogonais, cumprindo as presunções da análise (Anderson & Legendre, 1999). Deste modo, foi possível relacionar a comunidade de oribatídeos com a cobertura vegetal, representada pela cobertura de gramíneas e arbustos, e a quantidade de argila nas parcelas.

Com o objetivo de detectar os padrões mais fortes de similaridade entre as subamostras, foi utilizado o índice de associação de Bray Curtis, que juntamente com a ordenação (MDS) tem sido eficaz em detectar gradientes ecológicos (Kenckel & Orloci, 1986; Minchin, 1987). Nosso delineamento permite a avaliação da contribuição relativa de cada fator à variação na estrutura da comunidade de oribatídeos.



3 – RESULTADOS

3.1. Seção 1 - Conhecimento taxonômico: Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos.

Nas 38 parcelas de savana arenosa de Alter do Chão desse estudo, registramos 44 espécies definitivamente identificadas, correspondendo a 51,5% de um total de 91 táxons e 47 gêneros (Apêndice I). Os gêneros compostos pelo maior número de espécies foram *Suctobelba* (5 espécies e 2 morfoespécies) e *Pergalumna* (1 espécie e 3 morfoespécies), seguidos por *Scheloribates* (1 espécie e 2 morfoespécies), *Hoplophorella* (1 espécie e 2 morfoespécies), *Galumna* (3 morfoespécies), *Licneremaeus*, *Pulchroppia* e *Rostrozetes* (2 espécies cada), *Anakingia*, *Cosmochthonius*, *Eremulus*, *Haplochthonius*, *Lyroppia*, *Scapheremaeus*, *Stachyoppia* e *Zigoribatula* (1 espécie e 1 morfoespécie cada), *Ramusella* (*Inscultoppia*) e *Symphaulloppia* (2 morfoespécies cada). Dos 91 táxons, 21 (23%) tiveram um registro de ocorrência. *Antilloppia schauembergi*, *Cosmochthonius* sp. A e *Symphaulloppia* sp. C ocorreram em todas as 38 parcelas.

De 122 táxons registrados nesse e em outros estudos em áreas de savanas no Norte do Brasil, 44 táxons (35,2%) ocorreram exclusivamente nos ambientes de savana do Pará (Apêndice I). Entre esses táxons, até o momento endêmicos da região de Alter do Chão, 12 (27,2%) ocorreram em mais de 50% das 38 parcelas da savana arenosa



(*Antilloppia schauenberg*, *Licnodamaeus* sp. A, *Symphauloppia* sp. A, *Symphauloppia* sp. C, *Haplochthonius clavatus*, *Lyroppia* sp. A, *Liochthonius* cfr. *Unilateralis*, *Suctobelba pseudornatissima*, ?*Cryptoppia* sp. A, *Schelorbates curvialatus*, *Suctobelba ornatissima* e *Licneremaeus atypicus*) e 14 (31,8%) ocorreram entre 11 e 42% das parcelas (?*Protoplophora* sp. A, *Suctobelba complexa*, *Brachychochthonius foliatus*, *Schizozetes quadrilinetus*, *Suctobelba* sp. A, *Beklemishevia barbata*, *Cheloppia* sp. A, *Zigoribatula connexa*, *Liodes* sp. A, *Suctobelba* sp. B, *Eremobelba* sp. A, *Scutovertex* sp. A, *Scapheremaeus bisculpturatus* e *Cubaoppia* sp. A). Dezoito desses táxons tiveram baixa frequência de ocorrência (<5%).

Torpacarus sp. A, *Eremaezetes lineatus*, *Rostrozetes nebulosus*, *Oxyoppia pilosa*, *Pergalumna nasica* e *Gerloubia* sp. A ocorreram exclusivamente em savanas de Roraima. Os táxons *Eohypochthonius* sp. A, *Epilohmannia* sp. A, *Rhysotritia* sp. A, *Cyrthermannia guadeloupensis*, *Cythermannia* sp. A, *Teleioliodes* sp. A, *Carabodes* sp. A, *Plateremaeus* sp. A, *Microtegaeus quadrisetosus*, *Striatoppia* sp. B, *Ceratozetes* sp. A, *Parakalumna* sp. A e *Arcoppia* sp. A, não foram registrados nas savanas do Pará, mas ocorreram nas savanas de Roraima e em outros ambientes florestais.

Hoplophorella scapellata, *Scutovertex* sp. A, *Eremobelba piffli* e *Inschelorbates subtropicus* foram comuns às savanas do Pará e Roraima, podendo efetivamente ser consideradas espécies savanícolas. Os seguintes táxons também foram comuns a essas duas regiões do



Brasil, mas não exclusivos aos ambientes de savanas: *Meristacarus* sp. A, *Rhysotritia clavata*, *Hoplophorella* sp. A, *Hoplophorella* sp. B, *Hoplophorella* sp. C, *Malaconothrus* cf. *neoplumosus*, *Archegozetes longisetosus*, *Scapheremaeus* sp. A, *Eremulus translamellatus*, *Eremulus* sp. A, *Tectocepheus* sp. A, *Lamellobates palustris*, *Oxyoppia cubana*, *Pergalumna* sp. A, *Galumna* sp. A, *Oribatula* sp. A, *Parakalumna foveolata*, *Scheloribates* sp. A, *Scheloribates* sp. B, *Oppia paraguayensis*, *Amerioppia* sp. A e *Ramusella (Insculptoppia)* sp. A.

Eremulus translamellatus e *Pergalumna* sp. A ocorreram nas quatro áreas de savana, tanto do Pará quanto de Roraima. *Malaconothrus* cfr. *neoplumosus*, *Lamellobates palustris*, *Galumna* sp. A, *Parakalumna foveolata* e *Scheloribates* sp. A ocorreram em três áreas de savana. Contudo, não são táxons exclusivamente savanícolas, tendo sido registrados em outros ambientes.

Apesar das diferenças no período e na extensão amostradas, as proporções de Oribatídeos Inferiores e de Oribatídeos Superiores foram similares na savana de Alter do Chão e de Roraima (Tabela 1).

Tabela 1 – Proporção de Oribatídeos Inferiores e de Oribatídeos Superiores nas savanas de Alter do Chão e Roraima. S= número de táxons.

Savanas	Local	Oribatida Inferiores		Oribatida Superiores	
		S	%	S	%
s1	Alter do Chão, PA	22	24,2	69	75,8
s2	Alter do Chão, PA	6	24,0	19	76,0
s3	Pacaraima, RR	4	26,7	11	73,3
s4	Pacaraima, RR	7	26,9	19	73,1
		39	25,4	118	74,6



3.2. Seção 2 - Efeito do esforço amostral no campo e em laboratório

3.2.1 – A Abundância de oribatídeos em 10 (subamostras a 100%) e em 38 (subamostras diluídas a 50%) parcelas de savana.

O total de indivíduos registrados foi de 6.267 em 10 parcelas com subamostras triadas a 100% de seu conteúdo e 17.610 indivíduos em 38 parcelas com subamostras triadas a 50% (Apêndice III). Do total das 91 espécies, 56 estavam também presentes nas 10 parcelas triadas a 100%. Isso significa que pelo menos 38,5% dos táxons deixariam de ser amostrados se o trabalho fosse terminado com a amostragem em 10 parcelas, mesmo com o esforço de triagem de 100% do conteúdo da subamostra.

3.2.2 – Método de diluição seqüencial de amostras usando 10 e 38 parcelas

3.2.2.1 - Dados quantitativos.

Para os dados quantitativos em 10 parcelas, o maior valor da estatística de Mantel (r) (Tabela 2) foi obtido em relação à matriz de associação com base na alíquota de 50% da amostra inicial ($r = 0,898$), seguido dos valores das alíquotas de 25% ($r = 0,831$) e de 12,5%



($r=0,791$). O menor valor registrado foi de $r= 0,464$. Até a diluição de 12,5%, o valor de r ainda permaneceu acima de 79% da informação no esforço maior. Para as 38 parcelas com as subamostras diluídas a 12,5%, cerca de 76% da informação foi mantida (Tabela 2, valor observado).

Tabela 2 - Resultados do teste de Mantel (r) entre as matrizes de comparações entre alíquotas (%) da subamostra inicial para dados quantitativos em 10 e 38 parcelas, no método de diluição seqüencial de amostras.

10 parcelas		38 parcelas		
Comparações (%)	r	Comparações (%)	r	
	Observado		Observado	Corrigido
100 X 50	0,898			
100 X 25	0,831	50 X 25	0,896	$0,896 * 0,898 = 0,80$
100 X 12,5	0,791	50 X 12,5	0,765	$0,765 * 0,898 = 0,69$
100 X 6,25	0,464	50 X 6,25	0,575	$0,575 * 0,898 = 0,52$

A triagem do conteúdo total das subamostras (100%) não foi efetuada para todas 38 parcelas porque o esforço de trabalho para triar todas as amostras seria grande demais. Entretanto, assumindo que a correlação entre matrizes baseada em 100% e 50% foi similar àquela para as 10 primeiras parcelas ($r= 0,898$), foi estimado o valor corrigido para a triagem das subamostras a 50% de diluição em 38 parcelas. Esse valor corrigido representa uma estimativa da correlação da triagem a 100%. Foram multiplicados os valores das correlações observadas entre as diluições 25%, 12,5% e 6,25% e a correlação da



matriz da diluição de 50% para obter o valor de r para 100% por 0,898 (Tabela 2, valor corrigido).

3.2.2.2 - Dados qualitativos.

A perda de informação devido à diluição foi maior para os dados de presença e ausência do que para os dados quantitativos. A correlação entre matrizes baseada em 100% e 50% calculada para as 10 primeiras parcelas foi $r = 0,647$ (Tabela 3). Usando a correlação entre as diluições 25%, 12,5%, 6,25%, foi estimada a correlação a 100% pela multiplicação da correlação entre as matrizes para cada um nível de diluição e a matriz para diluição a 50% por 0,647 (Tabela 3, valor corrigido). O maior valor de r na comparação de 38 parcelas para os dados qualitativos foi de 0,775 ou 0,50 (r corrigido) para a análise de 25% de diluição.

Tabela 3 - Resultados do teste de Mantel (r) entre as matrizes de comparações entre alíquotas (%) da amostra inicial para dados qualitativos em 10 e em 38 parcelas, no método de diluição seqüencial de amostras.

10 parcelas		38 parcelas		
Comparações (%)	r	Comparações (%)	r	
	Observado		Observado	Corrigido
100 X 50	0,647			
100 X 25	0,461	50 X 25	0,775	$0,775 * 0,647 = 0,50$
100 X 12,5	0,301	50 X 12,5	0,577	$0,577 * 0,647 = 0,37$
100 X 6,25	0,277	50 X 6,25	0,437	$0,437 * 0,647 = 0,28$



3.2.3 – Resultados para o método de rarefação de subamostras

3.2.3.1 - Dados quantitativos nas diferentes diluições.

Para todas as diluições, a correlação com a matriz de similaridade baseado em 10 subamostras foi maior que 0,7. Para menos que 5 subamostras, a variação da similaridade é dependente de quais parcelas foram selecionadas tendendo a aumentar muito a variação (Figura 9).

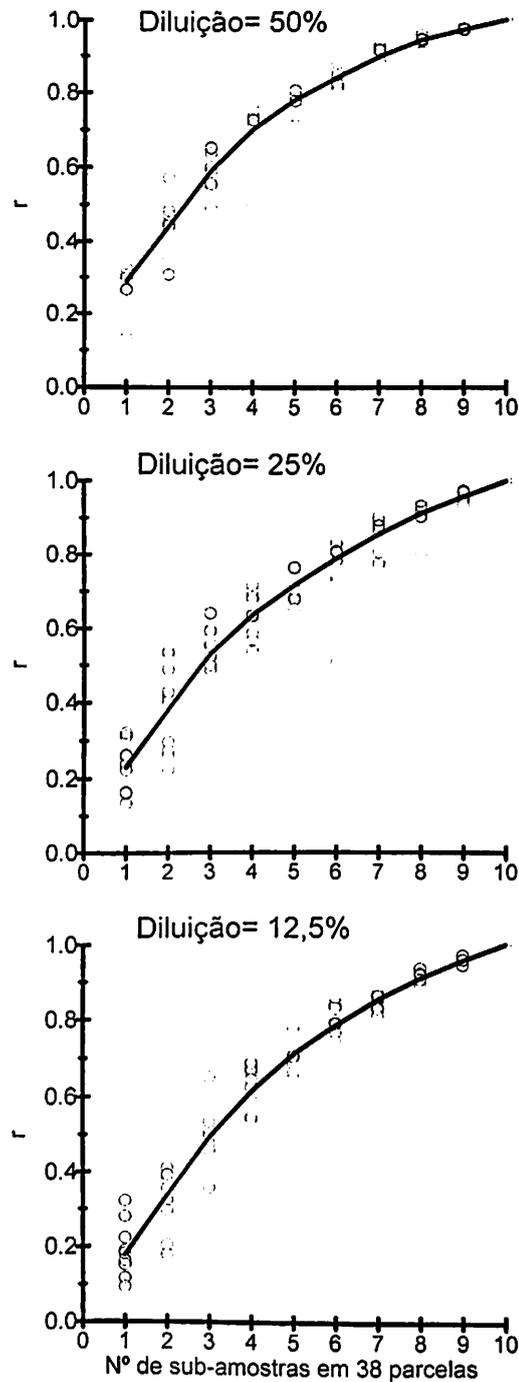


Figura 9 - Resultados quantitativos para rarefação de subamostras em 38 parcelas nas diferentes diluições. Para cada subamostra estão plotados os 10 valores (r) originados da comparação entre as matrizes de associação do esforço máximo (M) com os demais níveis de rarefação de subamostras (M - n) obtidos com o teste de Mantel.



