

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA

PAULO ROGÉRIO DOS SANTOS SILVA

**COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA MACROFAUNA COMO INDICADORES DA
RESTAURAÇÃO DO SOLO NUMA CRONOSEQUÊNCIA DE CAPOEIRAS E
FLORESTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

São Luís – Maranhão

Outubro de 2012

PAULO ROGÉRIO DOS SANTOS SILVA

Biólogo

COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA MACROFAUNA COMO INDICADORES DA
RESTAURAÇÃO DO SOLO NUMA CRONOSEQÜÊNCIA DE CAPOEIRAS E
FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Agroecologia do Programa
de Pós-Graduação em Agroecologia da
Universidade Estadual do Maranhão,
para obtenção do título de Mestre em
Agroecologia.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau.

São Luís – Maranhão

Outubro de 2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA

Paulo Rogério dos Santos Silva

COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA MACROFAUNA COMO INDICADORES DA
RESTAURAÇÃO DO SOLO NUMA CRONOSEQÜÊNCIA DE CAPOEIRAS E
FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação defendida e aprovada em: / /

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau (Orientador - CCA/UEMA)

Prof. Dr. Flávio Henrique Reis Moraes (CEUMA)

Prof.^a. Dr.^a. Ester Azevedo da Silva (CCA/UEMA)

Silva, Paulo Rogério dos Santos.

Composição e diversidade da macrofauna como indicadores da restauração do solo numa cronosequência de capoeiras e florestas na Amazônia Oriental / Paulo Rogério dos Santos Silva.– São Luís, 2012.

... f

Dissertação (Mestrado) – Curso de Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, 2012.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

1.Bioindicadores. 2.Restauração. 3.Uso do solo. 4.Análises multivariáveis. I.Título

CDU: 631.427(811.3)

DEDICO

Aos meus pais Leonde Pereira Notto e Aparecida dos Santos Silva e ao meu irmão Máximo dos Santos Silva por todo apoio às minhas jornadas, pelo exemplo de vida e por serem meus verdadeiros Heróis.

OFEREÇO

À minha noiva Ana Paula Cavalcante de Mesquita

Ao meu pai biológico Joel Gouveia da Silva e minha irmã Gizele Gouveia

À minha sobrinha Maria Clara Santos Silva

À minha cunhada Osvaldina dos Reis Santos

Ao primo Antônio Moreira dos Santos

À minha prima Daiany Vieira Machado

Aos meus amigos Josmário das Dores Neres, Jersimar das Dores Neres, Carlos Eduardo Cavalcante de Mesquita e José Maelson Araujo Arruda

AGRADECIMENTOS

A Deus, por permitir que eu conseguisse concluir esse trabalho.

Aos meus pais Aparecida dos Santos Silva e Leonde Pereira Notto, pelo incentivo e apoio dado durante toda minha vida estudantil.

Ao Professor e Pesquisador Doutor Guillaume Xavier Rousseau, por sua orientação, paciência e confiança desde o início da orientação nesta pesquisa.

Aos professores e pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão pelas experiências que nos foi passada e que muito contribuíram para este trabalho de maneira interdisciplinar.

Aos colegas de curso Ernesto, Henry, Levi, Marcelo, Kelly Jane, Carlos Cesar, Amanda, pela amizade e companheirismo durante todo o curso.

À Fundação de Amparo a Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos alunos de Graduação em Agronomia pela ajuda imensurável durante todo o período de identificação e coleta do material da pesquisa.

À Ana Paula Cavalcante de Mesquita pela disponibilidade e ajuda na identificação dos invertebrados em Laboratório.

“A natureza criou o tapete sem fim que recobre a superfície da terra. Dentro da pelagem desse tapete vivem todos os animais, respeitosamente. Nenhum o estraga, nenhum o róí, exceto o homem.”

Monteiro Lobato

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	7
2	REVISÃO DE LITERATURA	10
2.1	Agricultura de corte e queima: resiliência do sistema corte-queima	10
2.2	Funções do solo em ecossistemas naturais	11
2.3	O papel da floresta na conservação da biodiversidade do solo	12
3.	Qualidade do solo	13
3.1	Qualidade física do solo	13
3.2	Indicadores químicos	14
3.3	Indicadores biológicos: a macrofauna como bioindicador de qualidade de solo	15
3.4	Os principais grupos da macrofauna do solo usados como bioindicadores da qualidade do solo	19
4.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
5.	ARTIGO	34
	RESUMO	35
	ABSTRACT	36
	INTRODUÇÃO	37
	MATERIAL E MÉTODOS	40
	Desenho experimental e local de estudo	40
	Amostragem da macrofauna	40
	Análises estatísticas	41
	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
	Análise de componentes principais	42
	Análises entreclasses	43
	CONCLUSÕES	52
	REFERÊNCIAS	53
	TABELA	58
	FIGURAS	61

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais são importantes na manutenção da Biodiversidade, garantindo a sobrevivência e perpetuação das espécies (WINK et al., 2005, tradução nossa). As ações antrópicas não fundamentadas em princípios de sustentabilidade fragmentam florestas e campos devido à ampliação das fronteiras agrícolas pela exigência de maior produção em função do crescente aumento populacional.

O solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos (EMBRAPA, 1999). O solo está entre um dos mais complexos habitats do globo, sendo, porém, um sistema biológico pobremente conhecido. Este sistema garante um lugar para a vida de muitos organismos e possui uma estreita relação com as cadeias alimentares das quais depende a maioria dos organismos terrestres, pois é o substrato de sustentação dos vegetais (NASCIMENTO; GIASSON; INDA JR., 2004).

O solo é habitat natural de uma grande variedade de macrorganismos e animais invertebrados, com diferenças no tamanho e no metabolismo, que são responsáveis por inúmeros processos edáficos tais como ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica, porosidade, infiltração de água e no funcionamento biológico. Esses processos modificam propriedades físicas, químicas e biológicas alterando as características e a qualidade do solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000). Outrossim, por sua associação com os processos que ocorrem no compartimento serrapineira-solo e sua grande sensibilidade a interferências no ambiente a composição da biota do solo reflete o padrão de funcionamento do ecossistema. Além disso, alterações na densidade e na diversidade da fauna são observadas em ecossistemas que sofreram algum tipo de intervenção na sua cobertura vegetal (CORREIA; PINHEIRO, 1999).

As modificações dos sistemas naturais pelas atividades humanas originam áreas degradadas, que poderão ser explicadas pelo manejo do solo inadequado, e incluindo a erosão e compactação do solo, e o aumento da perda de nutrientes por lixiviação e volatilização.

Uma das consequências da alteração do ambiente é a mudança nas características biológicas do solo, que são afetadas em curto e em longo prazo. A retirada da cobertura vegetal, o manejo agrícola e a formação de pastagens afetam a fauna e os microrganismos tanto devido às modificações nas propriedades do solo, como pela ação direta destas práticas (DUCATTI, 2002; GONÇALVES; STAPE; BENEDETTI, 2000).

A história do uso do solo mostra que essas alterações nem sempre dão lugar a um novo sistema ecológico sustentável, seja de lavouras seja de pastagens. Com isso, solos utilizados intensamente e de forma inadequada serão levados à degradação.

No mundo há 2 bilhões (ha) de solos degradados, sendo que 100 milhões estão no Brasil. O desmatamento e as atividades agrícolas são os principais fatores de degradação dos solos no Brasil. As obras de Engenharia (estradas, ferrovias, barragens) e as atividades de mineração a céu aberto sensibilizam mais a população de modo geral. Isso por serem atividades que são altamente impactantes. No entanto, ao avaliar a extensão da degradação causada, verifica-se que ela é mínima, comparada ao desmatamento ou ao superpastejo. Contudo, cumpre ressaltar que a degradação não deverá ser avaliada apenas pela extensão, mas também pela sua intensidade (ALVES, 2006).

No Maranhão, a degradação dos solos está ligada aos efeitos do sistema de corte e queima tradicionalmente utilizados no cultivo da terra, ao desmatamento para fins de urbanização, queimadas criminosas, extração mineral de areia, argila e laterita, à extração de madeira na zona de capoeira para uso doméstico e comercial, dentre outros. O aumento dessas áreas degradadas ocorre pela falta de conhecimento ambiental da população e de leis mais rígidas que protejam o ambiente. Desta forma, é um desafio viabilizar sistemas de produção que possibilitem maior eficiência energética e conservação ambiental, criando novos paradigmas tecnológicos, baseados em sustentabilidade.

O progresso das práticas agrícolas, a urbanização e os avanços tecnológicos refletidos na industrialização moderna não garantiram a permanência dos mais diferentes e ricos ecossistemas do planeta. A diversidade desses ambientes está ameaçada, bem como o equilíbrio de toda a cadeia que deles dependem. Nesse contexto, o equilíbrio ambiental do solo poderá ser medido pela observação das características populacionais de grupos de organismos específicos, considerados bioindicadores do grau de alteração ou fragmentação de um local (WINK et al., 2005, tradução nossa).

A macrofauna, além de muito afetada pelas práticas agrícolas (DECÄENS et al., 2003; EGGLETON et al., 2005, tradução nossa; JONES et al., 2003, tradução nossa; SANTOS et al., 2005), apresenta relação com as características físico-químicas do solo e da matéria orgânica (VELÁSQUEZ, 2004, tradução nossa), podendo ser utilizada como indicadora da qualidade do solo, possibilitando uma avaliação rápida, fácil e econômica, o que a torna uma poderosa ferramenta na avaliação e monitoramento da qualidade do solo (AQUINO; CORREIA; ALVES, 2008).

O conhecimento da fauna edáfica poderá contribuir para a avaliação do grau de sustentabilidade de uma prática, seja de recuperação de uma área degradada seja até mesmo de um sistema natural perturbado. Em caso de amplas modificações dos ecossistemas, serão necessários estudos apropriados que possam utilizar bioindicadores e monitoramento biológico, que se referem às avaliações da qualidade do ambiente baseadas em medidas de seleção biológicas, podendo constituir bom indicador da degradação a da reabilitação do ambiente. Portanto a medida da abundância, diversidade e atividades de certas espécies de organismos poderão fornecer bons indicadores da qualidade do solo (DUCATTI, 2002).

Para ampliar o conhecimento sobre a Ecologia do solo e os efeitos das mudanças de uso do solo da Amazônia Oriental, este estudo visa a caracterização dos principais determinantes da composição e da diversidade dos grandes taxa de macrofauna do solo, buscando um melhor entendimento sobre a utilização dessa fauna como um bioindicador da estabilidade e manejo dos ecossistemas estudados.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Agricultura de corte e queima: resiliência do sistema corte-queima

Na Amazônia, o sistema de cultivo predominante é o da agricultura itinerante, desenvolvido pelos pequenos agricultores que trabalham exclusivamente com mão-de-obra familiar, sendo responsáveis pela maior parte da produção agrícola regional (GAMA, 2002).

A agricultura tropical de corte-queima é uma prática ancestral cuja origem é situada 5000 anos atrás, mas só se tornou problemática nas últimas décadas como consequência do aumento da população e da sua escala de uso (DENICH et al., 2005, tradução nossa). Os agricultores preferem utilizar o sistema de corte-queima em área de vegetação secundária (capoeira) devido à facilidade de limpeza da terra (GAMA, 2002). Essa prática, por exemplo, é menos agravante que a agricultura convencional caracterizada pela limpeza total da área, o uso do arado e o monocultivo, o que é bastante destrutiva comparada com a agricultura de corte e queima. Essa última mantém um nível considerável da biodiversidade, proporcionando meios de subsistência para as populações em áreas de florestas tropicais em todo o mundo (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010).

A adaptação desse tipo de agricultura às florestas tropicais tem-se sustentado na prática de abandono das terras cultivadas, após o corte raso, a queima, e fim dos cultivos, o que é chamado de *pousio* (MEGGERS, 1977).

Nos primeiros anos de cultivo a produtividade cai rapidamente, devendo o *pousio* “*devolver a terra a floresta*”, recuperando as condições ambientais antes existentes (MEGGERS, 1977, grifo nosso). Esse mesmo autor, estudando a agricultura de corte e queima na Amazônia, afirma que esta é realizada na maior parte das florestas tropicais.

O uso intensivo do solo e o mal manejo das terras têm contribuído para o declínio da agricultura de corte e queima. Todavia, apesar dos avanços na compreensão dos sistemas agrícolas de corte e queima em florestas tropicais observados nas últimas décadas, muitas das alternativas propostas para reduzir seus impactos negativos acabem direcionando as atividades agrícolas para sistemas de cultivo intensivo e estritamente voltado para o mercado; e exemplos de insucesso vêm proliferando na literatura (BRONDÍZIO et al. 1994, tradução nossa; JAKOBSEN, 2006, tradução nossa; KETTERINGS et al., 1999, tradução nossa).

Segundo Lawrence *et al.* (2010, tradução nossa), as mudanças de ciclos na taxas de

acumulação de biomassa são significativamente mais negativas em florestas mais jovens que permanecem por um período curto de pousio e isto tem contribuído para as causas da agricultura. E Para reestabelecer a recuperação da agricultura itinerante para a produtividade local, precisará aumentar o tempo de pousio, a história do cultivo e textura do solo (LAWRENCE et al., 2010, tradução nossa).

2.2 Funções do solo em ecossistemas naturais

O solo possui seis funções principais, sendo três funções consideradas ecológicas e outras três ligadas a atividade humana. As funções ecológicas incluem a produção de biomassa (alimentos, fibras e energia); filtração, tamponamento e transformação da matéria para proteger o ambiente. As funções ligadas à atividade humana incluem o meio físico que serve de base para estruturas industriais e atividades sócioeconômicas, habitação, sistema de transportes e disposição de resíduos; fonte de material particulado (areia, argila e minerais); e parte da herança cultural, paleontológica e arqueológica, importante para preservação (LARSON; PIERCE, 1994, tradução nossa).

No caso das atividades relacionadas à Agricultura, as principais funções do solo são prover um meio para o crescimento vegetal e habitat para animais (LARSON; PIERCE, 1994, tradução nossa). Os danos pelo uso intensivo do solo poderão causar diferentes consequências socioeconômicas para o ambiente e para a sociedade: podem variar desde a simples perda da sustentabilidade econômica do agroecossistema até o colapso do funcionamento dos ecossistemas, onde o retorno de parte de suas funções aos níveis originais pode demorar séculos (VALCARCEL; SILVA, 1997).

De uma forma geral, as definições acima descrevem algumas funções comuns para todos os solos - sustentação da produtividade e a promoção da saúde vegetal. Desta forma, um solo harmônico proporciona à planta um desenvolvimento vigoroso e oferece condições para expressar todo seu potencial genético de produção. Muitas práticas agrícolas causam alterações nos atributos do solo que resultam no mau funcionamento e em último caso na degradação dos recursos naturais. Por outro lado, a utilização de práticas que promovam uma melhoria da qualidade do solo devem ser preconizadas com o objetivo de proporcionar às plantas condições favoráveis de desenvolvimento. Além disso, revela-se sempre de fundamental importância a manutenção desta qualidade por longos períodos, contribuindo para o aumento da produtividade vegetal e influenciando na qualidade do meio ambiente.

Atendendo a que 99% da produção de alimentos e de biomassa depende do solo

(AQUINO et al., 2004), torna-se evidente que este é, também, um recurso vital para a humanidade, praticamente tanto como o ar e a água.

2.3 O papel da floresta na conservação da biodiversidade do solo

A conversão de florestas em pastagens é a principal causa de desmatamento no mundo tropical. Como a conversão é, essencialmente, o uso do fogo, as consequências imediatas sobre a macrofauna do solo são enormes (MATHIEU et al., 2005, tradução nossa). Isso porque o fogo mata muitos animais e volatiliza a maioria dos nutrientes e do conteúdo C em biomassa vegetal (PALM; SWIFT; WOOMER, 1996, tradução nossa).

Então, como esperado, a abundância e a diversidade da macrofauna em pastagens é muito menor do que em florestas primárias, mesmo degradado (ROSSI; BLANCHARD, 2005, tradução nossa) ou nas florestas secundárias, muito jovens (7 anos) (MATHIEU et al., 2005, tradução nossa). Entretanto, os pastos permitem uma boa recuperação das populações da macrofauna em comparação com culturas anuais (ROSSI; BLANCHARD, 2005, tradução nossa), particularmente para as minhocas que poderão recuperar abundância e diversidade semelhante aos ecossistemas nativos (DECAËNS; JIMÉNEZ, 2002, tradução nossa) ou florestas secundárias e as antigas (ROUSSEAU; SILVA; CARVALHO, 2010, tradução nossa).

É muito importante conservar as florestas primárias e secundárias em regiões aonde a conversão é intensa. É a única maneira de manter (a maioria) da biodiversidade inicial, porque esta biodiversidade vai enriquecer os sistemas agrícolas. As áreas são geralmente abandonadas após alguns anos em estado de degradação avançada e, nesta situação, apenas a restauração da floresta pode recuperar o solo.

3 QUALIDADE DO SOLO

3.1 Qualidade física do solo

A qualidade do solo é definida como a capacidade deste de funcionar dentro do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais (DORAN; PARKIN, 1994, tradução nossa).

No que se refere à qualidade física do solo, manifesta-se ela na capacidade de infiltração de água e a consequente retenção e disponibilização às plantas, na ocorrência das trocas de calor e de gases com a atmosfera e com as raízes das plantas, bem como o bom crescimento radicular ao longo do perfil. Essas características físicas, no entanto, são influenciadas pelo manejo do solo ao longo do tempo (STRECK et al., 2008). Desta forma, estudar as definições físicas de um solo é difícil devido ao tipo e natureza das variações físicas que ocorrem ao longo de sua profundidade.

Conforme Moura et al. (2009, tradução nossa) os indicadores físicos da fertilidade são mais limitantes que os químicos para o crescimento das culturas sendo susceptíveis ao déficit de oxigênio nas raízes durante a estação das chuvas no trópico úmido.

As modificações em práticas de manejo e das culturas induzem alterações nas propriedades do solo, principalmente na sua estrutura, podendo a natureza dessa alteração ser temporária ou permanente (CAMPOS et al., 1995). Em particular, a diminuição da estabilidade de agregados naturais, o aumento da densidade e a diminuição da microporosidade, tamanho de agregados e da taxa de infiltração de água, além de redução no complexo de cargas e na atividade biológica têm sido demonstrados, com prejuízos ao desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente, na produção agrícola (CRUZ et al., 2003; SILVA; CABEDA; LIMA, 2005). A adoção de sistemas de manejo de solo e culturas adequadamente manejadas são agentes importantes de agregação do solo, proporcionando o aporte de material orgânico através dos resíduos vegetais, além da ação benéfica das raízes das plantas e proteção oferecida à superfície do solo.

A qualidade física de solos agrícolas poderá ser afetada pelo sistema de manejo, sendo a magnitude das alterações dependente do tempo de uso do solo e das condições edafoclimáticas (BERTOL et al., 2004; COSTA et al., 2003). Contudo, é aceitável dizer-se que algumas mudanças ocorrem em pouco tempo de uso agrícola, ou mesmo numa simples prática de preparo de solo, outras com um manejo mais prolongado serão visíveis e podem ser

medidas. Uma avaliação contínua, no tempo, destes atributos físicos do solo permite monitorar a eficiência ou não desses sistemas de manejo do solo quando se objetiva estabilidade estrutural. A dificuldade está sob condições experimentais, se avaliarem modificações submetendo ao uso um solo de floresta ou mata virgem e de forma contínua analisar suas propriedades. Porém, este seria o procedimento ideal em termos de compreender e quantificar o impacto do uso e manejo na qualidade física do solo e no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis. No entanto, o procedimento mais comum entre pesquisadores é a opção por estudar solo, mata nativa e outro cultivado relacionado com a formação do solo.

3.2 Indicadores químicos

Partindo do ponto de vista dos indicadores químicos a sustentabilidade do uso dos solos do Maranhão poderá ser comprometida por sua baixa capacidade de retenção de cátions e por isso a aplicação de calcário e potássio devem ser consideradas em sistema de manejo que pretende ser sustentável (MOURA, 2006).

No trópico úmido, a construção e manutenção da fertilidade do solo são o maior desafio dos que se dedicam à implantação de sistemas agrícolas sustentáveis, porque se combinam em um mesmo espaço solos altamente intemperizados de baixa capacidade de retenção de cátions com um índice pluviométrico de mais de 2.000 mm anuais. Nessas condições, o balanço adequado de nutrientes no solo deverá levar em conta tanto as altas taxas de remoção de bases do perfil quanto a possibilidade de desordens nutricionais causadas por desequilíbrios entre excesso de Ca aplicado e a disponibilidade de outros nutrientes (MOURA et al., 2008).