3.2.3.2 - Dados qualitativos de rarefação nas diferentes diluições.

Para todas as diluições o padrão de similaridade entre as parcelas foi mantido com 7 ou mais subamostras ($r > 0,7$). Para menos que 7 subamostras, a variação da similaridade é dependente de quais parcelas foram selecionadas tendendo a aumentar a variação (Figura 10).

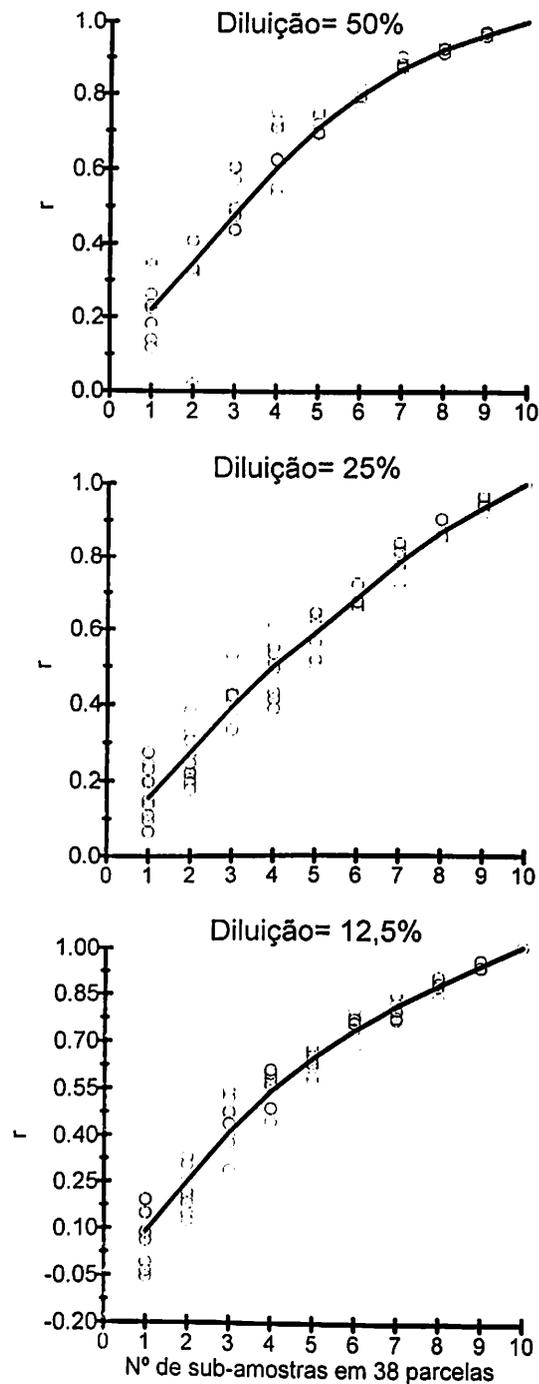


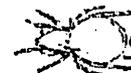
Figura 10 - Resultados qualitativos para rarefação de subamostras em 38 parcelas nas diferentes diluições. Estão plotados os 10 valores (r) originados da comparação entre as matrizes de associação do esforço máximo (M) com os demais níveis de rarefação de subamostras ($M - n$) obtidos com o teste de Mantel.



3.2.4 – Resultados da análise do efeito do método de diluição e rarefação de subamostras em padrões ecológicos da comunidade em 38 parcelas.

Foram testados os eixos da ordenação contra as variáveis preditoras (arbusto, gramínea e peso seco da liteira). Essas variáveis não foram escolhidas para permitir uma avaliação estatística das variáveis ecológicas. Os valores da probabilidade serviram como um índice da perda da capacidade para identificar a significância das tendências associadas com as variáveis. Uma avaliação das variáveis ambientais que podem estar afetando a composição da comunidade de ácaros oribatídeos será apresentada na seção 3.

Um padrão ecológico da comunidade de oribatídeos foi evidenciado nos diferentes níveis de diluição e rarefação utilizados, sumarizados na Tabela 4. Estes indicam que com o uso de esforços menores foram detectados os padrões na comunidade associados a gradientes ecológicos, que foram também detectados com o esforço máximo (50%, 10 subamostras). Os valores da probabilidade associados com três variáveis (% da cobertura vegetal, peso seco da liteira nas subamostras e % de cobertura de gramíneas) foram usados como índices de perda da capacidade de identificar a significância das mudanças associadas com as variáveis (Tabela 4). Houve um efeito consistente da cobertura vegetal. Para esta variável, a regressão múltipla multivariada para a redução das subamostras a 50% (7 subamostras) indicou baixa probabilidade associada com a hipótese



nula para os dados quantitativos (MANOVA; Pillai trace= 0,154; p= 0,064) e qualitativos (MANOVA; Pillai trace= 0,164; p= 0,052). Usando 10 subamostras, a tendência dessa variável foi também detectada para 50% de redução da subamostra (MANOVA; Pillai trace= 0,200; p= 0,025) para dados quantitativos, para 25% de redução (MANOVA; Pillai trace= 0,155; p= 0,062) para dados qualitativos e para 12.5% de redução tanto para os dados quantitativos (MANOVA; Pillai trace= 0,160; p= 0,057) quanto qualitativos (MANOVA; Pillai trace = 0,231; p= 0,013). Os efeitos da liteira foram detectados (MANOVA; Pillai trace= 0,170; p = 0,046) para 50% de redução (7 subamostras) para dados qualitativos. Nenhuma outra relação pode ser considerada significativa ao nível de p= 0.05 (Tabela 4).

Tabela 4. Probabilidades para os resultados das regressões múltiplas multivariada entre a comunidade de oribatídeos, e a porcentagem de gramínea, de arbusto e peso seco médio da liteira, nos diferentes níveis de diluição e rarefação para os dados quantitativos e qualitativos.

Número de subamostras (%)	Número de subamostras	Arbustos (%)		Peso seco da liteira		Gramínea (%)	
		Quantitativo	Qualitativo	Quantitativo	Qualitativo	Quantitativo	Qualitativo
50	7	0,064	0,052	0,167	0,046	0,584	0,327
50	10	0,025	0,213	0,090	0,294	0,789	0,503
25	10	0,097	0,062	0,110	0,028	0,410	0,222
12.5	10	0,057	0,013	0,237	0,063	0,366	0,122



3.2.5 – Custos financeiros dos diferentes protocolos.

3.2.5.1 - Usando o método de diluição no laboratório e rarefação de subamostras no campo.

Todas as metas no desenvolvimento do projeto foram cumpridas com a ajuda de quatro bolsistas financiados por cinco agências de fomento. Os custos financeiros para triagem em laboratório poderiam ter sido reduzidos de acordo com cada protocolo de diluição e de rarefação de subamostras (Tabela 5). O custo para processar 10 subamostras 100% triadas no laboratório foi de US\$ 1.021 e o total estimado para processar todas as 380 subamostras foi de que US\$ 51.333 (Tabela 5). Entretanto, reduzindo o esforço de coleta para 7 subamostras por parcela, resultando em 266 subamostras reduzidas a 50%, retiveram mais de 70% da informação, e os custos poderiam ser reduzidos para somente US\$ 17.969. Se os resultados da redução a 12,5% de 7 subamostras forem considerados precisos o suficiente para o objetivo do estudo, os custos poderiam ser reduzidos de US\$ 51.333 para US\$ 4.492 (Tabela 5).

Assumindo que os custos com bilhetes de passagens e outros suportes logísticos não irão mudar muito com a redução de 3 subamostras por parcela, a economia do projeto para coletar 7 subamostras pode não implicar em 30% de economia nos custos de campo. A economia estimada no campo poderia ser de 10%. Entretanto, a redução no número de subamostras a ser transportada e extraídas no



aparelho de Berlese-Tullgren poderia tornar possível a seleção de mais parcelas no caso de inventários em larga escala.

Tabela 5 – Custo total com mão de obra especializada para a triagem de subamostras em parcelas de quatro ha, em dólares americanos (1 U\$ = R\$ 3,00) relacionado aos diferentes protocolos.

Numero de subamostras	Redução no esforço de triagem (%)			
	100	50	25	12.5
10	51.333	25.667	12.833	6.417
7	35.933	17.969	8.983	4.492

3.2.6 – Avaliação da diversidade na savana

3.2.6.1 – Curva de rarefação usando a parcela como unidade amostral.

Também avaliamos a capacidade das subamostras reduzidas em estimar a diversidade de espécies local (alfa) e regional (gama), medida como riqueza de espécies. As curvas de rarefação estimada para 56 espécies de ácaros oribatídeos (Apêndice III) coletadas em 10 parcelas mostrou uma tendência geral para horizontal, indicando uma aproximação assíntota (Figura 11). Apesar de que muitas das curvas de rarefação estimadas para 91 espécies de ácaros oribatídeos (Apêndice III) em 38 parcelas ter mostrado tendência à horizontal, muitas curvas ascendentes diferem da maioria, indicando que o esforço de coleta não



foi suficiente para obter uma estimativa da diversidade de espécies em todas as parcelas.

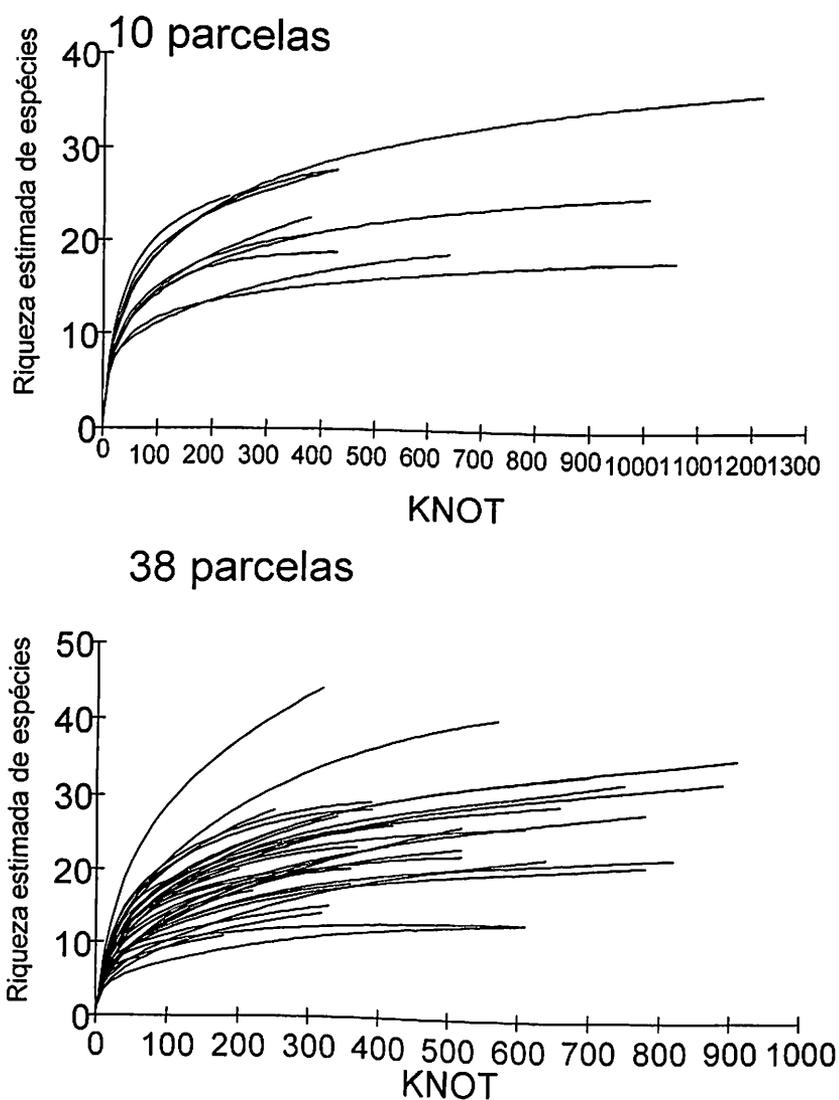


Figura 11 - Curvas de rarefação nas unidades amostrais (10 e 38 parcelas separadamente). "KNOT" é o número estimado de indivíduos para a amostra randomizada.



3.2.6.2 - Curvas de riqueza de espécies

Para estimar a efetividade do inventário, curvas de rarefação (Figura 12) foram também obtidas para 91 espécies de ácaros oribatídeos (Apêndice III) coletados em 38 parcelas (riqueza regional de espécies). A curva ascendente indica que o esforço de coleta não foi suficiente para efetuar uma estimativa razoável da riqueza total de espécies da área de savana em Alter do Chão para os 30.000 ha.