Conforme Alvarenga e Davide (1999), vários elementos químicos poderão ser úteis como indicadores da qualidade do solo, como no estudo em que promoveu as determinações de pH, Alumínio, Cálcio, Magnésio, Potássio, Enxofre, Carbono orgânico, boro e Manganês, de várias áreas estudadas no cerrado brasileiro.

Outro indicador importante na determinação da qualidade do solo é a matéria orgânica (MO), porque mantém relação com várias propriedades físicas, químicas e biológicas, segundo Reichert, Reinert e Braida (2003).

A MO é considerada por Conceição et al. (2005), como um eficiente indicador para determinar a qualidade do solo modificada por sistemas de manejo. Além da influência do manejo de culturas e preparo do solo, a MO é influenciada pela adição de fertilizantes químicos e materiais orgânicos, que atuam melhorando os processos biológicos de

decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo, conforme Leite et al. (2003).

Um trabalho realizado por Aguiar, Moura e Silva (2003), na Baixada maranhense, expressou que o mais importante indicador de fertilidade destes solos é o seu teor de matéria orgânica, porque de todos os indicadores químicos foi o mais positivamente correlacionado com o crescimento da cultura do milho cuja sensibilidade é normalmente aproveitada para estas avaliações.

3.3 Indicadores biológicos: a macrofauna como bioindicador de qualidade de solo

A macrofauna do solo tem sido apontada como um bom indicador da qualidade do solo, por participar ativamente nas interações que se estabelecem entre os processos químicos, físicos e biológicos deste, tendo um importante papel nos serviços ecossistêmicos mediados pelo solo (LAVELLE et al., 2006, tradução nossa).

As atividades desses organismos, escavação e, ou ingestão e transporte de material mineral e orgânico no solo, conduzem à criação de estruturas biogênicas (galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais), as quais influenciam na agregação do solo, nas propriedades hidráulicas, na dinâmica da matéria orgânica e na composição, abundância e diversidade de outros organismos do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001). Pela diversidade e magnitude das funções que realizam no ambiente do solo, alguns desses macroinvertebrados a exemplo de cupins, minhoca, formigas têm sido vistos não só como indicadores, mas também como agentes da restauração de ambientes degradados (SNYDER; HENDRIX, 2008, tradução nossa).

A macrofauna refere-se à comunidade de invertebrados que vivem permanentemente ou passa um ou mais fases de desenvolvimento no solo (AQUINO; CORREIA, 2005). Esses invertebrados variam muito em tamanho e diâmetro, o que lhes confere habilidade diferenciada na estratégia de alimentação e adaptação ao habitat.

Desta forma, o tamanho define a extensão em que a atividade dos mesmos (alimentação e escavação) poderá modificar as propriedades do solo e também a amplitude em que podem ser influenciados pelo manejo do solo (ANDERSON, 1988, tradução nossa).

De modo geral, as coberturas do solo favorecem um maior número de organismos edáficos, pois a disponibilidade de ambientes favoráveis é maior (CANTO, 2000). Portanto, a determinação da sua população e diversidade é de fundamental importância para avaliar as interações biológicas no sistema solo/planta (GIRACCA et al., 2003). Destarte, fauna edáfica exerce uma grande contribuição na decomposição de resíduos orgânicos e estruturação do

solo.

De acordo com Lavelle (1996, tradução nossa), as associações da fauna com microrganismos, decorrentes da ingestão simultânea com o alimento, ou simbioses mutualísticas, promovem um sinergismo no sistema de decomposição. Se, por um lado, os microrganismos, ao serem transportados pelos invertebrados do solo, obtêm uma maior dispersão no ambiente, já os invertebrados do solo, ao utilizarem as enzimas produzidas pelos microrganismos, ampliarão a gama de substratos energéticos a serem explorados. Além de atuarem como reguladores da atividade microbiana, os invertebrados do solo agem como fragmentadores do material vegetal e engenheiros do ecossistema, modificando-o estruturalmente exercendo uma regulação sobre os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (CRAGG; BARDGETT, 2001, tradução nossa).

A macrofauna invertebrada do solo desempenha um papel-chave no funcionamento do ecossistema, pois ocupa diversos níveis tróficos dentro da cadeia alimentar do solo e afeta a produção primária de maneira direta e indireta (DECÄENS et al., 2003; SILVA et al., 2006). pois suas atividades levam à criação de estruturas biogênicas (galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais), que modificam as propriedades físicas dos solos onde vivem e a disponibilidade de recursos para outros organismos (WOLTERS, 2000, tradução nossa).

Os organismos do solo são sensíveis às práticas de manejo do solo, a impactos de origem antrópica, bem como ao clima, ao solo e à vegetação. Esta habilidade para integrar propriedades físicas, químicas e biológicas do ecossistema, torna a fauna do solo um potencial bioindicador da qualidade do solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; DORAN; ZEISS, 2000, tradução nossa).

Stenberg (1999, tradução nossa) enfatiza que nenhum indicador individualmente conseguirá descrever e quantificar todos os aspectos de qualidade do solo, pois deverá haver uma relação entre todos os atributos do solo. Os critérios para a seleção de indicadores relacionam-se principalmente com a sua utilidade em definir os processos do ecossistema. De acordo com Doran e Parkin (1994, tradução nossa) um bom indicador da qualidade do solo deverá seguir os seguintes critérios: estar associado aos grandes processos do ecossistema; integrar propriedades físicas, químicas e biológicas; ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo; e ser sensível a variações no manejo e no clima.

A Biodiversidade acima e abaixo do solo está intimamente ligada aos aspectos da qualidade do solo, tornando-se possível utilizar a presença, ausência e abundância de espécies como bioindicadores de qualidade do solo (BARRIOS, 2007, tradução nossa). Dessa forma, a macrofauna poderá ser usada para avaliar o estado de decomposição e restauração após

perturbação se a terra, por exemplo, for deixada pelo período de descanso.

Assim, podemos comprovar que a macrofauna pode ser muito importante para os agricultores em avaliar saúde do solo, capacidade de terra, ou se as áreas de pousio está pronto para cultivar (BARRIOS et al., 2006, tradução nossa;. BIRMINGHAM, 2003, tradução nossa; MAIRURA et al., 2007, tradução nossa; MURAGE et al., 2000, tradução nossa;. NGUYEN DAI TRUNG et al., 2008, tradução nossa;. SAIDOU et al., 2008, tradução nossa). Por exemplo, um estudo de indicadores de pequenos agricultores de qualidade do solo no planalto central do Quênia mostraram que eles consideravam a presença de minhocas e larvas de besouro como indicadores de terra produtiva (MURAGE et al., 2000, tradução nossa); e os agricultores do Oeste Africano em áreas florestais fizeram uso as alterações na estrutura da comunidade de cupins para indicar o estado de fertilidade de áreas de descanso (BLACK; OKWAKOL, 1997, tradução nossa).

Qualquer prática agrícola (aração, adubação, calagem, incorporação de matérias orgânica, irrigação, aplicação de agrotóxicos entre outros) poderá afetar os nichos disponíveis por meio da intervenção nas características físico-químicas ou biológicas do ecossistema (CARDOSO, 1992). Dependendo do tipo de impacto, as reações dos diferentes grupos de organismos poderão ser negativas, positivas ou neutras, isto é, por exemplo, haver aumento, limitação ou manutenção do tamanho da população. Quando não há modificação do tamanho da população, poderá haver mudanças na estrutura da população como redução da quantidade de formas jovens e de ovos. Essas alterações em alguns grupos da fauna edáfica podem representar um indicador de degradação do solo e de perda de sua sustentabilidade (ASSAD, 1997).

A retirada de serapilheira e ervas daninhas, bem como a compactação do solo decorrente do uso intensivo de máquinas agrícolas e monocultura provocam perturbações no ambiente, causando uma redução e/ou extinção local de espécies nativas da fauna do solo. Para Bruyn (1999, tradução nossa), a diversidade dos organismos do solo freqüentemente diminui com a prática da agricultura em terras cultiváveis, quando comparado a locais com vegetação natural, devido ao uso de aração, entre outros.

Pinheiro, Santos e Garay (1996) acompanharam uma comunidade de macroartrópodos da serapilheira e do solo em dois plantios de cana-de-açúcar, um submetido à queima anual por ocasião da colheita e outro em que a área não sofreu queima por 40 anos. As densidades foram consideravelmente maiores no cultivo sem queima, como também a estrutura da comunidade foi diferenciada, tendo uma maior percentagem de saprófagos e insetos sociais.

Silva (1998) observou que, em uma floresta secundária na Ilha Grande (RJ), dos 5.400

indivíduos/m² da fauna edáfica encontrados, apenas 337 indivíduos/m² foram estimados após a derrubada e a queima de uma pequena área de floresta para simular uma roça caiçara.

Para Paoletti et al. (1991, tradução nossa), os invertebrados do solo, móveis, assim como alguns besouros, larvas de díptera e cupins, respondem ao estresse do solo. Os insetos menores são mais sensíveis, diminuindo ou até desaparecendo após uma perturbação. Nesse contexto, citam-se os insetos de solo e serapilheira, como microlepidópteros, microhimenópteros, besouros detritívoros, pequenas formigas. Esse mesmo autor afirma que os indivíduos ou espécies das ordens Orthoptera, Hemiptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera e Coleoptera constituem-nos mais importantes bioindicadores. Porque estes são colocados como indicadores potencialmente mais sensíveis e precisos das condições ambientais e suas variações, devido ao seu maior grau de especificidade no uso de habitats e recursos alimentares (LEWINSOHN; PRADO; ALMEIDA, 2001).

Além disso, características como o ciclo de vida curto, que possibilitam respostas demográficas e de dispersão mais rápidas, bem como o elevado número de indivíduos que poderão ser coletados, reforçam a importância dos invertebrados para o estabelecimento de práticas de manejo e conservação dos ecossistemas (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005, tradução nossa). Para isto, existem os grupos mais comuns e os mais raros.

Dentro do contexto da agricultura itinerante, por exemplo, a queima de áreas para fins de plantio ou colheita tem efeitos negativos drásticos sobre as populações de animais do solo. Além da eliminação direta de praticamente todos os animais que vivem na superfície do solo, a eliminação da serapilheira elimina a fonte de alimento e desestrutura o habitat. Dessa forma, a recolonização quando ocorre é lenta e restrita a poucos grupos (CORREIA; OLIVEIRA, 2000).