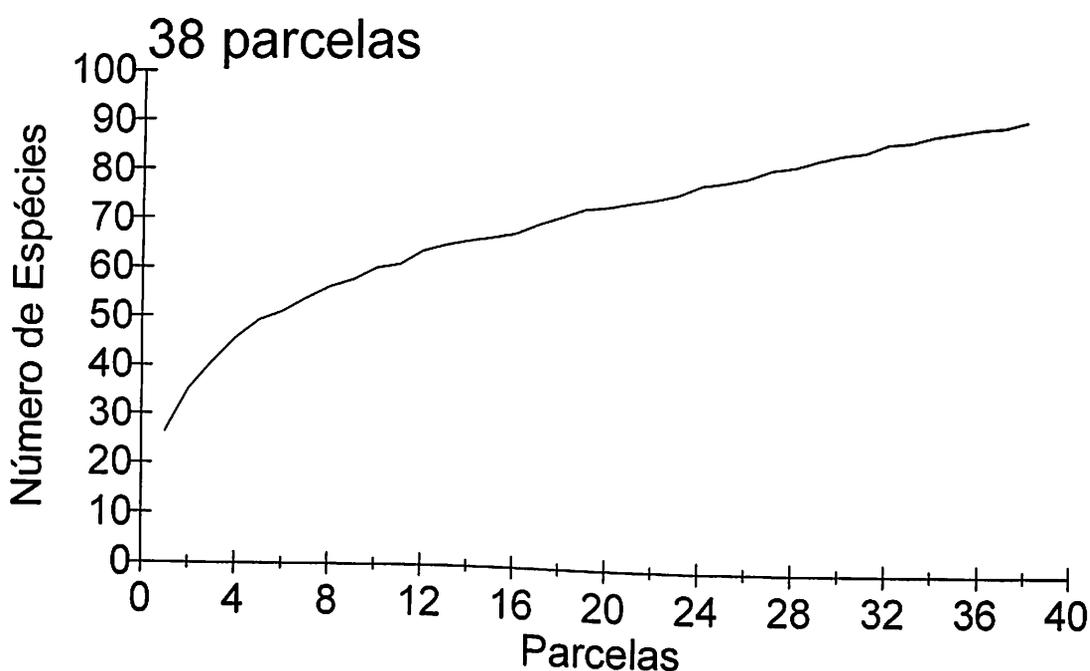


Figura 12 - Curva de acumulação de espécies em 38 parcelas de savana em Alter do Chão com subamostras diluídas a 50% da amostra inicial.



3.3. Seção 3 - Fatores ecológicos e o efeito na estrutura da comunidade em 33 parcelas

Foram testados os eixos da ordenação da comunidade contra as variáveis preditoras (arbusto, gramínea e argila). A regressão múltipla multivariada para os dados quantitativos indicou um efeito significativo da porcentagem de argila (MANOVA; Pillai trace= 0,229; $p= 0,027$). Não foi detectado o efeito significativo da cobertura vegetal representada pelos arbustos (MANOVA; Pillai trace= 0,181; $p= 0,061$) e pelas gramíneas (MANOVA; Pillai trace= 0,011; $p= 0,861$).

Para os dados qualitativos foi registrado um efeito significativo da porcentagem de argila (MANOVA; Pillai trace= 0,406; $p < 0,001$). Não foi registrado resultado significativo para gramínea (MANOVA; Pillai trace= 0,088; $p= 0,277$) e para porcentagem de cobertura de arbusto (MANOVA; Pillai trace= 0,088; $p= 0,274$).

A abundância relativa de cada espécie foi plotada de acordo com as 33 parcelas para evidenciar o gradiente de distribuição de acordo com a porcentagem de argila no solo. Devido ao elevado número de espécies (80), aquelas que apareceram em uma única parcela foram separadas daquelas mais freqüentes (Figura 13 e 14). Na figura 13, as espécies estão arranjadas entre aquelas coletadas em solos com menores porcentagens de argila, arranjadas na parte inferior esquerda, como por exemplo, *Cosmogmeta* sp. A e *Paralamellobates* sp. A. Até aquelas coletadas em solos com maiores porcentagens de argila na parte superior direita, como *Rostrozetes schalleri*. Na figura 13, um



grupo consiste de generalistas como *Cosmochthonius* sp. A e *Antiloppia schauenberg*, situadas principalmente na parte central da figura. Na parte inferior esquerda da figura estão agrupadas principalmente aquelas espécies com maior abundância relativa nas parcelas com menores porcentagens de argila, como *Suctobelba* sp. B, *Quadroppia* sp A, *Symphauloppia* sp. A, *Scutovertex* sp. A e *Suctobelba complexa*. Na parte superior direita estão agrupadas principalmente aquelas com maiores abundâncias relativas nas parcelas com maiores porcentagens de argila, como *Galumna* sp B, *Rostrozetes foveolatus*, *Micropopia* sp. A, *Suctobelba ornatissima* e *Anakingia* sp. A

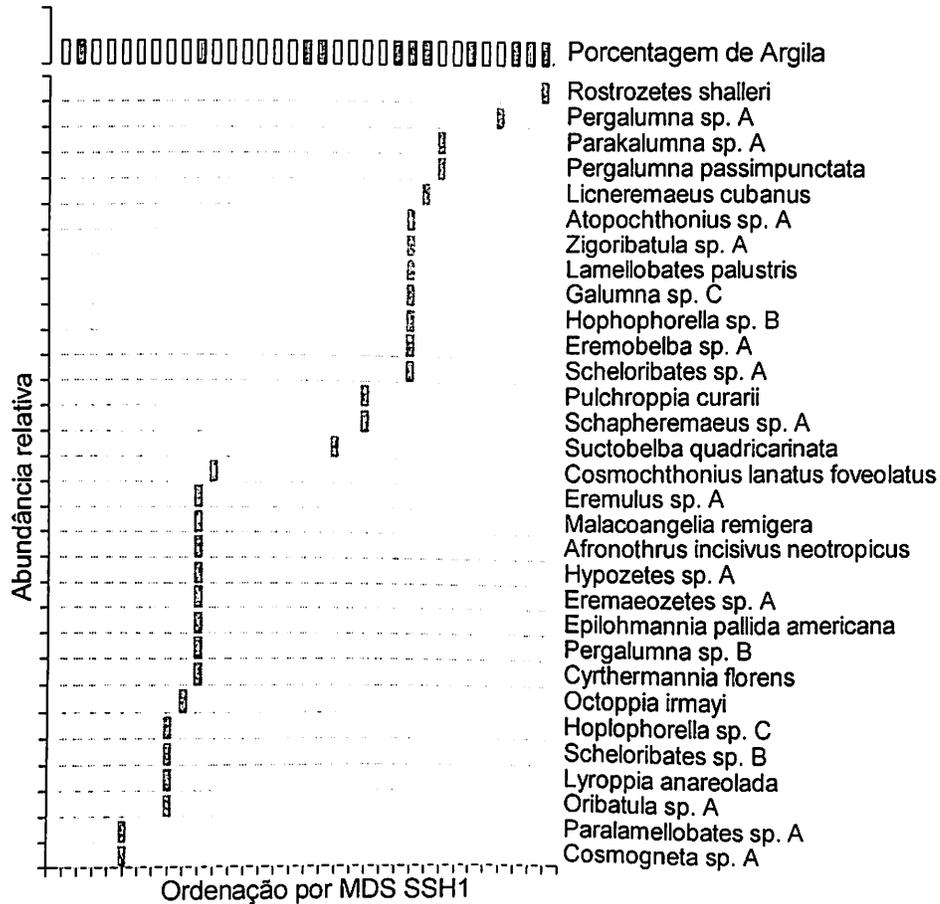


Figura 13 – As barras superiores indicam a porcentagem de argila. As barras pretas e brancas indicam solos com maior porcentagem de argila (5 a 9%) e menor porcentagem de argila (abaixo de 4%), respectivamente. As barras cinzas indicam a abundância relativa das espécies com ocorrência em apenas uma parcela. As parcelas foram ordenadas de acordo com as suas posições no eixo 1 (SSH1) de uma ordenação MDS.

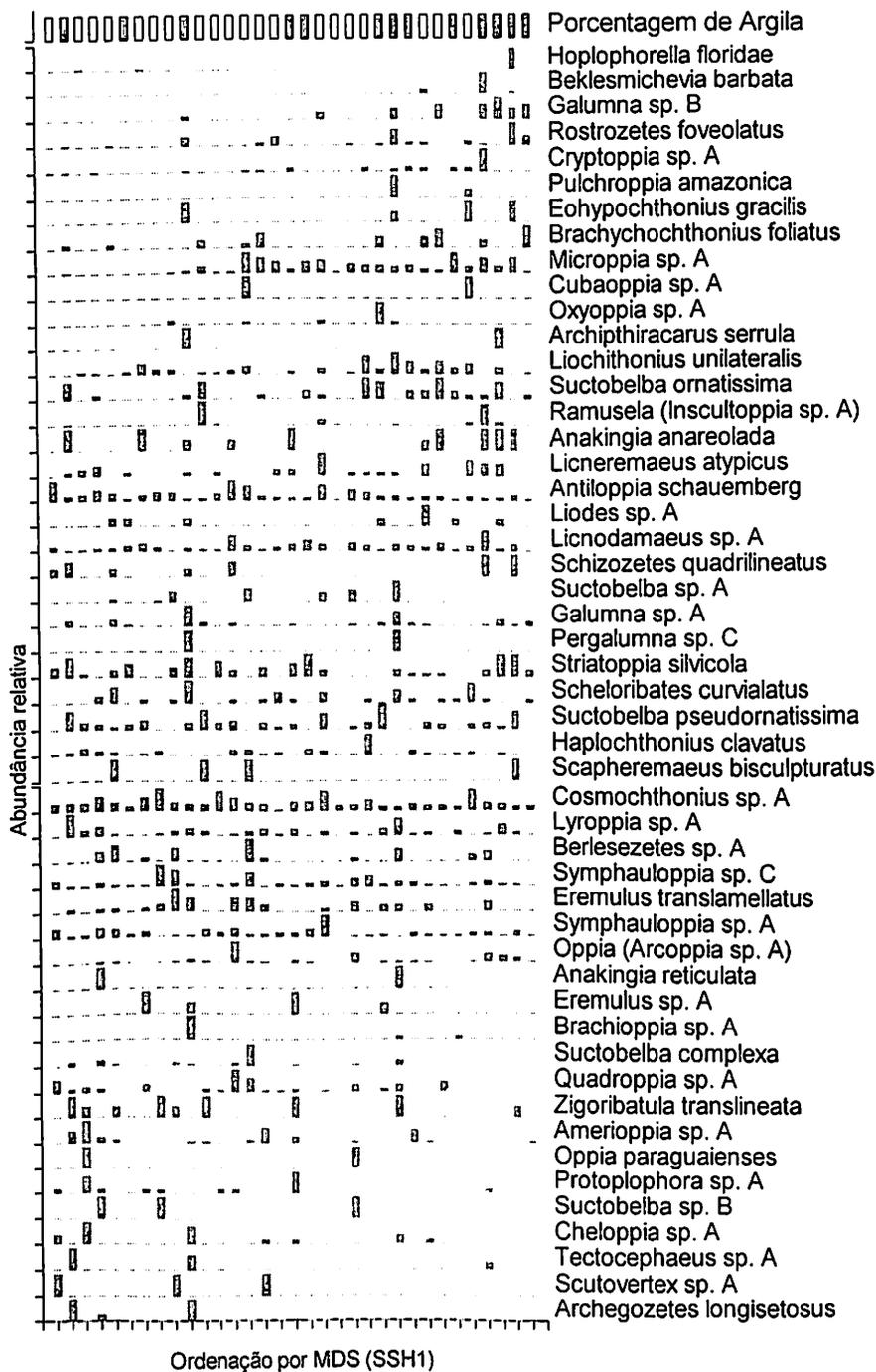


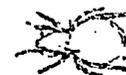
Figura 14 – As barras superiores indicam a porcentagem de argila. As barras pretas e brancas indicam solos com maior porcentagem de argila (5 a 9%) e menor porcentagem de argila (abaixo de 4%), respectivamente. As barras cinzas indicam a abundância relativa das espécies mais frequentes dentro da comunidade. As parcelas foram ordenadas de acordo com as suas posições no eixo 1 (SSH1) de uma ordenação MDS.



4 – DISCUSSÃO

4.1. Seção 1 - Diversidade e distribuição de ácaros oribatídeos

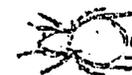
Pela primeira vez é apresentado um estudo da comunidade de oribatídeos em ambiente de savana no Norte do Brasil. A análise faunística deste grupo é dificultada principalmente na região Amazônica, por que as amostras são pontuais e efetuadas somente em um período amostral, não representando a escala do ambiente em questão. Isto é adicionado à utilização de uma grande variabilidade de métodos de amostragem e extração, além da enorme distância entre os locais de investigação e a concentração dos estudos da mesofauna do solo na Amazônia Central e, por fim, pelo tamanho colossal e a complexidade natural da região. Nossos pontos de coleta foram espalhados numa área de inferência de 30.000 ha, o que representa um grande esforço de coleta. Mesmo assim, essa escala não garante que o número registrado de espécies (91), represente toda a diversidade de espécies de Oribatídeos da área. Este número se aproxima do registrado em uma savana tropical de High Katanga (Congo, África) por Noti *et al.*, (2003) que coletaram 105 espécies. Esses autores registraram 94 e 86 espécies numa floresta densa seca (“muhulu”) e em mata (“miombo”), respectivamente. Esses números de Alter do Chão também se aproximam das médias registradas na floresta primária na Amazônia Central, que variam de 71 a 95 espécies (Franklin *et al.*, 2005 b) resultantes de experimentos de decomposição de liteira, que



apesar de terem sido em pequena escala espacial (0,16 a 1 ha), tiveram uma duração de cerca de 150 a 300 dias.

Pelos registros de Hayek (2000) e Franklin *et al.*, (2004), muitas espécies já conhecidas de oribatídeos provêm de registros efetuados em ambientes de florestas primárias, de florestas secundárias (capoeiras) e de áreas inundáveis (igapós e várzeas) da Amazônia Central. Existe apenas um estudo com oribatídeos coletados em área de policultivo (Hayek, 2000). Até 2005, existia apenas um inventário de espécies em área de savana argilo-arenosa (Franklin *et al.*, 2005b), sendo esse efetuado na própria região de Alter do Chão.

De acordo com Beck *et al.*, (1997), somente promovendo estudos em nível de espécie é possível determinar quais possuem distribuição restrita a uma localidade ou ambiente, permitindo assim análise comparativa. Os 44 táxons coletados exclusivamente nas 38 parcelas desse estudo na savana de Alter do Chão são novos registros. Muitos desses podem ser indicadores de ambientes de savanas ou "savanícolas", principalmente aqueles que ocorreram em mais de 50% das parcelas (12 táxons), seguidos daqueles que ocorreram entre 11 e 42% das parcelas (14 táxons). Esses táxons representam 59% das espécies consideradas como "savanícolas" na região de Alter do Chão. Caso sejam encontrados em outros ambientes de savanas fora da região de Alter do Chão, então poderão ser bons indicadores desses ambientes. Na Venezuela, 150 espécies de Oribatídeos foram registradas em coletas que abrangeram bromélias, liteira, madeira morta, solos suspensos e solo. Destas espécies, 65% foram exclusivas



para um ecossistema particular (Behan-Pelletier *et al.*, 1993). Na África (Zaire), em um gradiente de floresta densa ("muhulu") até uma savana, 151 espécies foram registradas, sendo que apenas 21 foram consideradas espécies indicadoras de savanas ("savanícolas"). Quatro gêneros registrados na África também estão registrados nas áreas de Alter do Chão (*Symphauloppia*, *Scheloribates*, *Zygoribatula* e *Hypozetes*). Na classificação de Woas (2002) esses gêneros são periféricos (grupos de evolução mais recente) (Apêndice I). O gênero *Scheloribates* tende a invadir áreas abertas como estepes, pradarias e savanas (Woas, 2002). Contudo, *Zygoribatula* pode ser encontrado em árvores nos trópicos (Woas, 2002) e na Amazônia Central já foi registrado em folhas de laranjas (Franklin, E. e Bobot, T, comunicação pessoal). Outros gêneros como *Protoribates*, *Scheloribates*, *Ramusella*, *Multioppia*, *Insculptoppia* e *Striatoppia* também já foram registrados em savanas (Woas, 2002).

Dos 444 táxons registrados na região Norte do Brasil (Franklin *et al.*, 2005b), 122 foram exclusivos de coletas efetuadas em floresta primária, 37 foram exclusivos de coletas em savanas (região de Alter do Chão, savana argilo-arenosa), 35 exclusivos de coletas sobre epífitas e cascas de árvores e 12 foram coletados somente em ambientes de igapó (rio Tarumã Mirim, Manaus). Nos ambientes de florestas secundárias, caatinga ou campina (Reserva Ducke, Manaus), na várzea (Ilha de Marchantaria, rio Amazonas) e em dois sistemas de policultivo de madeira. O número de táxons coletados em floresta secundária foi o menor, variando de 2 a 4.



De acordo com Lebrun & Straalen (1995), o modo de vida sedentário, combinado com uma estreita dependência da qualidade do microhabitat qualifica muitas espécies de oribatídeos como indicadores potenciais para a qualidade do ar e do solo. Exceto nas ilhas de vegetação formada pelas espécies arbóreas e pela base dos tufos de gramínea, a camada de liteira é muito reduzida nas áreas de savana de Alter do Chão. Portanto, essa comunidade formada por um grande número de espécies endêmicas da região (28) está se utilizando desses nichos que estão provendo condições de vida adequadas às mesmas. Desse modo, a importância das regiões de savana aumenta quando se pensa em preservação da biodiversidade. Muitas espécies generalistas, como *Rostrozetes foveolatus*, apesar de muito abundantes nos ambientes de florestas primárias, tiveram abundância reduzida nas savanas de Alter do Chão. *R. foveolatus* não foi registrada nas savanas de Roraima. De acordo com Woas (2002), por serem partenogenéticas, as espécies do gênero *Rostrozetes* podem invadir muitos habitats diferentes, seja na floresta primária ou secundária, áreas cultivadas, pastagens etc, onde se tornam os grupos dominantes da fauna.

O conceito de "suficiência taxonômica", que é a identificação dos organismos até um nível de resolução taxonômica suficiente para satisfazer os objetivos do estudo (Ellis, 1985), tem recebido mais atenção nos estudos ecológicos de invertebrados terrestres (Pik *et al.*, 1999). Esta ferramenta poderá ser usada para a redução do número de horas que um cientista passa para processar as amostras. De fato



existe um aumento ainda maior quando consideramos os táxons de diminutos tamanhos (Lawton *et al.*, 1998), por não incluir espécies desnecessárias ou mesmo inapropriadas (Hilty & Merenlender, 2000), uma vez que o requerimento mais óbvio para um bom conjunto bioindicador da riqueza de espécies de uma comunidade é aquele que espelha bem o comportamento geral do número total de espécies (Olsgard *et al.*, 2003). De acordo com Beck *et al.* (1997) ao nível de táxons superiores, assim como ao nível de espécies, os limites estatísticos da abundância assim como da frequência relativa dos ácaros oribatídeos, formam a base para determinar mudanças dentro de uma determinada cenose, e também interpretá-las (bioindicação). Em 100 ambientes de floresta e campos em regiões de clima temperado, Beck *et al.* (1997) detectaram diferenças na separação dos oribatídeos em táxons superiores, acima do nível de família ou superfamília, divididos em cinco grandes grupos (Oribatídeos Inferiores Basilares, Oribatídeos Superiores Basilares, Eupheredermata, Oppioidea e Pterogasterina) e também ao nível de espécies. Segundo os autores, a divisão em grupos taxonômicos superiores foi apropriada para uma primeira caracterização geográfico-ecológica de cenoses ou localidades. No caso desse estudo em Alter do Chão, a partição de espécies em dois grandes grupos permaneceu a mesma nas áreas de savana do Pará e de Alter do Chão, com os Inferiores variando entre 24 a 26,9% de dominância e os Oribatídeos Superiores entre 73 a 76% (Tabela 1). Mesmo considerando os diferentes períodos dos inventários e as diferentes metodologias de coleta comparadas, essa tendência pode



ser explorada com mais detalhes na medida que se conhece mais sobre a composição das espécies em cada ambiente. Essas tendências foram relatadas por Franklin *et al.*, (1997a, b) para a Amazônia Central, uma vez que nas florestas inundáveis, principalmente as de várzea, houve dominância de Oribatídeos Inferiores e de Oribatídeos Superiores Periféricos do tipo Pterogasterina (que inclui os Galumnidae, os Scheloribatidae e os Haplozetidae). Nas florestas primárias houve dominância das espécies de Oribatídeos Superiores Basilares e nas florestas secundárias, a dominância de Oribatídeos Superiores Periféricos do tipo Oppiídeo.

Por outro lado, a porcentagem de morfoespécies (51,2%; 47) é muito alta em relação ao número de espécies definitivamente identificadas (44) nesse estudo. Em ambientes pouco conhecidos, o uso da resolução taxonômica ainda é prematuro (Terlizzi *et al.*, 2003), e este certamente é o caso da região Amazônica. Como o número de morfoespécies de ácaros oribatídeos registrados neste trabalho corresponde a 51,3% do total de registros, e considerando a megadiversidade da Subordem, estamos longe de ter um bom conhecimento taxonômico para a região. Essa porcentagem revela o desconhecimento taxonômico para a Subordem Oribatida, mesmo na região mais estudada do Brasil. Franklin *et al.*, (2005 b) observaram que entre os 444 táxons distribuídos em 26 ambientes na Região Norte do Brasil, também ocorreu um elevado número de táxons como morfoespécies, correspondendo a 67% do total. Portanto, o número de morfoespécies reflete a falta de taxônomos e a necessidade de estudos para



determinar a composição da comunidade de ácaros Oribatídeos no Brasil.

Contudo, em respostas a chamadas internacionais para meios mais rápidos e inovadores para inventariar a biodiversidade, novas soluções metodológicas e tecnológicas estão emergindo (Oliver *et al.*, 2000). Entre esses, o uso de morfoespécies para compensar o período de tempo envolvido na identificação formal de espécies, tem ganhado aceitação para certos tipos de inventários da biodiversidade (Oliver & Beattie, 1996a, b; Oliver *et al.*, 2000).

Os resultados dessa seção I reforçam o alerta dado por Maurer (2000), de que o processo de formação de taxonomistas é um passo necessário e indispensável para solucionar tal problema. Um inventário detalhado, mesmo em uma única área de floresta tropical, do impacto da modificação e do distúrbio na biodiversidade requer um enorme esforço, por exceder qualquer tentativa já efetuada em qualquer outra parte do mundo (Lawton *et al.*, 1998). Talvez uma recomendação geral seja a de que cerca de 10% dos custos de qualquer estudo ecológico deva ser reservado para o desenvolvimento taxonômico básico de um dos grupos de invertebrados do solo (Usher, 1988). Caso contrário, continuaremos a fazer trabalhos com resolução taxonômica grosseira e/ou com uma alta porcentagem de morfoespécies, as quais são apropriadas para estudos ecológicos locais, mas não possibilitará uma comparação entre regiões ou estudos conduzidos por pesquisadores diferentes.



4.2. Seção 2 - Esforço amostral no campo e em laboratório e os custo em projetos em larga escala.

A diminuição do trabalho de triagem das subamostras para a alíquota de 50% do volume inicial da amostra em álcool foi necessária para o alcance do objetivo final de triagem das 38 parcelas (380 subamostras) de savana em tempo hábil. Mesmo sendo um tempo efetivamente grande para triagem (41 meses), deve ser considerado que o tempo de doutoramento foi utilizado para aprendizagem e ou treinamento dos bolsistas, na confecção dos materiais, no desenvolvimento dos métodos, na orientação da triagem da mesofauna e na determinação das espécies de oribatídeos efetuado pela bolsista de doutorado. Por ser um trabalho pioneiro, foi efetuada na fase experimental a determinação da composição e da quantificação e identificação de indivíduos em todas as diluições, implicando no aumento do tempo de triagem de forma geral.

Devido à restrição de tempo e dinheiro, falta de literatura taxonômica e de especialistas, mapear a biodiversidade de grandes áreas geográficas é impraticável e freqüentemente impossível, se os métodos tradicionais de medida de riqueza de espécies continuarem a serem usados (Olsgard *et al.*, 2003). Coletar ácaros oribatídeos sobre uma área relativamente extensa (30.000 ha) usando métodos convencionais utilizados pela pesquisa sistemática é muito caro. Os custos envolvidos para triar todas as coletas (> US\$ 51.000) são maiores que aqueles necessários para coletar todas as plantas



vasculares, pássaros, répteis e anfíbios nas savanas de Alter do Chão. Entretanto, o esforço e custos envolvidos nas coletas de ácaros podem ser reduzidos significativamente.

A redução do número de subamostras por parcela ou do número de parcelas coletadas possuem apenas um pequeno efeito nos custos de campo, porque a coleta dos ácaros no campo é muito rápida. Custos fixos, como deslocamento para o local de coleta, construção do aparelho de Berlese-Tullgren, etc, não irão reduzir muito pela diminuição do número de subamostras por parcela. Entretanto, a redução do número de subamostras pode reduzir significativamente os custos subseqüentes em laboratório. Cada uma de nossas subamostras simples consistia de uma subamostra composta de quatro sondas (ver figura 5). Esse procedimento de combinar as 4 subamostras simples em uma subamostra foi necessário para que houvesse espaço dentro do aparelho de Berlese-Tullgren. Potencialmente, mais peneiras poderiam ser combinadas e subamostradas, mas nós não investigamos essa possibilidade porque poderia envolver mistura mecânica que poderia danificar espécies sensíveis.

Subamostrar resulta em perda de informação em relação a uma amostragem completa. Entretanto a redução no número de subamostras compostas retiradas de parcelas de quatro ha de 10 para 7 reteve mais de 80% de informação de similaridade entre parcelas, com uma redução de custos de cerca de 30%. A economia resultante da redução do esforço em laboratório (redução das subamostras a 50%) e no campo (coleta de 7 subamostras) seria de 65% em relação aos custos



(US\$ 51.333) para triar todas as 10 subamostras não diluídas por parcela. Mais de 75% da informação foi retida para comparação quantitativa quando somente 12,5% das subamostras foram triadas. Isso resultou numa redução de custos de cerca de 88%.

Estimativas da quantidade de informação perdida pela comparação de subamostras em relação à amostragem completa assumem que toda a informação da amostragem completa é útil para o propósito do estudo. Entretanto, muito da variação entre parcelas pode ser devida a fatores que não de interesse de um estudo em particular. Redução na proporção de subamostras triadas de 50% para 12,5% teve pouco efeito na habilidade dos métodos inferenciais multivariado, baseados em ordenação indireta, em detectar os efeitos das variáveis ecológicas.

Muitos estudos são efetuados para "inventariar" (= produzir uma lista completa) a biodiversidade de espécies numa área ou para estimar o número de espécies na área. Listas completas poderiam ser de valor, mas devido ao enorme número de espécies envolvidas e à falta de especialistas, elas são muito pouco prováveis de serem disponíveis para qualquer região tropical num futuro próximo. Muito esforço é empregado na estimativa da riqueza de espécies. Porém, extrapolação de amostras para estimar a riqueza de espécies é extremamente difícil (Magurran, 2004) e as estimativas de riqueza de espécies são freqüentemente não consistentes (Purvis & Hector, 2000). Em qualquer caso, simples estimativas de riqueza de espécies são de pouca utilidade para planejamento do uso da terra. Desenhos eficientes de reservas requerem informações sobre as complementaridades das



espécies (Margules & Pressey, 2000) e muito pouco é conhecido sobre os processos ecológicos que levam a diferenças na riqueza de espécies na maioria dos ambientes (Hilty & Merenlender, 2000; Godfray & Lawton, 2001).

Curvas de acumulação de espécies indicam que mesmo com um esforço de coleta muito dispendioso como o efetuado em Alter do Chão, estamos longe de estarmos aptos a fazer uma estimativa da riqueza de espécies de ácaros oribatídeos na maioria das parcelas de 4 ha, muito menos para os 30.000 ha de área de savana ao redor de Alter do Chão, o qual é apenas uma parte das savanas na região.