Outro fator agravante na Amazônia é o desmatamento. Esta é uma grande perturbação para a macrofauna do solo (MATHIEU et al., 2005, tradução nossa). Esse mesmo autor, ao pesquisar a recuperação de comunidade da macrofauna do solo, após desmatamento na Amazônia Oriental, concluiu que, imediatamente, após desmatamento, a comunidade de macrofauna do solo foi extremamente empobrecida e nenhum grupo parecia escapar desta mudança. Ressalta ainda que, conseqüentemente, na Amazônia o pousio poderá ser muito importante na conservação da macrofauna do solo.

3.4 Os principais grupos da macrofauna do solo usados como bioindicadores da qualidade do solo

Coleoptera é considerada uma ordem megadiversa (OVERAL, 2001), correspondendo a 40% de toda riqueza conhecida para a classe Insecta (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2005, tradução nossa). Os representantes desse grupo são extremamente importantes aos ecossistemas terrestres devido aos diferentes tipos de hábitos apresentados pelos indivíduos, muitas vezes intimamente relacionados com a flora terrestre, bem como, com a macrofauna. Além disto, representam um grupo de organismos essenciais aos ambientes pouco explorados, como os edáfico-florestal, desempenhando fundamental papel na camada superficial do solo (RODRIGUES, 1992).

Muitas famílias de Coleoptera são altamente especializadas no nicho ecológico que ocupam. Em ecossistemas florestais, os besouros envolvidos no processo de ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes, poderão ser utilizados na avaliação dos efeitos de distúrbio florestal. Como esses animais possuem vários tipos alimentares e diferentes habitats na floresta, citam-se como bons indicadores e como um integrante importante na recuperação do solo. Além disso, promovem a remoção da matéria orgânica no ciclo de nutrientes, aumentando a aeração do solo e prolongando a sua capacidade produtiva (MILHOMEM; MELLO; DINIZ, 2003). São importantes em estudos de fragmentos vegetais, pois se alimentam de fezes e carcaças oriundas dos vertebrados, que também são muito afetados neste processo (THOMANZINI; THOMANZINI, 2000).

Alguns besouros (família Carabidae) são sensíveis indicadores de temperatura e umidade, além de serem indicadores da ecologia de campos aráveis, caracterizando esses ambientes através da homogeneização das estruturas de suas comunidades. Devido à sensibilidade as mudanças antrópicas, os besouros dessa família ainda são considerados indicadores do impacto de cultivos, sendo negativamente afetados pela agricultura intensiva, controle mecanizado de ervas daninhas e pelo fogo (STORK; EGGLETON, 1992, tradução nossa).

As espécies da família Cantharidae (Coleoptera) poderão ser encontradas se alimentando de flores ou da vegetação de um modo geral, no entanto, apresentam hábitos predadores nos estágios imaturos, tendo principais presas outras espécies de insetos (BORROR; DELONG, 1988; LAWRENCE; BRITTON, 1991, tradução nossa). De acordo com Lewinsohn, Freitas e Prado (2005, tradução nossa), algumas espécies de herbívoros

restritas a alguns habitats específicos dentro de ambientes florestados são espécies especialistas. Segundo este autor, a família Cantharidae seria um desses grupos.

Formicidae são o grupo taxonômico dominante na maioria dos ecossistemas, estando presentes nos mais diferentes habitats. Sua riqueza de espécies está correlacionada com o tipo e a variedade da vegetação, sendo que o aumento na complexidade da vegetação garantirá aumento na sua diversidade (SOARES; GOMES; SANTOS, 2001; SOUZA et al., 1998). A estrutura das comunidades das formigas é fundamental em estudo de impacto ambiental, pois estas mantêm e restauram a qualidade do solo. Operam na redistribuição das partículas, dos nutrientes e da matéria orgânica, melhoram a infiltração de água no solo pelo aumento da porosidade e a aeração. Esses insetos são fundamentais no estudo de áreas degradadas, em estágio de regeneração ou em áreas florestais com diferentes usos do solo. Em virtude de sua presença em todos os estratos da vegetação (abundância e riqueza), elas permitirão a avaliação de alterações ambientais indicando o estado de conservação ou de degradação (BRUYN, 1999, tradução nossa). Como, por exemplo, a facilidade de encontrar esse animal e seus diversos nichos ecológicos que servem de abrigo, alimentação e reprodução.

Essas formigas ainda respondem a perturbações de áreas que sofreram queimadas. Apesar de suportarem mais os efeitos do fogo, Araújo e Della-Lucia (2003, grifo nosso), observaram que as espécies de *Acromyrmex* não resistem às queimadas não controladas, devido à alta mortalidade de suas colônias em áreas de reflorestamento. Além disso, a ocorrência ampla, associada à variedade de hábitos alimentares, confere a esses organismos o potencial de atuar como eficientes polinizadores, dispersores de sementes, detritívoros e predadores, participando ativamente do equilíbrio dinâmico de ecossistemas (SILVA et al., 2006).

Quantos aos Formicidae devido à forma com que colonizam o meio terrestre, aproveitando todos os nichos oferecidos, esse grupo alcançou enorme sucesso adaptativo (CUEZZO, 1998), estando entre os organismos dominantes nos ecossistemas terrestres, exercendo importantes papéis ecológicos (HOLLOBLER; WILSON, 1990) e correspondendo ao mais numeroso grupo de artrópodes nas florestas tropicais (DAVIDSON, 1997, tradução nossa). Para Cuezco (1998), Formicidae assumem importante papel nas cadeias tróficas como consumidores primários e secundários, além de serem utilizados como alimento por outros consumidores. Grupos como Acari, Collembola, Coleoptera, Diptera e outros Hymenoptera possuem alta associação com espécies de formiga. Esse grupo possui grande potencial para a seleção de áreas prioritárias para a conservação (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005, tradução nossa). O estabelecimento de áreas prioritárias

fundamentou-se, então, e exclusivamente, em informações sobre os grupos mais bem conhecidos.

A ordem Isoptera configura-se como um grupo de grande importância por contribuir efetivamente na decomposição da matéria vegetal morta auxiliando na ciclagem de nutrientes nos ambientes naturais. No entanto, em determinados casos assume importância econômica devido aos danos causados a estruturas ou materiais produzidos ou utilizados pelo homem (BORROR; DELONG, 1988; WATSON; GAY, 1991, tradução nossa). As informações existentes sobre este grupo fazem do mesmo excelente grupo para o monitoramento de determinados habitats (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005, tradução nossa). Estes respondem pronta e permanentemente ao estresse do solo.

As aranhas são numericamente abundantes e representadas por um grande número de espécies em diferentes habitats (SILVA; CODDINGTON, 1996, tradução nossa), integrando os mais importantes e abundantes predadores da macrofauna em ecossistemas terrestres (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979; WISE, 1993, tradução nossa). Apesar da alta diversidade encontrada nos mais variados habitats das regiões neotropicais, este táxon ainda é pouco conhecido. Os inventários realizados na América do Sul têm gerado informações muito importantes para o gerenciamento ambiental de muitas áreas (BRESCOVIT et al., 2002, tradução nossa), revelando a importância do grupo para tomada de decisões relacionada a conservação de inúmeros ecossistemas (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005, tradução nossa).

Orthoptera apresentam uma variedade de espécies, algumas delas bastante comuns e bem conhecidas, com hábitos bastante diversos, alimentando-se de plantas, algumas predadoras e poucas escavadoras (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2005, tradução nossa). Correspondem a um componente notável e característico da fauna de inúmeros habitats e são com frequência muito abundantes (RENTZ, 1991, tradução nossa).

A ordem Hemiptera compreende espécies com uma variedade de características comportamentais que possibilita serem representantes do grupo encontrados em inúmeros habitats. Os hábitos fitófago e terrestre são achados na maioria das espécies, no entanto, a subordem Heteroptera possui muitas espécies carnívoras e aquáticas. Dentre os insetos fitófagos, Hemiptera é o grupo que apresenta alta especificidade em relação às plantas hospedeiras (CARVER et al., 1991, tradução nossa), o que torna necessário o empenho para a manutenção do ambiente onde as plantas hospedeiras são encontradas, uma vez que suas espécies dependem exclusivamente de algumas espécies vegetais.

A ordem Lepidoptera compõe-se de espécies importantes economicamente, pois nos

estágios imaturos apresentam hábitos fitófagos e muitas são sérias pragas de plantas cultivadas (BORROR; DELONG, 1988). No entanto, algumas espécies de Lepidoptera parasíticas assumem importante papel no controle de pragas prejudiciais ao homem (NIELSEN; COMMOM, 1991, tradução nossa). Segundo Lewinsohn, Freitas e Prado (2005, tradução nossa), essa ordem possui o maior número de espécies ameaçadas de extinção, cerca de 60, e, portanto, é um grupo colocado com grande prioridade nas tomadas de decisões sobre a conservação de habitats que abriguem uma alta riqueza do grupo. No entanto, esse maior número de espécies reconhecidamente ameaçadas poderá ser devido ao fato de que esse grupo é um dos mais estudados e conseqüentemente com dados mais confiáveis sobre a perda de sua biodiversidade (OVERAL, 2001).

Isopoda possuem comportamento críptico, vivendo sob rochas, em cascas de árvores e no húmus de folhas, tendo, portanto uma forte dependência de ambientes úmidos e com grande quantidade de matéria orgânica. Possuem grande importância, pois se alimentam de matéria vegetal em decomposição (RUPPERT; BARNES, 1996). O hábito detritívoro tem uma influência significativa sobre os processos do ecossistema e interações tróficas com outros grupos (BOLGER et al., 2000, tradução nossa). As espécies deste grupo poderão estar distribuídas em áreas florestas próximas de onde tenha havido atividade antrópica (MAERZ et al., 2005, tradução nossa), o que revela seu potencial como indicador de integridade ecológica.

As minhocas, durante a construção de suas galerias, ingerem grande quantidade de solo que, misturada às excretas do animal e a um muco com alta relação C: N, formará as chamadas “dejeções”. Estas podem ser depositadas na superfície do solo ou utilizadas para a formação das paredes das galerias. O excesso de nitrogênio é, então, excretado através da urina na forma de amônia e mistura-se ao solo podendo ser incorporado às dejeções (LAVELLE et al., 1994, tradução nossa). Essas galerias tornam-se uma forma importante para a transferência de matéria orgânica a várias profundidades do solo (JÉGOU et al., 1998, tradução nossa). Por sua vez, o aumento de nitrogênio em sua forma mineral nos solos, influenciado pela atividade das minhocas, poderá ser resultado direto da excreção de proteínas, amônia e uréia ou ainda resultado de alterações similares às observadas anteriormente na atividade microbiana do solo (HELLING; LARINK, 1998, tradução nossa). As minhocas também atuam efetivamente sobre os solos, promovendo alterações em sua macroestrutura. Seus túneis ou galerias podem atuar facilitando o fluxo de água, oxigênio e outros gases (LAVELLE et al., 1992, tradução nossa).