Dado que inventários completos (listas de espécies) não podem ser obtidos para ácaros oribatídeos a um custo razoável mesmo para pequenas áreas e que estimativas da riqueza de espécies são de uso de utilidade limitada para planejamento de uso da terra, essas características da comunidade não serão foco da maioria dos inventários da biodiversidade na Amazônia. Planejamentos do uso da terra podem ser baseados em índices multivariados de similaridade. Entretanto, é somente possível usar dados incompletos da ocorrência de espécies se for possível estimar a falsa ausência em dados de inventários (Anderson, 2003; Bailey *et al.*, 2004). O estudo da biodiversidade está se tornando um empreendimento cada vez maior. A base de dados é cumulativa, as análises são ambiciosas, envolvendo muitas pessoas e diversas escalas espaciais (Purvis & Hector, 2000) e temporais (Lacroix & Abbadie, 1998). A principal crítica aos taxônomos é que eles estão falhando em atingir o desafio de completar os



inventários em um período realístico de tempo. Isso, em parte, deve-se ao fato de que muitos taxônomos persistem em adotar métodos e/ou abordagens antigas e ultrapassadas (Scotland *et al.*, 2003). Entretanto, esforços devem ser direcionados para padronizar os métodos e/ou desenhos experimentais de coleta, tanto temporal quanto espacial, além de usar replicações adequadas em escalas relevantes ao manejo. Como a exclusão dos invertebrados dos inventários de biodiversidade não pode ser justificada pela suposição de que a assembléia de plantas e de vertebrados podem agir como substitutos para a biodiversidade de espécies de invertebrados tomando como base os custos (Oliver *et al.*, 1997), concluímos que o uso de subamostras compostas e das subamostragens em laboratório são métodos viáveis e eficientes financeiramente para o inventario de táxons hiperdiversos, como os ácaros oribatídeos e reduzem a validade dos argumentos que excluem os invertebrados de inventários biológicos.

Quanto maior a inclinação da curva maior é a probabilidade de encontra espécies novas com o aumento da amostragem (Hurlbert, 1971). O fato das curvas se aproximarem da assíntota para a maioria das 38 parcelas deste estudo (91 espécies), indica que o esforço amostral parece ter se aproximado da diversidade local (diversidade α). No entanto, curva em plena ascensão para rarefação das parcelas indica que mesmo um esforço muito caro em questões financeiras, como foi o caso desse estudo, não foi suficiente para estimar a diversidade gama.



No caso dos ácaros, o volume de material não triado que resulta de subamostragem em laboratório não é grande e esse material pode ser usado para confirmar resultados não esperados para subamostras individuais e, no caso de estudos de longa duração (Long Term Ecological Research, LTER) isso pode ser usado para elaborar novas questões que surgiram das pesquisas acumuladas. Entretanto, é importante que esse material, assim como as espécies identificadas sejam depositadas em coleções com protocolos de meta-dados, porque espécimes são de pouco valor sem os dados do esforço de coleta.

Desse modo, a economia é viável tanto no trabalho de laboratório quanto de campo e implica diretamente no aumento do número de parcelas, possibilitando o aumento da escala amostral de qualquer projeto. Dependendo do objetivo do estudo, recurso financeiro e logístico disponível além do tempo de duração, pode ser muito interessante "perder" cerca de 10% de informação ao diluir ou reduzir o número de subamostras. Se o objetivo do pesquisador for um inventário rápido ("BioRap"), onde o tempo e os recursos gastos são mais escassos, pode-se optar por reduzir o número de amostras ou escolher um protocolo que seja mais apropriado aos objetivos do estudo. Porém se o objetivo do pesquisador for taxonômico, poderá avaliar proporções de subamostras que possibilitará a expansão da sua investigação a um universo maior, como no caso específico da Amazônia que tem grande extensão de terra, evitando a realização de inventários com resultados apenas pontuais e ou locais, num momento em que a necessidade de informações conjuntas e globais é de interesse vital à pesquisa.



De acordo com Longino *et al.*, (2002), quando um investigador desenvolve um estudo de um táxon em um determinado local, a primeira questão levantada por um visitante é: "Quantas espécies você registrou?". Normalmente apresenta-se uma lista de espécies, que, porém, não responde à questão de quantas espécies existem na área. O número observado de espécies nunca é maior que o número real de espécies no sítio, mas usualmente é menor. Inventários relativamente completos de comunidades de artrópodes com muitas espécies só são possíveis se métodos múltiplos e esforço extensivo forem empregados uma vez que nenhum método registra todas as espécies presentes (Longino *et al.*, 2002), isso sem falar na variação temporal. Das 91 espécies, 28 foram registradas em apenas uma das 38 parcelas de savana e 14 apareceram em duas parcelas. Isso representa cerca de 46% do número total de espécies registradas, resultando numa alta porcentagem de espécies raras. Desse modo, o número total de 91 espécies, representa apenas parte da diversidade total da área. Relacionado a diversidade da área, esta o elevado custo para coletar novas espécies, mas de certa forma, o método de diluição nos dá uma compreensão muito boa da estrutura da abundância de ácaros na comunidade.



4.3. Seção 3 - Fatores ecológicos e o efeito na estrutura da comunidade de oribatídeos usando 33 parcelas

Não houve efeito detectável da cobertura de gramíneas na composição de espécies de ácaros oribatídeos. Gramíneas são altamente inflamáveis e, neste sistema de savana, produz pouca cobertura de liteira. É provável que a maioria das espécies de ácaros oribatídeos que podem colonizar áreas cobertas por gramíneas também pode ocorrer no solo sem cobertura alguma.

Existiu apenas uma provável evidência ($p= 0,061$) para o efeito da cobertura de arbusto e apenas para os dados quantitativos. Este resultado não indica que gramíneas e ou arbustos não afetam a distribuição de espécies de ácaros individuais, mas que eles possuem apenas pequeno efeito na comunidade geral numa escala de 4 ha (tamanho de cada parcela). Todas as parcelas deste tamanho irão incluir algumas áreas de arbusto e gramínea. O fato dos ácaros não terem tido forte relação com a porcentagem de cobertura de gramíneas e arbustos indica que eles são provavelmente pouco sensíveis à frequência do fogo. O fogo altera a proporção de cobertura dessa vegetação em savanas tropicais (Sanaiotti & Magnusson, 1995). Isto é explicado pelo fato de que a maioria dos ácaros oribatídeos é muito sedentária e se movimentam de forma muito lenta. Portanto, são sujeitos a pressões ambientais (Lebrun & Straalen, 1995).



Em contraste, ocorreu um forte efeito da argila para os dados quantitativos e qualitativos (presença e ausência) no padrão principal da comunidade. As espécies mais associadas com o solo com alto teor de argila foram principalmente *Galumna* sp. B, *Rostrozetes foveolatus*, *Microppia* sp. A, *Suctobelba ornatissima* e *Anakingia* sp. A. Um ponto comum entre estas espécies é que elas não foram registradas exclusivamente no ambiente de savana (Apêndice I). As espécies fortemente associadas com solos com baixo teor de argila foram *Suctobelba* sp. B, *Qaudroppia* sp. A, *Symphauloppia* sp. A, *Scutovertex* sp. A e *Suctobelba complexa*. Um ponto em comum entre estas espécies é que elas foram coletadas apenas em ambiente de savana, com exceção de *Quadroppia* sp. A, que foi coletada também em uma floresta primária em Panguana no Peru.

As espécies que ocorreram associadas a maior porcentagem de argila no solo, também ocorreram em outros ambientes com solo argilosos indicando a preferência destas espécies por solos bem estruturados, que proporcionam maior distribuição espacial dos poros, maior retenção de água, além da maior fertilidade. Deste modo, demonstramos que a comunidade de ácaros oribatídeos pode ser organizada ao longo de um gradiente de porcentagem de argila no solo comprovando que a estrutura física do solo afeta a comunidade. Entretanto, aquelas que estão associadas ao baixo teor de argila, parecem ser as espécies que podem ser chamadas de "savanícolas" que estão utilizando-se de nichos poucos explorados pelas outras espécies mais generalistas.



Os resultados, apesar da grande diversidade do grupo, fornece forte indício da influência da argila para o maior padrão na comunidade. Outros estudos serão necessários para investigar a função dessas espécies dentro do ecossistema de savana. De acordo com Siepel (1995), quando os dados biológicos e ecológicos forem disponíveis para espécies na comunidade, o inventário da composição de espécies pode fornecer dados precisos da qualidade do solo e identificar potencialmente a natureza da perturbação. A estrutura do solo é uma rede dinâmica dentro da qual a ecologia da biota do solo toma lugar ao longo de uma escala. Até que os métodos para quantificar a biota do solo estejam disponíveis e a ligação entre a presença e a função seja demonstrada, a nossa compreensão das interações da estrutura do solo X biota ficará incompleta (Young *et al.*, 1998). Levando-se em consideração que os ácaros oribatídeos respondem numericamente a alterações ambientais de curto prazo - como a diminuição de recursos alimentares, os impactos tóxicos e às súbitas variações climáticas - a sua população declina rapidamente quando o ambiente é danificado e essa propriedade nos permite detectar degradação ambiental rapidamente (Lebrun & Straalen, 1995).



5 – CONCLUSÕES

O conhecimento atual da taxonomia na região ainda é inadequado e foi evidenciado pelo alto percentual de morfoespécies registradas neste estudo. Muitos dos novos registros de ocorrência, principalmente aqueles que ocorreram em mais de 50% das parcelas podem ser indicadores de ambientes de savana ou "savanícolas".

A redução do número de subamostras em parcelas de 4 ha pode reduzir o custo de coleta em aproximadamente 10% e reduzir os custos de triagem e identificação em cerca de 30%.

Utilizando subamostras diluídas, o custo na triagem e na identificação dos ácaros oribatídeos poderia ter sido reduzido em 65% sem grandes perdas nas informações (índices de associação entre parcelas).

As reduções até 12,5 % no esforço de triagem tiveram pouco efeito na capacidade da análise de ordenação detectar padrões da comunidade associados com gradientes ecológicos.



O uso de subamostras compostas e as subamostragens (diluições) em laboratório são métodos eficientes e financeiramente viáveis para o inventário de táxons megadiversos, como é o caso dos ácaros oribatídeos, e reduzem a validade dos argumentos que excluem os táxons de invertebrados dos inventários faunísticos.

Um aumento no esforço de triagem dentro das unidades amostrais de quatro ha poderia resultar em estimativas razoáveis do número de espécies por parcela (diversidade α), mas a alta diversidade beta (β) indica que um esforço muito maior seria necessário para estimar a diversidade gama de ácaros nas savana da região de Alter do Chão. Este aumento seria viável na maioria dos estudos ecológicos caso uma análise do esforço amostral fosse elaborado antes da realização das coletas.

A redução do esforço tanto em campo quanto em laboratório permitirá que os oribatídeos sejam incluídos em levantamentos rápidos da biodiversidade (BioRap), uma vez que coletados em grande escala espacial pode gerar informações de boa qualidade quando observadas as três características desejáveis para indicadores de centros de diversidade, representadas pelo conhecimento taxonômico, grande número de espécies e rapidez de amostragem, triagem e identificação.



A comunidade de ácaros oribatídeos pôde ser organizada ao longo de um gradiente de porcentagem de argila no solo, comprovando que a estrutura física do solo afeta a comunidade.



6 – REFERÊNCIAS

- Albernaz, A. L. K. M. 2001. Zoneamento da região de Alter do Chão, Pará: um exercício de planejamento para uma unidade de conservação de uso direto. Tese de Doutorado, INPA/ UFAM, Manaus, Am 132 pp.
- Andersen, A.N.; Benjamin, D.H.; Müller, W.J. & Griffiths, A.D., 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39, 8-17.
- Andersen, A.N.; Fisher, A.; Hoffmann, B.D.; Read, J.L. & Richards, R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australia rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29, 87-92.
- Anderson, J. M. & Legendre, P. 1999. The empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation*. 62: 271- 303.
- Anderson, R.P., 2003. Real vs. artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 30, 591-605.
- Athias, F. 1974. Note préliminaire sur l'importance de certains facteurs mésologiques vis de l'abondance des Acariens d'une Savane de Cote d'Ivoire, *Revue d'écologie et de biologie du sol* 11(1): 99 – 125.



- Balogh, P. 1972. The oribatid genera of the world. Acad. Kiado, Budapest. 188 pp.
- Balogh J. & Balogh, P. 1992. The oribatid mite genera of the world. Vols. 1, 2. Hungria Nature Historia. Museu. Press, Budapest. 263 - 375 pp.
- Bailey, L.L.; Simons, T.R. & Pollock, K.H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Application* 14, 692- 702.
- Beattie, A. & Oliver, I. 1994. Taxonomic minimalism. *Trends in Ecology e Evolution* 9: 488 – 490.
- Beck, L. 1971. Bodenzoologische Gliederung und Charakterisierung des amazonischen Regenwaldes, *Amazoniana* 3(1): 69-132.
- Beck, L.; Woas, S. & Horak, F. 1997. Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation – Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). *Abh. Ber. Naturkundemus, Görlitz* 69(2): 67.85
- Behan-Pelletier, V.; Paolett, M.G.; Bisset, B. & Stinner, B.R. 1993. Oribatid mites of forest habitat in northern Venezuela. *Tropical Zoology* 1:39-54.
- Behan-Pelletier, V. M. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 411 – 423.
- Belbin, L. 1992. PATN: Pattern Analysis Package. CSIRO, Canberra, Australia.



- Bernini, F. 1991. Oribatids and insular biogeography. Proceedings of the International Symposium of Rome. Accademia Nazionale dei Lincei. Atti Convention Lincei Roma 85, 23 – 43.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27: 235 – 249.
- Bromham, S.; Cardillo, M. & Bennet, R. 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. Australian Journal of Ecology 24: 199-207.
- Bullock, J. 1996. Plants. In: W. F. Sutherland (Ed.) Ecological census techniques. Cambridge University Press, Cambridge P. 111 – 138.
- Caruso, T.; La Diega, R. N. & Bernini, F. 2005. The effects of spatial scale on the assessment of soil fauna diversity: data from the oribatid mite community of the Pelagian Islands (Sicilian Channel, southern Mediterranean). Acta Oecologica. In press.
- De Goede, R. G. M. & Brussaard, L. 2002. Soil zoology: an indispensable component of integrated ecosystem studies. European Journal of Soil Biology, 38: 1 – 6.
- Decaëns, T. & Rossi, J. P. 2001. Spatio-temporal structure of earthworm community and soil heterogeneity in a tropical pasture. Ecography 24: 671–682.
- Derraik J.G.B.; Cross, G.P.; Dickinson, K.M.; Sirvid, P.; Barratt, B.I.P. & Patrick, B. H. 2002. Arthropod morphospecies versus Taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera and Lepidoptera. Conservation Biology, 16 (4): 1015 - 1023.



- Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16:459.
- EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 1997. 2ª Ed. Rio de Janeiro, RJ. (EMBRAPA – CNPS, Documentos 1) 212 pp.
- EMPRAPA, 2001. Cd rom, Programa Brasil visto do espaço site: <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br/> acesso: 22/11/2005.
- Fagundes, E. P. 2003. Efeitos de fatores do solo, altitude e inclinação do terreno sobre os invertebrados da liteira, com ênfase em Formicidae (Insecta, Hymenoptera) da reserva Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus – Am 70 pp.
- Feldmann, R.M. & Manning, R.B. 1992. Crisis in systematic biology in the 'Age of Biodiversity'. *Journal of Paleontology* 66, 157-158.
- Franklin, E. & Woas S. 1992. Some Oribatid Mites of the family Oppiidae (Acari, Oribatei) from Amazonia. *Andrias* 9(34): 5 – 56.
- Franklin, E. 1994. Ecologia de oribatídeos (ACARI: ORIBATIDA) em florestas inundáveis da Amazônia Central. Tese de Doutorado INPA/Amazon University, Manaus, 266 pp.
- Franklin, E. N.; Adis, J. & Woas, S. 1997a. The Oribatid Mites. In: Junk, W. J. (ed.), *Central Amazonian river floodplains: ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg 331-349.
- Franklin, E. N.; Schubart, H. O. R. & Adis, J. 1997b. Ácaros (Acari: Oribatida) Edáficos de duas florestas inundáveis da Amazônia



Central: Distribuição vertical, abundância e recolonização do solo após a inundação. *Revista Brasileira de Biologia* 57(3): 501-520.

Franklin, E. N.; Woas, S.; Schubart, H.O.R. & Adis, J. 1998. Ácaros oribatídeos (Acari:Oribatida) arborícolas de duas florestas inundáveis da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biologia* 58(2): 317-335.

Franklin, E.; Morais, J.W. & Santos, E.M.R. 2001a. Density and biomass of Acari and Collembola in primary forest, secondary regrowth and polycultures in central Amazonia. *Andrias* 15(1): 141-154.

Franklin, E.N; Guimarães, R.L.; Adis, J. & Schubart, H.O.R. 2001b. Resistência à submersão de ácaros (Acari: Oribatida) terrestres de florestas inundáveis e de terra firme na Amazônia Central em condições experimentais de laboratório. *Acta Amazonica* 31(2): 285-298.

Franklin, E. & Woas S. 2004. Oribatídeos (Acari: Oribatida) como elementos e grupos faunísticos em solos da Região Neotropical Eds. Renan Freitas Pinto & George Henrique Rabelo. Renato Cintra (Coordenador), P. 81-89

Franklin, E.; Hayek, T.; Fagundes, E.P. & Silva, L.L. 2004. Oribatid mites (Acari: Oribatida) contribution to decomposition dynamic of leaf litter in primary forest, second growth and policulture in the Central Amazon. *Revista Brasileira de Biologia* 64(1): 59-72.

Franklin, E., Magnusson, W.E., Luizão, F.J., 2005. Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrates communities in an Amazonian savannah. *Applied soil ecology* 29, 259-273.



- Franklin, E.; Santos, E. M. R. & Albuquerque, M. I. C. 2005 b. Diversity and distribution of oribatid mites (Acari:Oribatida) in a lowland rain forest of Peru and in several environments of the Brazilians states of Amazonas, Rondônia, Roraima and Pará. *Revista Brasileira de Biologia* 67(3): 000-000 (in press).
- Godfray, H.C.J. & Lawton, J.H., 2001. Scale and species numbers. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 400-404.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfall in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters* 4, 379-391.
- Grandjean, F. 1953. Essai de classification des Oribates (Acariens). *Bulletin de la Société. Zoologique de France* 78, 421-446.
- Grandjean, F. 1965. Complément à mon travail de 1953 sur la classification des Oribates. *Acarologia* 7, 713 – 734.
- Grandjean, F. 1969. Considération sur le classement des Oribates. Leurs division en 6 rouples majeurs. *Acarologia* 10, 127 – 153.
- Guimarães, R. L. 2003. Topografia, liteira e nutrientes do solo: análise dos seus efeitos sobre a mesofauna do solo na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Am. Brasil. Dissertação de mestrado. INPA/ UFAM, Manaus, Am. 81 pp.
- Hayek, T. 2000. Ácaros do solo (Acari: Oribatida): diversidade, abundância e biomassa na decomposição de liteira em parcelas de floresta primária, capoeiras e policultivo da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. INPA/ UFAM 93 pp.



- Hilty, J. & Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185-197.
- Hillebrand H. & Blenckner, T. 2002. Regional and local impact on species diversity – from pattern to processes. *Oecologia* 132, 479 – 491.
- Huber, O. 1987. Neotropical savannas: their flora and vegetation. *Tree* 2(3): 67-71.
- Hurlbert, S. H. 1971. "The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters". *Ecology* 52(4): 577 – 586.
- Kenckel, N.C & Orloci, L. 1986. Aplying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology* 67, 919-928.
- Lawton, J.H.; Bignell, D.E.; Bolton, B.; Bloerners, G.F.; Eggleton, P.; Hammond, P.M.; Hodda, M.; Holt, R.D.; Larsen, T.B.; Mawdsley, N.A.; Stork, N.E., Srivastava, D.S. & Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391(1): 72-75.
- Lavele, P & Spain, A. V. 2001. Invertebrate Communities. In: *Soil Ecology*. P. Lavele & A. V. Spain eds. P. 253 – 276
- Lebrun, P. & Straalen, N. M. van. 1995. Oribatid prospects for their use in ecotoxicology. *Experimental and Applied Acarology* 19, 361 – 379.
- Legendre, L. & Legendre, P. 1983. *Numerical ecology. Developments in environmental modeling*, 3. Elsevier Scientific, Amsterdam The Netherlands.



- Longino, J. T.; Coddington J., & Colwell, R. K. 2002. The ant fauna of a Tropical rain Forest: Estimating species richness three different ways. *Ecology*. 83, 689-702.
- Luxton, M. 1972. Studies on the oribatid mites of Danish beech wood soil. *Pedobiologia* 12, 434 – 463.
- Magnusson, W.E. 2001. Um sistema de amostragem da biota da Reserva Florestal Adolpho Ducke. Congresso Brasileiro de Entomologia. 19, Manaus. 1 CD-ROM.
- Magnusson, W.E. & Mourão, G. 2003. Estatística sem matemática. A ligação entre as questões e análise. Editora Planta, Londrina-PR. 126 pp.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27, 209- 220.
- Margules, C. R. & Redhead, T. D. 1995. Guidelines for using the BioRap Methodology Tools. Fyshwick, ACT, CSIRO.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. "Systematic conservation planning." *Nature* 405, 243 – 253.
- Maguran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- Maurer, D. 2000. The dark side of taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* 40 (2),98-101



- May, R.M. 1994. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. In: Edwards, P. J.; May, R.M. & Webb, N.R. Large scale ecology and conservation biology. Blackwell Science. 375pp.
- McAleece, N. 1997. Biodiversity Professional, The Natural History Museum and the Scottish Association For Marine Science.
- Minchin, P. R. 1987. An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69, 89 – 107.
- Miranda, I. S. 1993. Estrutura do estrato arbóreo do cerrado amazônico em Alter-do-Chão Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 16, 143-150.
- Nakamura, A. Proctor, H. & Catterall, C. P. 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management and Resforestation* 4, Supplement.
- Nix, H. A.; Faith, D. P.; Hutchinson, M. F.; Margules, C. R.; West, J.; Allison, A.; Kesteven, J. L.; Natera, G.; Slater, W.; Stein, J. L. & Walker, P. 2000. The BioRap Toolbox – A national study of biodiversity assessments and planning for Papua New Guinea. Canberra, Act, CRES- ANU: 48.
- Norton, R. A.; Bonamo, P. M.; Grierson, J. D. & Shear, W. A. 1988. Oribatid mite fossils from a terrestrial Devonian deposit near Gilboa, New York. *Journal de Paleontology* 62(2): 259-269.
- Noti, M-I; André, H.W.; Ducarme, X. & Lebrun, P. 2003. Diversity of soil oribatid mites (Acari:Oribatida) from High katanga (Democratic Republic of Congo): a multiscale and multifactor approach. *Biodiversity and Conservation* 12, 767-785.



- Oliver, I. & Beattie, J. 1996a. Invertebrate morphospecies as surrogates for species. A case study. *Conservation Biology* 10, 99 -109.
- Oliver, I. & Beattie, J. 1996b. Designing a cost-effective invertebrate survey. A test of methods for the rapid assessment of biodiversity. *Ecological Application* 6, 596 – 607.
- Oliver, I.; Beattie, A. J. & York, A. 1998. "Spatial fidelity of plant, vertebrate, and invertebrate assemblages in multiple-use forest in Eastern Australia" *Conservation Biology* 12(4): 822-835.
- Oliver, I., Pik, A., Britton, D., Mark Dangefield, J., Colwell, R. K. & Beattie, J. 2000. Virtual Biodiversity. *Bioscience* 50(5): 441-450.
- Olsgard, F. Brattegard, T. & Holthe, T. 2003. Polychates as surrogates for marine biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 12, 1033-1049.
- Pielou, E.C. 1966. *Mathematical ecology*. Wiley, New York, USA. First edition.
- Pik, A.J., Oliver, I. & Beattie, A. 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology* 24, 555-562.
- Ribeiro, E. F. 1986. Oribatídeos (Acari:Oribatida) colonizadores de folhas em decomposição sobre o solo de três sítios florestais da Amazônia Central. Tese de Doutorado, INPA/UFAM, Manaus, Am 178 pp.
- Ribeiro, E.F. & Schubart, H.O.R. 1989. Oribatídeos (Acari: Oribatida) colonizadores de folhas em decomposição sobre o solo de três



sítios florestais da Amazônia Central. Bolletim Museu Emílio Goeldi 5(2): 243-276.

Sanaiotti, T.M. 1996. The woody flora and soils of seven Brazilian Amazonian dry savanna areas. Tese de Doutorado INPA/University of Stirling Scotland.

Sanaiotti & Magnusson W.E. 1995. Effects of annual fire on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian Savana. *Journal of Tropical Ecology* 11, 53 – 65.

Sanderson, R.A.; Rushton, S.P.; Cherrill, A.J. & Byrne, J.P. 1995. Soil, vegetation and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. *Journal of Applied Ecology* 32, 506 – 518.

Santos, E.M.R. 2001. Densidade, diversidade e biomassa da fauna do solo em serapilheira manipulada numa floresta secundária na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado INPA/UFAM, Manaus, Am. 80 pp

Scotland, R.; Hughes, C.; Bailey, D. & Wortley, A., 2003. The Big Machine and the much-maligned taxonomist. *Systematics and Biodiversity* 1, 139-143.

Siepel, H. 1995. Applications of microarthropod life-history tactics in nature management and ecotoxicology. *Biology Fertility Soils* 19, 75-83.

Straalen, N.M. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* 9, 429-437.



- Terlizzi, A.; Bevilacqua, S.; Franschetti, S. & Boero, F. 2003. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin* 46, 556-561.
- Usher, M.B. 1988. Soil invertebrates: a review of species populations, communities, modeling and conservation with special reference to the African Continent. *Revue de Zoologie Africaine* 285-300.
- Valdecasas, A.G. & Camacho, A.I. 2003. Conservation to the rescue of taxonomy. *Biodiversity and Conservation* 12, 1113-1117.
- Van Straalen, N.M., 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropods communities. *Applied Soil Ecology* 9, 429-437.
- Wilkinson 1990. SYSTAT: The system for statistics Systat, version 8.0 for Windows. Evanston, Illinois, 822 pp.
- Wilson, E.O. 1988. The biogeography of the West Indian ants (Hymenoptera: Formicidae). In: J. Liebherr (ed), *Zoogeography of Caribbean Insects*. Cornell University Press, Ithaca, pp. 214-230.
- Woas, S. 1990. Die phylogenetischen Entwicklungslinien der Höheren Oribatiden (Acari) I. Zur Monophylie der Poronota Grandjean 1953. *Andrias* 7: 91 – 168.
- Woas, S. 2002. Acari. In: Adis J. (ed.): *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft, Sofia-Moscow. P 21-291.
- Wunderle, I. 1985. Ein faunistisch-ökologischer Vergleich der Baum- und Bodenbewohnenden Oribatiden (Acari) im Tieflanderegenschwald von Panguana, Peru. M.Sc. Tese de Doutorado, Universidade de Karlsruhe 103 pp



Wunderle, I. 1992. Die Baum- und Bodenbewohnenden Oribatiden (Acari) im Tieflanderegenschwald von Panguana, Peru. Amazoniana, XII (1): 119-142.