Destaca-se ainda a presença de predadores da fauna decompositora, como aranhas,

pseudoescorpiões e lacraias que têm função regulatória nas populações de outros animais, alterando as taxas e padrões do processo de decomposição. Os predadores têm sido descritos como mediadores da coexistência em ambientes como o solo, atuando de forma a reduzir a competição, favorecendo o estabelecimento de um sistema altamente heterogêneo e diverso (COSTA, 2004).

Apesar da importância da macrofauna edáfica para o funcionamento dos ecossistemas, poucos estudos têm sido realizados para avaliar os efeitos das práticas de manejos sobre esses organismos, já que a maioria dos trabalhos, que envolvem a biologia do solo, tem dedicado atenção à microflora e microfauna. Os organismos da meso e macrofauna respondem às diversas intervenções antrópicas realizadas no meio ambiente. Portanto, a densidade e diversidade desses organismos, assim como a presença de determinados grupos específicos em um sistema, poderão ser usadas como indicadores da qualidade dos solos (SILVA et al., 2006).

São poucos trabalhos a respeito da macrofauna, bem como das respostas a interferências antrópicas, e tais estudos estão concentrados em determinadas regiões, particularmente as temperadas. O número de trabalhos sobre a fauna do solo em regiões tropicais, apesar de crescentes, está ainda muito aquém do necessário. No Brasil, o número de trabalhos é irrelevante em relação à área e diversidade de ecossistemas no país. No entanto, tem havido relativamente poucas estudos sobre a importância de indicadores biológicos de qualidade do solo para pequenos produtores agricultores.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. C. F.; MOURA, E. G.; SILVA, A. C. Interpretação dos indicadores químicos em solos submetido a processos cíclicos de oxi-redução. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29. 2003, Ribeirão Preto, SP. **Anais...** Ribeirão Preto, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. (CD-ROM).

ALVARENGA, M. I. N.; DAVIDE, A. C. Características físicas e químicas de um latossolo vermelho-escuro e a sustentabilidade de agrossistemas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Paulo, v. 23, p. 933-942, 1999.

ALVES, M. C. Recuperação dos solos degradados pela agricultura. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA AGRICULTURA, 5., Campinas, SP, 2006. **Anais...** Campinas, SP: Instituto Agrônômico, 2006.

ANDERSON, J. M. Invertebrate-mediated transport process in soils. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 25, p. 5-14, 1988.

AQUINO, A. M. de.; CORREIA, M. E. F. **Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2005. (Documentos; 201).

_____; _____; ALVES, M. V. Diversidade da macrofauna edáfica no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S. (Org.). **Diversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 143-170

_____ et al. FAO production yearbook. **Biodiversidade**, p. 166, 2004.

ARAÚJO, M. S.; DELLA-LUCIA, T. M. C. O fogo como agente de distúrbio em comunidade de formigas. In: SIMPÓSIO DE MIRMECOLOGIA, 16., 2003, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, 2003. p. 126-130

ASSAD, M. L. L. Fauna do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, 1997. p. 363-443.

BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, 64, p. 269–285. 2007.

_____ et al. Indicators of soil quality: a South–South development of a methodological guide

- for linking local and technical knowledge. **Geoderma**, v. 135, p. 248–259, 2006.
- BERTOL, I. et al. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 337-345, 2004.
- BIRMINGHAM, D. M. Local knowledge of soils: the case of contrast in Côte d'Ivoire. **Geoderma**, v. 111, p. 481–502, 2003.
- BLACK, H.; OKWAKOL, M. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of termites. **Applied Soil Ecology**, v. 6, p. 37–53, 1997.
- BOLGER, D. T. et al. Arthropods in urban habitat fragments in Southern California: area, age, and edge effects. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1230-1248, 2000.
- BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos**. [S. l.]: Edgar Blucher, 1988.
- BRESCOVIT, A. D. et al. (Ed.). **Amazonian arachnida and myriapoda**. Pensoft: Publishers, 2002.
- BRONDÍZIO, E. S. et al. Land use change in the Amazon estuary: patterns of caboclo settlement and landscape management. **Human Ecology**, v. 22, n. 3, p. 249-278, 1994.
- BRUYN, L. A. L. de. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 425-441, 1999.
- CAMPOS, B. C. et al. Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 19, n. 1, p. 121-126, 1995.
- CANTO, A. Alterações da mesofauna do solo causadas pelo uso de cobertura com plantas leguminosas na Amazônia central. **Série Ciências Agrárias**, Manaus, n. 4/5, v. 1, p. 79-94, 2000.
- CARDOSO, E. J. B. N. Ecologia microbiana do solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas, SP: SBCS, 1992. cap. 3. p. 33-39.

CARVER, M. et al. Hemiptera. **The insects of Australia**. 2. ed. Austrália: Melbourne University Press, 1991. p. 429-509. v. 2.

CONCEIÇÃO, P. C. et al. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. de. **Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2000. (Documentos; 112).

_____; PINHEIRO, L. B. A. **Monitoramento da fauna de solo sob diferentes coberturas vegetais em um sistema integrado de produção agroecológica, Seropédica, (RJ)**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 1999.

COSTA, F. S. et al. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetada pelos sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 527-535, 2003.

COSTA, P. **Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo**. Boa Vista: EMBRAPA, 2004. (Documentos; 2).

CRAGG, R. G.; BARDGETT, R. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 2073-2081, 2001.

CRUZ, A.C. R. et al. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 1105-1112, 2003.

CUEZZO, F. Formicidae. In: MORRONE, J. J.; COSCARÓN, S. (Eds.). **Biodiversidade de artrópodos argentinos**. La Plata: Ediciones SUR, 1998. p. 452-462.

DAVIDSON, D. W. The role of resource imbalances in the evolutionary ecology of tropical arboreal ants. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 61, p. 153-181, 1997.

DECÄENS, T. et al. **Impacto del uso de la tierra en la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia**. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 2003. p. 21-45. (Publicación CIAT; 336).

DENICH, M. et al. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastem Amazon, Brasil. **Agriculture Ecosystem and Environment**, v. 110, p. 43-58, 2005.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of American, 1994. p. 3-21.

_____.; ZEISS, M. R. Soil health and sustaintability: managing the biotic compont of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 15, p. 3-11. 2000.

DUCATTI, F. **Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da mata atlântica**. Piracicaba, SP: [s. n.], 2002.

EGGLETON, P. et al. **Assemblages of soil across a scottish**. [S. l.: s. n.], 2005.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 1999.

GAMA, M. A. P. **Dinâmica do fósforo em solo submetido a sistema de preparo alternativo ao corte e queima no nordeste paraense**. 2002. 96f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

GIRACCA, E. M. N. et al. Levantamento da meso e macrofauna do solo na microbacia do Arroio Lino, Agudo/RS. **Revista Brasileira Agrocência**, Rio Grande do Sul, v. 9, n. 3, p. 257-261. 2003.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; BENEDETTI, V. Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Eds.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba, SP: IPEF, 2000. cap 1, 1-57.

HELLING, B.; LARINK, O. Contribution of earthworms to nitrogen turnover in agricultural soils treated with different mineral N-fertilizers. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 319-325, 1998.

HOLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Belknap; Harvard University press, 1990.

JAKOBSEN, J. The role of NTFPs in a shifting cultivation system in transition: a village case study from the uplands of North Central Vietnam. **Danish Journal of Geography**, v. 106, n. 2, p. 103-114, 2006.

JÉGOU, D. Rôle fonctionnel de quatre espèces lombriciennes dans la structuration du sol et dans les transferts de C. **Thèse de l'université de Rennes**, v. 1, p. 155, 1998.

JONES, D. T. et al. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 2, p. 380-391, 2003.

KETTERINGS, Q. M. et al. Farmers' perspectives on slash-and-burn as a land clearing method for small-scale rubber producers in Sepunggur, Jambi Province, Sumatra, Indonésia. **Forest Ecology and Management**, v. 120, p. 157-169, 1999.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W. et al. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America Special Publication, 1994. p. 37-51.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, Paris, v. 33, p. 3-16. 1996.

_____; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Norwell MA: Kluwer Academy Publishers, 2001.

_____ et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **Eur. J. Soil Biol.** 42: 3-15. 2006.

_____ et al. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: _____. **Myths and science of soils of the tropics**. Winsconsin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1992. p. 157-185.

LAWRENCE, D.; et al. Untangling a decline in tropical forest resilience: constraints on the sustainability of shifting cultivation across the globe. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 21-30, 2010.

LAWRENCE, J. F.; BRITTON, E. B. Coleoptera. In: _____. **The insects of Australia**. Australia: Melbourne University Press, 1991. p. 543-683.

LEITE, L. F. C et al. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de**

Ciência do Solo, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 821- 832, set./out. 2003.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 640-645, 2005.

_____; PRADO, P. I. K. L.; ALMEIDA, A. M. Inventários bióticos centrados em recursos: insetos fitófagos e plantas hospedeiras. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Org.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Rio de Janeiro: Vozes, 2001. p. 174-189.

MAERZ, J. C. et al. Introduced invertebrates are importante prey for a generalist predator. **Diversity and Distributions**, v. 11, p. 83–90, 2005.

MAIRURA, F.S. et al. Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya. **Geoderma**, v. 139, p. 134–143. 2007.

MATHIEU, J et al. Recovery of soil macrofauna communities after forest clearance in Eastern Amazonia, Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, p. 1598-1605, 2005.

MEGGERS, B. J. **Amazônia: a ilusão de um paraíso**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1977.

MILHOMEM, M. S.; MELLO, F. Z. V. de.; DINIZ, I. R. Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 11, p. 1249-1256, 2003.

MOURA, E. G. Agroambientes de transição avaliados numa perspectiva da agricultura familiar. In: MOURA, E.G., (Org.). **Agroambientes de transição entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil: atributos; alternativas; uso na produção familiar**. 2. ed. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão, 2006. p. 15-51.

_____ et al. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. **Soil Use and Management**, p. 1, 2009.

_____ et al. Avaliação de um sistema de cultivo em aléias em um argissolo franco-arenoso da região amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, jul./ago. 2008.

MURAGE, E. W. et al. Diagnostic indicators of soil quality in productive and non-productive smallholders' fields of Kenya's Central Highlands. **Agriculture, Ecosystems and**

Environment, v. 79, p. 1–8, 2000.

NASCIMENTO, P. C. do; GIASSON, E.; INDA JR., A. V. Aptidão de uso dos solos e meio ambiente. In: AZEVEDO, A. C. de.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. de A. (Org.). **fórum solos e ambiente**. Santa Maria, SC: [s. n.], 2004. p. 41-57.

NGUYEN DAI TRUNG, Verdoodt, A. et al. Evaluating ethnopedological knowledge systems for classifying soil quality: a case study in Bo Hamlet with muong people of Northern Vietnam. **Geographical Research**, v. 46, p. 27–38, 2008.

NIELSEN, E. S.; COMMON, I. F. B. Lepidoptera. In: NAUMANN, I. D. et al. **The insects of Australia**. 2. ed. Australia: Melbourne University Press, 1991. p. 817-915.

OVERAL, W. L. O peso dos invertebrados na balança de conservação biológica na Amazônia. In: CAPOBIANCO, J. P. R. et al. (Org.). **Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto socioambiental: estação liberdade, 2001. p. 50-59.

PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M. Saving slash-and-burn to save biodiversity. **Biotropica**, v. 42, n. 5, p. 550-552, 1 set. 2010. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x/pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

PALM, C. A.; SWIFT, M. J.; WOOMER, P. L. Soil biological dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agric Ecosys. Envi.**, v. 58, p. 61-74. 1996.

PAOLETTI, M. G. et al. Invertebrates as bioindicators of soil use. In: CROSSLEY JR., D. A. et al. (Eds.). **Modern techniques in soil ecology**. Nueva York: Elsevier, 1991. p. 341 -362.

PINHEIRO, L. B. A.; SANTOS, G. de A.; GARAY, I. E. Efeito da queima da palhada da cana-de-açúcar na população de macroartrópodos edáficos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 1996, Águas de Lindóia, SP. **Resumos**. Águas de Lindóia, SP: USP; SLCS; SBCS, 1996.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ci. Amb.**, v. 27, p. 29-48, 2003.

RENTZ, D. C. F. Orthoptera. In: NAUMANN, I. D. et al. **The insects of Australia**. 2. ed. [S. l.]: Melbourne University Press, 1991. p. 369-393. v. 2.

- RODRIGUES, J. M. G. Abundância e distribuição vertical de coleópteros do solo em capoeira de Terra Firme, na região de Manaus – AM, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 22, n. 3, p. 323-333, 1992.
- ROSSI, J. P. Y.; BLANCHART, E. Seasonal and land-use induced variations of soil macrofauna composition in the Western Ghats, southern India. **Soil Biol. Biochem.**, v. 37, p. 1093–1104, 2005.
- ROUSSEAU, G. X., SILVA, P. R. S.; CARVALHO, C. J. R. de. Earthworms and arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Amazon. **Acta Zoologica Mexicana**, n. 2, p. 117-134, 2010.
- RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos invertebrados**. 6. ed. São Paulo: Roca, 1996.
- SAÏDOU, A. et al. Earthworm activities in cassava and egusi melon fields in the transitional zone of Benin: linking farmers' perceptions with field studies. **Wageningen Journal of Life Sciences**, v. 56, p. 123–135, 2008.
- SANTOS, J. C. P. et al. Macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em sistema de plantio direto e convencional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 10., Recife, 2005. **Anais...** Recife, 2005. (CD ROM).
- SILVA, A. J. N. da; CABEDA, S. V.; LIMA, F. W. F. Efeito de sistemas de uso e manejo nas propriedades físico-hídricas de um Argissolo Amarelo de tabuleiro costeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG., v. 29, n. 6, p. 833-842, 2005.
- SILVA, D.; CODDINGTON, J. A. Spider of Paktiza (Madre de Dios, Peru): richness and notes on community structure. In: WILSON, D. E.; SANDOVAL, A. (Eds.). **Manu: the biodiversity of Southeastern Peru**. Washington, D. C.: Smitsonian Institution, 1996. p. 253-311.
- SILVA, R. F. da. **Roça caiçara**: dinâmica de nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura. 1998. 165f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 1998.
- _____. et al. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 4, p. 697-704, abr. 2006.

SNYDER, B. A.; HENDRIX, P. F. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes and isopods). **Ecological Restoration. Rest. Ecol.**, v. 16, p. 629-636, 2008.

SOARES, I. M. F.; GOMES, D. S.; SANTOS, A. A. dos. Influência da composição florística na diversidade de formigas (*Hymenoptera: Formicidae*) na Serra da Jibóia-BA. In: ENCONTRO DE MIRMECOLOGIA, 15., 2001, Londrina. **Resumos**. Londrina: IAPAR, 2001. p. 31-332.

SOUZA, D. M. et al. Fauna de formigas (*Hymenoptera: Formicidae*) do Parque Estadual do Ibitipoca, MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 17., 1998, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro, 1998.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Soil and Plant. Science**, v. 49, p. 1-24. 1999.

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, p. 38-47, 1992.

STRECK, C. A. et al. Relações dos parâmetros para algumas propriedades físicas de solos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Visçosa, MG, v. 32, p. 2603-2612, 2008. (Número Especial).

SWIFT, M. J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientifics Publ, 1979.

THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A. P. B. W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: EMBRAPA, 2000. (Circular Técnica; 57).

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. **Borror and delong's introduction to the study of insects**. 7. Ed. [S. l.]: Thomson Brooks/Cole, 2005.

VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. Eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, RJ: UFRRJ, v. 4, n. 1, p. 68-80, 1997.

VELÁSQUEZ, E. V. **Biindicadores de calidad de suelo basados en las poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo.** 2004. Tesis (Doctorado em Ciências Agropecuária) - Universidade Nacional de Colombia, [S. l.], 2004.

WATSON, J. A. L.; GAY, F. J. Isoptera. In: NAUMANN, I. D. et al. **The insects of Australia.** 2. ed. [S. l.]: Melbourne University Press, 1991. p. 330-347.

WINK, C. et al. Soilborne insects as indicators of environmental quality. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.

WISE, D. H. **Spiders in ecological webs.** Cambridge: Cambridge University Press, 1993.

WOLTERS, V. Invertebrate control of soil organic matter stability. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, p. 1-19, 2000.

5 ARTIGO

**Impacto do histórico de uso na composição da macrofauna do solo em uma
cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém,
Amazônia Oriental**

Paulo Rogério dos Santos Silva¹; Guillaume Xavier Rousseau²

¹ Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Caixa Postal 3004, 65000-000 São Luis, Maranhão, Brasil. e-mail: rogeriobarrolandia@yahoo.com.br.

² Professor do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia (UEMA). e-mail: guilirous@yahoo.ca.

RESUMO

Na Amazônia Oriental, os ecossistemas naturais estão sendo destruídos em um ritmo acelerado e os remanescentes de florestas primárias continuam sendo desmatados. Há uma urgência em estudar esses fragmentos para resgatarem-se informações sobre sua biodiversidade e seus processos naturais. De fato, a integridade da biota do solo é imprescindível para manter-se a produtividade tanto dos ecossistemas naturais como dos agroecossistemas, e até hoje faltam informações básicas sobre o papel dos invertebrados do solo no fornecimento dos serviços ecológicos essenciais. Esta pesquisa visa caracterizar quatro dos principais determinantes da composição e diversidade da macrofauna do solo (uso atual do solo, microregiões, histórico de uso, frequência de fogo) no Centro de Endemismo Belém. A macrofauna foi amostrada em oito capoeiras baixas (4-7 anos), seis capoeiras médias (11-15 anos), sete capoeiras altas (20-40 anos), oito remanescentes de mata primária e três pastos. Sua composição e diversidade foram estudadas através de Análises de Componentes Principais e Entre-classes. A classificação da macrofauna por grandes grupos taxonômicos se mostrou pouco sensível ao efeito da cronosequência de capoeiras e florestas, no entanto expressam comunidades significativamente distintas entre as microregiões ($R^2=26\%$) e particularmente sensíveis ao efeito do histórico de uso das parcelas ($R^2=32\%$). A abundância e a riqueza de predadores diminuíram com a intensidade do uso passado do solo. Esses resultados são cruciais para o planejamento da recuperação das funções biológicas e do potencial produtivo do solo na Amazônia Oriental. Estes resultados são essenciais para planejar as função biológica do solo e a recuperação de produtividade na Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Bioindicadores. Restauração. Intensidade do uso do solo. Análises multivariáveis.

ABSTRACT

In Eastern Amazon, native ecosystems are rapidly destroyed and remnant primary forests are further cleared. Therefore, the information about biodiversity and natural processes of these remnants need to be saved urgently. Indeed, soil biota integrity is essential to maintain the productivity of natural and agriculture ecosystems and basic informations about the role of soil invertebrates in the provision of support ecosystem services are still missing. This study evaluated four main determinants of soil macrofauna composition and diversity (present soil use, micro-regions, soil use history, fire frequency) in the Belém endemism centre. Soil macrofauna was sampled in 8 young secondary forests (SF)(4-7 y), 6 medium SF (11-15 y), 7 “old” SF (20-40 y), 8 forest remnants and 3 pastures. Its composition and diversity were analysed through Principal Component and Between-class Analyses. Present soil use (forest age/pasture) explained at best 15% of macrofauna variance (classified by large taxonomic units) however, macrofauna communities were distinct between micro-regions ($R^2=26\%$) and particularly affected by soil use history ($R^2=32\%$). Predator abundance and richness decreased with past soil use intensity. These results are essentials to plan soil biological function and productivity restoration in Eastern Amazon.

Keywords: Bioindicator. Restoration. Soil use intensity. Multivariate analyses.

INTRODUÇÃO

Na Amazônia, os ecossistemas naturais estão sendo destruídos em um ritmo acelerado e, no Leste da região (Maranhão e Pará), os remanescentes de florestas primárias estão muito reduzidos e continuam sendo desmatados (IBGE 2003; Araújo et al. 2011). No Centro de Endemismo Belém o desmatamento atinge 76% e a maioria dos remanescentes florestais são muito fragmentados e se encontram fora de unidades de conservação (Almeida e Vieira 2010). Nesse contexto, há uma urgência em estudar esses fragmentos para resgatar informações sobre sua biodiversidade e seus processos naturais. Entender o funcionamento desses sistemas poderá gerar ferramentas para garantir-se a sustentabilidade da agricultura que se estabeleceu sobre áreas semelhantes.