Young, I. M.; Blanchart, E.; Chenu, C.; Dangerfield, M; Fragoso, C.; Grimaldi, M.; Ingram, J. & Monrozier, L.J. 1998. The interaction of soil biota and soil structure under global change. 4, 703-712.



Haplochthoniidae Hammer, 1959																					
<i>Haplochthonius</i> Willmann, 1930																					
*4	<i>Haplochthonius clavatus</i> Hammer, 1958	X	35																		
5	<i>Haplochthonius</i> sp. A	X	1											X	X		X				
Protoplophoridae Ewing, 1917																					
<i>Protoplophora</i> Berlese, 1910																					
*6	? <i>Protoplophora</i> sp. A	X	16																		
2.2. Enarthronota Derivados (Brachychthoniidae)																					
Brachychthoniidae Balogh, 1943																					
<i>Brachychochthonius</i> Berlese, 1910																					
*n7	<i>Brachychochthonius foliatus</i> Hammer, 1958	X	13																		
<i>Liochthonius</i> Hammer, 1959																					
*n8	<i>Liochthonius</i> cf. <i>unilateralis</i> Hammer, 1962	X	29																		
Athopochthoniidae Grandjean, 1948																					
<i>Atopochthonius</i> Grandjean, 1948																					
*9	<i>Atopochthonius</i> sp. A	X	2																		

II. Organização Transitória, Nível B

2. Hypochthoniid groups

Hypochthoniidae Berlese, 1910																						
<i>Eohypochthonius</i> Jacot, 1938																						
10	<i>Eohypochthonius gracilis</i> Jacot, 1936	X	5				X			X	X		X	X		X	X					
11	<i>Eohypochthonius</i> sp. A			X	X			X		X	X		X	X	X				X		X	X
<i>Malacoangelia</i> Berlese, 1913																						
12	<i>Malacoangelia remigera</i> Berlese, 1913	X	1				X		X	X	X	X	X	X								
Lohmanniidae Berlese, 1916																						
<i>Torpacarus</i> Grandjean, 1950																						
13	<i>Torpacarus omittens omittens</i> Grandjean, 1950	X	1				X	X	X													
14	<i>Torpacarus</i> sp. A			X																		
<i>Euryacarus</i> Woolley, 1966																						
*15	<i>Euryacarus petalus</i> Woolley, 1966	X	1																			
<i>Meristacarus</i> Grandjean, 1934																						
16	<i>Meristacarus</i> sp. A			X	X					X	X							X	X		X	

III. Organização Terminal, Nível C

1. Seção 1: Mixonomata

1.1. Mixonomata Basilares

Epilohmanniidae Oudemans, 1923



<i>Epilohmannia</i> Berlese, 1910																				
17	<i>Epilohmannia pallida americana</i> Balogh & Mahunka, 1981	X	1							X	X					X				
18	<i>Epilohmannia</i> sp. A				X	X	X	X		X	X	X		X	X		X	X	X	X
Euphthiracaridae Jacot, 1930 (Oribotritidae Grandjean, 1954; de acordo com Woas 2002)																				
<i>Rhysotritia</i> Märkel & Meyer, 1959																				
19	<i>Rhysotritia clavata</i> Märkel, 1964			X	X			X												
20	<i>Rhysotritia</i> sp. A			X										X			X		X	X
2. Mixonomata Derivados: Phthiracaroida																				
Pthiracaridae Perty, 1841																				
<i>Hoplophorella</i> Berlese, 1923																				
21	<i>Hoplophorella floridae</i> Jacot, 1923	X	3							X										
*22	<i>Hoplophorella scapellata</i> Aoki, 1965			X	X															
23	<i>Hoplophorella</i> sp. A	X	2			X		X					X		X		X	X	X	X
24	<i>Hoplophorella</i> sp. B	X	1			X		X					X		X		X	X	X	X
25	<i>Hoplophorella</i> sp. C	X	1			X		X					X		X		X	X	X	X
<i>Archphthiracarus</i> Balogh & Mahunka, 1979																				
*n26	<i>Archphthiracarus serrula</i> Balogh & Mahunka, 1977	X	2																	
2. Seção 2: Nothroidea s.l.																				
2.1. Nothroidea Basilares																				
Malaconothridae Berlese, 1916																				
<i>Afronothrus</i> Wallwork, 1961																				
27	<i>Afronothrus incisivus neotropicus</i> Balogh & Mahunka, 1974	X	1			X			X	X	X		X	X	X		X	X	X	X
28	<i>Malaconothrus cf. neoplumosus</i> Balogh & Mahunka, 1969			X	X	X		X	X	X		X	X			X		X	X	X
Trhypochthoniidae Willmann, 1931 Berlese, 1916																				
<i>Archegozetes</i> Grandjean, 1931																				
29	<i>Archegozetes longisetosus</i> Aoki, 1985	X	8		X		X	X		X	X	X						X	X	X
2.2. Nothroidea Derivados																				
Nanhermanniidae Sellnick, 1928																				
<i>Cyrthermannia</i> Balogh, 1958																				
30	<i>Cyrthermannia guadeloupensis</i> Mahunka, 1985					X														
*n31	<i>Cyrthermannia florens</i> Balogh & Mahunka, 1980	X	2																	
32	<i>Cyrthermannia</i> sp. A				X		X	X		X	X			X	X		X	X	X	X



ORIBATIDA SUPERIORES

I. Organização Basilar, Nível A

1. Seção 1: Opsio- e Eupheredermata Basilares

Lioididae Grandjean, 1954

Teleioliodes Grandjean, 1965

33	<i>Teleioliodes</i> sp. A				X	X				X	X	X		X	X	X			X			X			X
----	---------------------------	--	--	--	---	---	--	--	--	---	---	---	--	---	---	---	--	--	---	--	--	---	--	--	---

Liodes Von Heyden, 1954

*n34	<i>Liodes</i> sp. A	X	7																						
------	---------------------	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

(Eremaeidae Sellnick, 1928; de acordo com Woas 2002)

Lyroppia Balogh, 1961

*n35	<i>Lyroppia anareolata</i> Balogh et Mahunka, 1981	X	2																						
------	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

*n36	<i>Lyroppia</i> sp. A	X	32																						
------	-----------------------	---	----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

2. Seção 2: Cymbaeremaeidae e grupos relacionados

Cymbaeremaeidae Sellnick,

(Scapheremaeidae, de acordo com Woas 2002)

Scapheremaeus Berlese, 1910

*n37	<i>Scapheremaeus bisculpturatus</i> Mahunka, 1984	X	4																						
------	---	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

38	<i>Scapheremaeus</i> sp. A	X	2		X		X		X		X		X	X	X										
----	----------------------------	---	---	--	---	--	---	--	---	--	---	--	---	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

3. Seção 3: Carabodoidea

(Anderemaeidae, de acordo com Balogh 1972)

(Carabodidae, de acordo com Woas 2002)

Carabodes Koch, 1836

39	<i>Carabodes</i> sp. A				X		X			X		X													
----	------------------------	--	--	--	---	--	---	--	--	---	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

II. Organization Nível B:

1. Seção 1: Gymnodamaeoides Eupheredermata

Pedrocortesellidae Paschoal, 1987

Licnodamaeus Grandjean, 1931

*n40	<i>Licnodamaeus</i> sp. A	X	37																						
------	---------------------------	---	----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Plateremaeidae Trägårdh, 1931

Plateremaeus Berlese, 1908

41	<i>Plateremaeus</i> sp. A				X									X	X										
----	---------------------------	--	--	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

2. Seção 2: Grupos Archopterogasterine

Setor a: Polypterozetid, Cepheid e gêneros relacionados

Microtegeidae Balogh, 1972

Microtegeus Berlese, 1917

42	<i>Microtegeus quadrisetosus</i> Balogh & Mahunka, 1977				X		X	X																	
----	---	--	--	--	---	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--



43	<i>Microtegaeus</i> sp. A			X				X			X	X	X		X	X		X	X	X		
----	---------------------------	--	--	---	--	--	--	---	--	--	---	---	---	--	---	---	--	---	---	---	--	--

De acordo com Woas 2002: Taxa de posição incerta nesse Setor

Setor c: Gêneros de Licneremaeidae Micreremaeidae

Licneremaeidae Grandjean, 1931

Licneremaeus Paoli, 1908

*n44	<i>Licneremaeus atypicus</i> Balogh & Mahunka, 1984	X	19																			
------	---	---	----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

*n45	<i>Licneremaeus cubanus</i> Balogh & Mahunka, 1980	X	2																			
------	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Setor d: Gêneros de Scutoverticid e Passalozetid

Scutoverticidae Grandjean, 1954

Scutovertex Michael, 1959

*n46	<i>Scutovertex</i> sp. A	X	6		X																	
------	--------------------------	---	---	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

III. Nível Avançado C de Organização Transitória:

1. Seção 1: Eremuloideos Eupheredermata

Eremobelbidae Balogh, 1961

Eremulus Berlese, 1908

47	<i>Eremulus translamellatus</i> Balogh & Mahunka, 1969	X	26	X	X	X	X	X	X		X	X			X	X		X	X		X	
----	--	---	----	---	---	---	---	---	---	--	---	---	--	--	---	---	--	---	---	--	---	--

48	<i>Eremulus</i> sp. A	X	8			X	X		X	X		X	X	X					X		X	X
----	-----------------------	---	---	--	--	---	---	--	---	---	--	---	---	---	--	--	--	--	---	--	---	---

Eremobelba Berlese, 1908

*n49	<i>Eremobelba piffii</i> Mahunka, 1985			X	X																	
------	--	--	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

*n50	<i>Eremobelba</i> sp. A	X	7																			
------	-------------------------	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

2. Seção 2: Palaeopterogasterine

Divisão I: Palaeopterogasterine Basilares, quase Aporonota

Setor a: Microzetidae

Microzetidae Grandjean, 1936

Anakingia Hammer, 1961

51	<i>Anakingia reticulata</i> Balogh & Mahunka, 1969	X	6				X															
----	--	---	---	--	--	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

52	<i>Anakingia</i> sp. A	X	12																X		X	
----	------------------------	---	----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	--	---	--

Berlesezetes Mahunka, 1980

53	<i>Berlesezetes</i> sp. A	X	15					X				X										X
----	---------------------------	---	----	--	--	--	--	---	--	--	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---

Schizozetes Balogh, 1962

*n54	<i>Schizozetes quadriinetus</i> Balogh, 1962	X	12																			
------	--	---	----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Schalleria Balogh, 1962

55	<i>Schalleria ramosa</i> (Balogh et Mahunka, 1969)	X	1																			
----	--	---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Setor b: Eremaeozetidae

Eremaeozetidae Balogh, 1972

Eremaeozetes Berlese, 1913



Haplozetidae Grandjean, 1936																								
<i>Haplozetes</i> Willmann, 1935																								
90	<i>Haplozetes minimicoma</i> (Beck, 1964)	X	1																		X	X		
<i>Protoribates</i> Berlese, 1908																								
91	<i>Protoribates</i> sp. A			X					X															
Parakalumnidae Grandjean 1936																								
<i>Parakalumna</i> Jacot, 1929																								
92	<i>Parakalumna foveolata</i> Balogh & Mahunka, 1969	X	1		X	X	X					X	X											
93	<i>Parakalumna</i> sp. A				X				X															
Scheloribatidae Balogh & Balogh, 1984																								
<i>Scheloribates</i> Berlese, 1908																								
* ⁿ 94	<i>Scheloribates curvialatus</i> , Hammer, 1961	X	26																					
95	<i>Scheloribates</i> sp. A	X	1	X	X		X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
96	<i>Scheloribates</i> sp. B	X	1		X		X	X	X		X	X						X	X				X	X
<i>Inscheloribates</i> Corpus-Raros, 1980																								
* ⁿ 97	<i>Inscheloribates subtropicus</i> (Hammer, 1961)	X				X																		
Sub-Seção B: Opiioidea Derivados																								
<i>Opiidae</i> Grandjean, 1954																								
<i>Oppia</i> Koch, 1836																								
98	<i>Oppia paraguayensis</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X	4			X	X																	
99	<i>Oppia</i> sp. A					X	X	X		X				X	X		X	X		X	X		X	X
Grupo genérico Arcoppia, de acordo com Woas 2002																								
100	<i>Oppia (Arcoppia)</i> sp. A	X	25												X									
101	<i>Arcoppia</i> sp. A					X				X														
102	<i>Amerioppia</i> Hammer, 1961																							
103	<i>Amerioppia</i> sp. A	X	20			X	X								X						X			X
<i>Brachyoppia</i> Hammer, 1962																								
104	<i>Brachyoppia</i> sp. A	X	3			X	X														X			
<i>Pulchroppia</i> HAMMER, 1979																								
105	<i>Pulchroppia amazonica</i> Balogh & Mahunka, 1969	X	2			X																		
106	<i>Pulchroppia curarii</i> Franklin & Woas, 1992	X	1												X									
<i>Microppia</i> Balogh, 1983																								
107	<i>Microppia</i> sp. A	X	34					X													X			
<i>Ramusella (Inscultoppia)</i> , de acordo com Woas 2002																								
108	<i>Ramusella (Inscultoppia)</i> sp. A	X	1		X			X													X			
109	<i>Ramusella (Inscultoppia)</i> sp. B	X	23					X													X			

Continuação Apendice I



<i>Octoppia</i> Balogh & Mahunka, 1969																													
*n110	<i>Octoppia irmayi</i> Balogh & Mahunka, 1970	X	1																										
<i>Multioppia</i> Hammer, 1961																													
*n111	<i>Multioppia</i> sp. A	X	1																										
Não classificados por Woas 2002 (posição incerta)																													
<i>Cubaoppia</i> Balogh, 1983																													
*n112	<i>Cubaoppia</i> sp. A	X	4																										
<i>Cheloppia</i> Hammer, 1971																													
*n113	<i>Cheloppia</i> sp. A	X	10																										
<i>Cryptoppia</i> Csiszár, 1961																													
*n114	? <i>Cryptoppia</i> sp. A	X	27																										
<i>Antiloppia</i> Mahunka, 1985																													
*n115	<i>Antiloppia schauenbergi</i> (Mahunka, 1985)	X	38																										
Opiidae Grandjean, 1954																													
(Quadropiidae, de acordo com Woas 2002)																													
<i>Quadropia</i> Jacot, 1939																													
5	<i>Quadropia</i> sp. A	X	25																						X				
Suctobelbidae Jacot, 1938																													
<i>Suctobelba</i> Paoli, 1908																													
*n116	<i>Suctobelba ornaticissima</i> Hammer, 1958	X	21																										
*n117	<i>Suctobelba pseudornaticissima</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X	29																										
*n118	<i>Suctobelba complexa</i> Hammer, 1958	X	15																										
*n119	<i>Suctobelba subcomplexa</i> Hammer, 1958	X	2																										
*n120	<i>Suctobelba quadricarinata</i> Hammer, 1960	X	2																										
*n121	<i>Suctobelba</i> sp. A	X	11																										
*n122	<i>Suctobelba</i> sp. B	X	7																										
Total		91		14	26	27	23	29	20	19	17	21	16	1	19	16	17	12	13	8	23	8	3	22	20	24	21	23	23

Apêndice II – Informações sobre as regiões onde já foram registradas as espécies e/ou morfoespécies desse estudo. Os ambientes estão organizados de acordo com a região de coleta no Peru (Panguana) e no Brasil (Roraima - RR, Rondônia - RO, Pará - PA e Amazonas - AM).