De fato, a integridade da biota do solo é imprescindível para manter-se a produtividade tanto dos ecossistemas naturais como dos agroecossistemas. Essa integridade é relativa no sentido que sistemas agrícolas sempre terão uma biota do solo diferente em abundância e composição do que os ecossistemas nativos dos quais eles derivam. No entanto, as funções ecológicas da biota original devem ser conservadas (Chauvel *et al.* 1999; Lavelle *et al.* 2006) e para garantir isso é preciso conhecer e acompanhar tanto os ecossistemas originais como as mudanças que acompanham a conversão do uso do solo e a restauração natural dos solos degradados pelo uso intensivo.

Há uma urgência maior ainda se considera a grande fragilidade estrutural dos solos da região (Moura *et al.* 2009), em particular, não se sabe como a composição e a diversidade de invertebrados do solo, principais engenheiros da estrutura física, afeta a restauração do solo após o uso agrícola (Lavelle *et al.* 2006). Também, há uma escassez

de informação sobre o papel dos invertebrados da serrapilheira na decomposição e na ciclagem dos nutrientes (Bardgett et al. 2001). Em resumo: faltam informações essenciais sobre o papel dos invertebrados do solo no fornecimento dos serviços ecológicos essenciais como a produção de solo, a ciclagem dos nutrientes e a produção vegetal (Mea 2005; Rousseau *et al.* 2012). Por outro lado existe um potencial muito grande de conservação da qualidade e biodiversidade do solo no mosaico criado na paisagem pela agricultura familiar de corte-queima, considerando-se que capoeiras antigas sejam preservadas (Mathieu *et al.* 2005; Rousseau *et al.* 2010).

Para permitir o uso produtivo das áreas desmatadas e reduzir a pressão sobre os remanescentes florestais e as copeiras antigas é imprescindível conservar e usar a macrofauna do solo de maneira a otimizar os processos de restauração da qualidade do solo e os serviços ambientais associados (Lavelle *et al.* 2006; Mcneely e Scherr 2008). Uma abordagem para entender-se o papel dos invertebrados no funcionamento do solo é identificar os grupos-chave e determinar quais são os fatores que mais os afetam nas mudanças do uso do solo ou na regeneração natural do solo após o uso intensivo. Os fatores mais estudados, de acordo com a literatura, são a intensidade do uso do solo (Decaëns e Jiménez 2002; Mathieu et al. 2005; Moço et al. 2005; Folgarait et al. 2007; Lima et al. 2010; Rousseau et al. 2010), a duração do pousio (abandono) (Thomas et al. 2004; Mathieu et al. 2005; Skalski e Pośpiech, 2006; Rossi et al. 2010), o fogo (Mathieu et al. 2005; Gongalsky et al. 2012) e a restauração ativa (Pais e Varanda, 2010).

De modo geral, a maior intensidade de uso, a redução do pousio e o aumento da frequência do fogo levam a uma redução da diversidade ou abundância da maioria dos grupos da macrofauna. No entanto, os efeitos variarão de acordo com os grupos estudados e a recuperação poderá ser praticamente total no caso das minhocas

em pastos (Decaëns e Jimenez 2002) ou da maioria dos grupos da macrofauna em pousios de 7 anos após um único ciclo de corte-queima na Amazônia Oriental (Mathieu et al. 2005).

Adicionalmente, foi verificado que o mosaico dos usos do solo que resulta da agricultura itinerante poderá hospedar altos níveis de biodiversidade dos invertebrados do solo e que tecnologias emergentes como o corte-trituração (Rousseau et al. 2010) ou sistemas agroflorestais (Barrios et al. 2005; Piedade et al. 2012; Rousseau et al. 2012) têm grande potencial para a conservação dessa biodiversidade. No entanto, os resultados disponíveis permanecem escassos e pontuais, o que não permitirá a formulação de modelos teóricos consolidados para explicar os efeitos das mudanças dos usos do solo. Além disso, a imensa variabilidade dos solos requer dados locais para adaptar os modelos teóricos a cada tipo de solo (Wardle 2006).

Para ampliar o conhecimento sobre a ecologia do solo e os efeitos das mudanças de uso do solo no Leste da Amazônia, este estudo objetiva a caracterização dos principais determinantes da composição e da diversidade dos grandes taxa de macrofauna do solo (uso atual do solo, micro-regiões, histórico de uso, frequência de fogo) em uma cronosequência de capoeiras e florestas no Centro de Endemismo Belém.

MATERIAL E MÉTODOS

Desenho experimental e local de estudo

As amostras foram coletadas entre os meses de maio a julho de 2011 e foram amostradas oito capoeiras baixas (4-7 anos), seis capoeiras medias (11-15 anos), sete capoeiras altas (20-40 anos), oito remanescentes de mata primária e três pastos na Amazônia Oriental. Cada área de estudo foi georeferenciada e foram instaladas parcelas circulares de 50 m de diâmetro divididas em 4 sub-parcelas. As parcelas estudadas foram agrupadas em “núcleos” ou micro-regiões dentro do Centro de Endemismo Belém. O núcleo 1: Reserva Biológica do Gurupi e assentamentos vizinhos (Itinga do Maranhão - MA); núcleo 2: São Luís - MA; núcleo 3: Alcântara - MA (Ilha do Livramento); núcleo 4: Tomé-Açu - PA; núcleo 5: Igarapé-Açu - PA (Tabela 1). Todas as áreas, exceto São Luís, estão na eco-região denominada Centro de Endemismo Belém com clima tropical chuvoso (zona climática A) e duas formações sedimentares Barreira e Itapicuru. O solo predominante na região é o Latossolo amarelo (Almeida e Vieira 2010).

Amostragem da macrofauna

A macrofauna foi amostrada de acordo com o método TSBF (Anderson e Ingram, 1993) modificado. Cinco monólitos de solo de 25x25x10 cm foram amostrados por parcela, no centro e a 20 m nas 4 direções (em cruz). Para cada monólito a serapilheira e o solo foram amostrados separadamente e os invertebrados imediatamente

extraídos manualmente e conservados em álcool 70%. Depois de no máximo 24 h, as minhocas foram transferidas para o formol 4% onde permaneceram 1 mês mínimo antes da substituição do formol pelo álcool 70%. A macrofauna foi contada e classificada em nível de grandes grupos taxonômicos (Lavelle *et al.* 2003).

Análises estatísticas

As análises de abundância e diversidade (riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, equitatividade de Pielou) da macrofauna do solo procederam em três etapas: 1) análise de componentes principais (ACP) para estudar as correlações entre os grupos encontrados e ter uma visão geral da distribuição das parcelas em função da abundância dos grupos; 2) ACP entreclasses (ACP-C) para medir e testar (por permutações) o efeito dos fatores do estudo (uso atual do solo, microregiões, histórico de uso, frequência de fogo) sobre a composição e diversidade da macrofauna (Chessel *et al.* 2004) (Tabela 1); 3) teste por permutações do efeito dos fatores sobre cada grupo de macrofauna individualmente (Tabela 2). A idade, o histórico de uso e a frequência de fogo foram estimados a partir de entrevistas com os proprietários ou os gestores da Reserva do Gurupi. A frequência de fogo foi estimada de acordo com uma escala de 0 a 3: 0- sem registro ou evidência de fogo; 1- frequência baixa (fogo ocasional); 2- frequência média (queima regular para agricultura); 3- frequência alta (queima anual durante o período de uso) (Tabela 1). Todas as análises foram realizadas com o programa livre (R Development Core Team 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 9225 indivíduos foram coletados nas 32 parcelas amostradas. Deste total, 29 grupos de macroinvertebrados foram identificados; os grupos dominantes foram os Isoptera (41%), os Formicidae (30%) e Oligochaeta (14%). Os Coleoptera (3,5%), Chilopoda (2,1%), Diplopoda (1,8%) e Aranae (1,7%) apresentaram abundância intermediária enquanto os demais grupos apresentam abundância baixa (<1%). As médias para cada grupo e as estatísticas básicas da comunidade (densidade, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou) estão apresentadas na Tabela 2. A variabilidade entre as parcelas foi alta (409-5232 ind.m⁻², desvio padrão=1088), portanto a comunidade foi estudada através de ACP e ACP-C.

Análise de componentes principais

Os quatro primeiros componentes principais (CP) explicaram 47,8% da variância total da comunidade de macrofauna do solo com 15,8% no CP1, 12,8% no CP2, 10,4% no CP3 e 8,8% no CP4. O CP1 representa um gradiente de abundância da maioria dos grupos sendo Invertebrados Indeterminados, Pseudoscorpiones, Opilionidae, Blattodea, Symphyla e Aranae os mais correlacionados com o CP1. O CP2 representa um gradiente de abundância dos Hymenoptera (exceto Formicidae), Larvas Indeterminadas e Isoptera (Figura 1). O CP3 representa principalmente um gradiente de Oligochaeta, Isoptera e Isopoda opostos aos Aranae, Coleoptera, Schizomida e Ixodida, enquanto o CP4 representa um gradiente de Neuroptera, e Diplura opostos aos Formicidae, Gastropoda e Schizomida. A maioria das parcelas estão claramente

separadas ao longo dos CP, porém agrupamentos se destacam e serão detalhados através das ACP-C.

Análises entreclasses

A *frequência de fogo* explicou 12,1% da variância da comunidade de macrofauna mas, o efeito não foi significativo ($P=0,12$ todos os sítios).

O *uso atual do solo* (classes de idade e pastos) explicou 15% da variância da comunidade de macrofauna, mas o efeito não foi significativo ($P=0,16$) quando analisado com todos os sítios. No entanto, os Oligochaeta, larvas Coleoptera, Chilopoda, Pseudoscorpionida e larvas indeterminadas foram significativamente diferentes entre os usos ($P<0,1$). O uso atual do solo explicou 19,5% da variância da densidade (D total), riqueza (S total), diversidade de Shannon-Wiener (H total) e equitatividade de Pielou (H' total) da macrofauna, mas o efeito não foi significativo ($P=0,13$).