Local de Coleta	Região	Número de Referência	Vegetação e solo	Data, métodos de extração	Autores
PERU Panguana	Panguana, rio Yuyupichis, 9°37'S, 74°56'W.	f2	Floresta primária, argiloso.	Maio-Outubro 1984, n = 5 amostra de 1/9 m ² cada, extração por Berlese (24 funis com 0.5 l de material).	Wunderle 1985, 1992
		f1	Floresta primária, argiloso.	Maio-October 1984, n = 5 árvores (epífitas, casca e líquens), extração por Berlese (29 funis com 0.5 l de material).	
BRASIL Pará (PA)	Vila do Alter do Chão (2°22' S 54°37' W), 30 km da cidade de Santarém.	s1	Savana arbórea, arenoso.	Este estudo.	Este estudo.
		s2 f1	Savana arbórea, argilo arenoso. Floresta primária, argiloso.	Agosto 1996, n = 15 usando sonda de (7 X 7 cm) Introduzida 5 cm de profundidade no solo, extração por Berlese-Tullgren. Col: E. Franklin	
BRASIL Roraima (RR)	Complexo de montanhas Pacaraima, na borda entre Brasil e Venezuela, 04°48' a 05°16' N and 60°05' a 60°44' W.	f3	Floresta primária, argiloso.	Outubro 1995, n = 15, usando sonda (7 X 7 cm) 5 cm de profundidade no solo e coleta manual de liteira, 1 m ² , extração por aparato de Kempson. Col: E. Franklin.	Franklin et al. 2005
		s3 s4	Savana arbórea, também chamada Floresta de galeria ou Linha de Buril, arenoso. Savana arbórea, arenoso.		
BRASIL Rondônia (RO)	Porção Oeste da Bacia Amazônica Região do Ouro Preto do Oeste 20 km da cidade de Teixeiraopolis, 10°52' S, 62°07' W. Porção Oeste da Bacia Amazônica Região do Ouro Preto do Oeste Reserva Martín Pescador 60 km da cidade de Unupá, 11°07' W, 82°22' W.	fa1	Floresta alterada (150 X 180 m), argiloso.	Novembro 1995, n = 15, usando sonda (7 X 7 cm) 5 cm de profundidade no solo e coleta manual de liteira, 1 m ² , extração por aparato de Kempson. Col: E. Franklin.	Franklin et al. 2005
		f4	Floresta primária, argiloso.		
BRASIL Amazonas (AM)	Manaus, Reserva Florestal Adolpho Ducke, 2°53' S, 59°59' W.	f5	Floresta primária (gradiente de solos argilosos e arenosos).	Setembro 2001-Abril 2002, inventário em escala meso, espacial, 3 trilhas de 8 km, formando uma rede de 24 km ² , 24 parcelas de 250 m separadas por 1 km, n = 5 em cada parcela, extração por Berlese-Tullgren. Col: E. Franklin, R. L. Guimarães, E. P. Fagundes e E. D. L. Soares).	Beck 1971
		f6	Floresta primária.	Novembro 1965-Janeiro 1966, amostras de 500 cm de liteira e solo, Berlese-Tullgren.	
	Manaus, Reserva Florestal Adolpho Ducke, 2°53' S, 59°59' W. Locais de coleta de acordo com Beck (1971): 1, 12, 13, 50.	f7	"Palmetum" (habitat de transição entre platô e floresta primária dominada por palmeiras. Solo arenoso argiloso)		
	Manaus, Reserva Florestal Adolpho Ducke, 2°53' S, 59°59' W. Locais de coleta de acordo com Beck (1971): 4, 5, 6, 22, 23, 31.	c1	Campina ou Castinga.		
	Cercanias de Manaus. Locais de coleta de acordo com Beck (1971): 14, 16, 18, 20, 39, 40, 64, 65, 66.	v1	Floresta inundável de várzea (rio Solimões)	Fevereiro-Maio 1966. Amostras de 500 cm de liteira e solo, coleta manual e extração por Berlese-Tullgren e exaustor.	
	Cercanias de Manaus. Locais de coleta de acordo com Beck (1971): 7 e 10; 15; 25 a 30; 36 a 38; 47a 49; 52 a 63; 72 a 77.	l1	Floresta inundável de Igapó (rio Solimões).	Janeiro-Maio 1966, amostras de 500 cm de liteira e solo, coleta manual, Berlese-Tullgren e exaustor.	
	Manaus, Reserva Biológica da SUFRAMA (02°34'S, 60°06'W) Estrada ZF 2 a altura do km 51 da BR 174.	l8	Floresta primária, argiloso.	17 de Maio de 1980, amostras de liteira e solo. Coletor: E. Franklin	Franklin & Woas 1992
	30 km da cidade de Manaus, rio Tarumã Mirim, 3°01 S, 60°10 W.	l2	Floresta inundável de igapó (solo argilo-arenoso).	Setembro 1981, n = 6, seis meses durante a fase terrestre, sonda com diâmetro de 21 cm, extração por aparato de Kempson 14 cm de profundidade do solo.	Franklin 1994, Franklin et al. 1997
		l2		Fevereiro/1989-Janeiro/1990. Em cascas de árvores de <i>Aldina latifolia</i> var. <i>latifolia</i> e <i>Mora parsonsii</i> , (n = 5, 196 cm ² /mês), Método "Bark-brushing".	Franklin 1994, Franklin et al. 1998
	30 km da cidade de Manaus, rio Solimões, ilha de Marchantaria, 3°15' S, 59°58' W.	v2	Floresta inundável de várzea, monomontônia	Outubro 1981, n = 6, 8 meses durante a fase terrestre, sonda com diâmetro de 21 cm, extração por Aparato de Kempson 3.5 cm de profundidade no solo.	Franklin 1994, Franklin et al. 1997
		l3		Fevereiro/1989-Janeiro/1990. Em cascas de árvores de <i>Pseudobombax munguba</i> e <i>Macrobium acaciaefolium</i> , (n = 5, 196 cm ² /month), Método de Bark-brushing.	Franklin 1994, Franklin et al. 1998
	60 km da cidade de Manaus, 2°53'S, 59°59'W.	f9 f10 fs1	Floresta primária, argiloso. Floresta primária, arenoso. Floresta secundária, 3 anos de idade, argiloso.	Janeiro 1980, sacos de malha (1 mm) contendo folhas de <i>Citronia racemosa</i> , coletas após 15, 30, 60, 90, 120 e 150 dias após o início do experimento e extração por Berlese-Tullgren.	Ribeiro 1986, Ribeiro & Schubart 1989
	29 km da cidade de Manaus, 2°45' S, 60°15' W.	f11 fs2 p1	Floresta primária, argiloso. Floresta secundária, argiloso. Policultivo, argiloso.	Abril 1998, sacos de malha (20 µm, 250 µm and 1000 µm) contendo folhas de <i>Vismia</i> sp., coletas feitas após 25, 58, 111, 174, 278 e 350 dias do início do experimento. extração por Berlese-Tullgren.	Hayek 2000, Franklin, Hayek, Fagundes & Silva 2004

Apêndice III - Somatório do número de indivíduos por espécie e morfoespécies em 10 parcelas (100%) e 38 parcelas (diluídas a 50%) de savana, organizado por ordem decrescente de abundância em 38 parcelas.



Espécies	Total		Freqüência em
	10 parcelas	38 parcelas	38 parcelas
1 <i>Antilloppia schauenberg</i> (Mahunka, 1985)	1533	6543	38
2 <i>Symphauloppia</i> sp. A	539	1925	36
3 <i>Micropia</i> sp. A	995	1859	34
4 <i>Symphauloppia</i> sp. C	591	1506	38
5 <i>Cosmochthonius</i> sp. A	548	1393	38
6 <i>Licnodamaeus</i> sp. A	299	546	37
7 <i>Ramusella (Insculptoppia)</i> sp. B	299	375	23
8 <i>Haplochthonius clavatus</i> Hammer, 1958	202	357	35
9 <i>Cryptoppia</i> [?] sp. A	367	333	27
10 <i>Liochthonius</i> [?] <i>unilateralis</i> Hammer, 1962	177	295	29
11 <i>Quadroppia</i> [?] sp. A	24	246	25
12 <i>Lyroppia</i> sp. A	41	198	32
13 <i>Oppia (Arcoppia)</i> sp. A	112	188	25
14 <i>Archegozetes longisetosus</i> Aoki, 1965	5	174	8
15 <i>Suctobelba</i> sp. A	0	140	11
16 <i>Suctobelba pseudomatissima</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	37	134	29
17 <i>Striatoppia silvicola</i> Franklin & Woas, 1992	46	112	27
18 <i>Amerioppia</i> sp. A	7	109	20
19 <i>Rostrozetes foveolatus</i> Sellnick, 1925	41	102	20
20 <i>Suctobelba complexa</i> Hammer, 1958	0	97	15
21 <i>Galumna</i> sp. A	30	88	21
22 <i>Eremulus translamellatus</i> Balogh & Mahunka, 1969	18	77	26
23 <i>Schelorbates curvialatus</i> Hammer, 1961	34	69	26
24 <i>Licneremaeus atypicus</i> Mahunka, 1984	58	64	19
25 <i>Suctobelbella ornatissima</i> (Hammer, 1958)	45	63	21
26 <i>Protoplophora</i> [?] sp. A	7	48	16
27 <i>Berlesezetes</i> sp. A	11	46	15
28 <i>Oxyoppia</i> sp. A	0	46	8
29 <i>Galumna</i> sp. C	1	42	4
30 <i>Brachychothonius foliatus</i> Hammer, 1958	38	40	13
31 <i>Galumna</i> sp. B	32	31	10
32 <i>Beklemishevia barbata</i> (Schubart, 1968)	25	29	11
33 <i>Cheloppia</i> sp. A	2	29	10
34 <i>Schizozetes quadrilineatus</i> Balogh, 1962	20	29	12
35 <i>Anakingia</i> sp. A	33	19	12
36 <i>Hoplophorella floridae</i> Jacot, 1933	1	19	3
37 <i>Cubaoppia</i> sp. A	8	18	4
38 <i>Licneremaeus cubanus</i> Balogh et Mahunka, 1980	1	16	12
39 <i>Zigoribatula translineata</i> Mahunka, 1985	2	16	9
40 <i>Suctobelbella</i> sp. B	0	14	7
41 <i>Brachioppia</i> sp. A	2	12	3
42 <i>Anakingia reticulata</i> Balogh & Mahunka, 1969	1	10	6
43 <i>Eohypochthonius gracilis</i> Jacot, 1936	2	10	5
44 <i>Eremulus</i> sp. A	1	10	8
45 <i>Liodes</i> sp. A	7	9	7
46 <i>Tectocephus</i> sp. A	3	8	5
47 <i>Cosmogmeta</i> sp. A	0	8	2
48 <i>Suctobelbella subcomplexa</i> Hammer, 1958	0	8	2
49 <i>Eremobelba</i> sp. A	0	8	7
50 <i>Eremaozetes</i> sp. A	0	7	1
51 <i>Scutovertex</i> sp. A	2	6	6
52 <i>Atopochthonius</i> sp. A	0	5	2
53 <i>Hypozetes</i> sp. A	1	5	2
54 <i>Lamellobates palustris</i> Hammer, 1958	0	4	2
55 <i>Oppia paraguayensis</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	1	4	4
56 <i>Pulchroppia</i> [?] <i>amazonica</i> Balogh & Mahunka, 1969	1	4	2
57 <i>Scapheremaeus bisculpturatus</i> Mahunka, 1984	1	4	4
58 <i>Afronothrus incisivus neotropicus</i> Balogh et Mahunka, 1974	0	3	1
59 <i>Hoplophorella</i> sp. A	1	3	2
60 <i>Lyroppia anareolada</i> Balogh et Mahunka, 1981	0	3	2
61 <i>Pergalumna</i> sp. C	0	3	3