Quando analisadas por núcleo, as classes de idade explicaram de 10 a 15% da variância e seu efeito foi significativo para 4 núcleos ($P<0,05$; São Luís $P=0,14$). Dentro do núcleo Gurupi ($R^2=10,4\%$; $P=0,0007$), as capoeiras e florestas se separaram ao longo do CP1: as capoeiras de 7 anos e as florestas foram correlacionadas positivamente com CP1, junto com os Diplopoda, Oligochaeta e Isopoda e, as capoeiras de 3 e 11 anos foram correlacionadas negativamente com CP1, junto com Schizomida, Gastropoda e Isopoda.

O CP2 separou as capoeiras das florestas, correlacionadas positivamente com esse eixo junto com os Oligochaeta, Formicidae, Dermaptera e Larvas de Diptera

(Figura 2). No núcleo do Livramento ($R^2=14,8\%$; $P=0,01$), o CP1 separou as capoeiras altas (CA) e as florestas (F) das capoeiras médias (CM) e baixas (CB) que ficaram agrupadas. As CA se correlacionaram positivamente com CP1 junto com os Oligochaeta, Larvas Indeterminadas, Dermaptera e Homoptera enquanto as CM e CB se correlacionaram negativamente com CP1 junto com os Opilionidae, Indeterminados, Diplura e Neuroptera.

As florestas se separaram das capoeiras ao longo de CP2, positivamente correlacionadas com esse eixo junto aos Formicidae, Symphyla e Hemiptera principalmente (Figura 3). No núcleo de Tomé-Açu ($R^2=10,8\%$; $P=0,0003$), o CP1 separou as florestas, as capoeiras altas e as capoeiras médias. As F e as CA foram positivamente correlacionadas com CP1, junto com os Coleoptera, Chilopoda e Larvas indeterminadas. As CA se separaram das outras classes ao longo do CP2 e se correlacionaram positivamente com esse eixo junto com os Neuroptera, Diplopoda e Hymenoptera principalmente (Figura 4). No núcleo de Igarapé-Açu ($R^2=11\%$; $P=0,0001$), o CP1 separou as CA das CM e CB. As CA foram positivamente correlacionadas com o CP1 junto com os Isoptera, Indeterminados, Formicidae e Diplopoda principalmente.

O CP2 separou as CM e CB, as CM sendo positivamente correlacionadas com o eixo junto com os Coleoptera adultos, Oligochaeta, Larvas de Diptera e Orthoptera, enquanto as CB foram negativamente correlacionadas com o eixo junto com os Isopoda, Symphyla, Chilopoda, Formigas e Larvas Indeterminadas (Figura 5). Os grupos mais sensíveis a idade da capoeira nos núcleos foram os Diplopoda (Gurupi, São Luís, Igarapé-Açu), Oligochaeta (Gurupi, Livramento, São Luís, Igarapé-Açu), Isopoda (Gurupi, Tomé-Açu, Igarapé-Açu), Formicidae (Gurupi, Livramento, Igarapé-Açu),

Larvas indeterminadas (Livramento, São Luís, Tomé-Açu) e Dermaptera (Livramento, Igarapé-Açu).

Os Diplopoda, Oligochaeta, Isopoda, Formicidae e Dermaptera foram associados às florestas e capoeiras altas no Gurupi e Livramento enquanto os Diplopoda e Dermaptera permaneceram associados as capoeiras altas em Tomé-Açu e Igarapé-Açu. Os Oligochaeta e as Formigas foram associados às capoeiras medias e baixas em São Luís e Tomé-Açu. Os Oligochaeta foram associados às capoeiras médias também em Igarapé-Açu. Os Isopoda foram associados às capoeiras médias e baixas em Tomé-Açu e Igarapé-Açu.

As *microregiões* explicaram 26% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0001$). Igarapé-Açu (IA) e a Ilha do Livramento (Li) se separaram das demais regiões no CP1. Os invertebrados indeterminados, Symphyla, Larvas de díptera, Larvas indeterminadas e Coleoptera (adultos) correlacionaram-se positivamente com CP1 e IA, enquanto os Orthoptera, Hemiptera, Neuroptera e Diplopoda correlacionaram-se com Gurupi (Gu), São Luís (SL) e Tomé-Açu (TA). Gu, SL e TA se separam no CP2, Gu correlacionado positivamente com CP2 junto com Aranae, Chilopoda, Blattodea e Coleoptera (larvas) e TA correlacionado negativamente junto com Oligochaeta, Pseudoscorpionida e Isopoda (Figura 6).

O *histórico de uso* explicou 31,7% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0005$) (Tabela 1). Os Dermaptera, Blattodea e Pseudoscorpiones foram os grupos mais correlacionados com CP1 junto com as florestas (FRE) e capoeiras de restinga (CR) e “Hevea brasiliensis” (HB), enquanto os Orthoptera e Hemiptera foram negativamente correlacionados com CP2 junto com a floresta amazônica (FA), os “pastos” (P) e as florestas amazônicas degradadas (FAD). Os

Chilopoda, Aranae e Larvas de coleoptera correlacionaram-se positivamente com CP2 junto com FAD, enquanto os Oligochaetas, Isopoda e Isoptera correlacionaram-se negativamente com CP2 junto com P, as parcelas de “corte-queima” (CQ) e FA (Figura 7).

As parcelas de uso menos intenso (FRE, CR, HB) mostraram a comunidade de predadores mais abundante (Dermaptera, Pseudoscorpiones, Diplura, Opilionidae, Aranae), as parcelas FAE mostraram uma comunidade de predadores similar às FRE, CR e HB, contudo, menos abundante, as FAD mostraram uma comunidade de predadores diferenciada (Larvas de Coleoptera, Schizomida e Chilopoda) enquanto as parcelas CQ se caracterizaram por populações elevadas de Oligochaeta e Larvas Indeterminadas (algumas delas com abundância muito elevada de Isoptera e Isopoda) e as parcelas P pela abundância de Orthoptera, Hemiptera, Larvas Indeterminadas e Oligochaetas (Figura 7).

Os Coleoptera, Chilopoda e Indeterminados foram os grupos mais correlacionados com o CP3 juntos com os CQ e o HB, enquanto os Gastropodas, Formicidae, Blattodea e Larvas de Lepidoptera foram negativamente correlacionados com CP3 junto com as florestas (FAE, FA e FAD), CR, FRE e P. Os Isoptera, Larvas de Coleoptera, Gastropoda e Formicidae foram os grupos mais correlacionados com CP4, juntos com CR, HB e FAE, enquanto os Schizomida, Symphyla e Isopoda se correlacionaram negativamente com esse eixo, junto com FRE e CQ (Figura 7). Quando testado sobre os grupos predadores unicamente (Dermaptera, Chilopoda, Aranae, Opilionidae, Pseudoscorpiones, Schizomida, Neuroptera e Diplura), o histórico de uso explica 36,1% da variância ($P=0,009$). Por outro lado, o histórico de uso explicou 32% da variância da densidade, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e equitatividade de

Pielou da macrofauna, mas o efeito só foi significativo para H total e H´total ($P < 0,1$) (Tabela 2). No entanto a mesma análise restrita aos predadores revelou que o histórico de uso explica 44,4% da variância e é altamente significativo ($P = 0,003$).

A ausência de efeito do uso atual do solo poderá ser explicada pela alta variabilidade entre as microregiões e ao fato de que não foi possível, durante a coleta, encontrar todas as classes de idade dentro de cada núcleo, exceto no Livramento. O efeito significativo do uso atual dentro dos núcleos (exceto São Luís) e o maior efeito desse fator na ilha do Livramento apoiam essa hipótese. No entanto, o efeito permanece baixo (15% no Livramento) o que confirma a necessidade de serem completadas as cronosequências para conseguir-se um verdadeiro gradiente de idade das capoeiras no modelo de Davidson et al. (2007), único estudo disponível na Amazônia sobre recuperação das funções do solo (ciclagem do nitrogênio) numa cronosequência completa. Outro ponto-chave que poderá explicar o efeito moderado das classes de idade é a baixa resolução de identificação dos invertebrados do solo. Por causa da alta diversidade dos solos tropicais combinada à falta de especialistas e estudos descrevendo os invertebrados do solo em detalhe (nível de gênero ou espécies), fazem com que o nível de identificação apresentado nesse estudo seja bem aceito porque proporciona informações essenciais sobre o funcionamento do solo e está ao alcance de todos (Lavelle et al. 2003; Moço et al. 2010; Sayer et al. 2010; Rousseau et al. 2012). No entanto, Nahmani et al. (2006) já mostraram que a identificação em nível de espécie é o mais preciso para fins de bioindicação, apesar das dificuldades de identificação e do tempo requerido. Na Amazônia, a falta de especialista em geral e de taxonomista em particular permanece a principal limitação para estudos com bioindicadores e deve ser resolvido o mais breve possível para permitir o uso eficiente da imensa biodiversidade

da região.

Os grupos sensíveis à idade das capoeiras são saprófagos, com exceção dos Dermapteras (saprófagos e predadores). Foram mais abundantes nas matas e capoeiras altas em pelo menos dois núcleos. Isso sugere que a abundância desses grupos responde ao aumento da biomassa vegetal e aporte de serapilheira ao solo (Dunger et al. 2004; Hodgkinson et al. 2004; Sayer et al. 2010). O fato dos Oligochaeta, Isopoda e Formicidae não seguirem esse padrão para os núcleos de São Luís, Tomé-Açu e Igarapé-Açu poderá ser explicado pela falta de uma classe de idade. Os Oligochaeta, Isopoda e Formicidae são grupos considerados como engenheiros do ecossistema (Jouquet et al. 2006; Lavelle et al. 2006), no sentido de que eles modificam o ambiente físico dos demais habitantes do solo, e já estão sendo utilizados como indicadores da qualidade do solo.

A abundância e diversidade de minhocas são utilizadas para monitorar a qualidade do solo e o impacto de práticas agrícolas em ambientes temperados (Paoletti 1999; USDA 1999). No entanto, nos solos tropicais a identificação das espécies é muito mais complexa e a alta abundância da espécie invasora *Pontoscolex corethrurus* pode indicar uma degradação severa do solo (Chauvel et al. 1999). Em consequência disso, faz-se necessário identificar até níveis de espécies e aproveitar o potencial desses animais como indicadores. Os Isopodas, por seu papel fundamental na ciclagem dos nutrientes, estão sendo usados como indicadores de perturbação antropogênica (Buchs 2003) e sua abundância total já foi relatada como sensível a perturbação, contudo, a composição específica revelou-se um indicador mais sensível (Magrini et al. 2011). As formigas também são amplamente utilizadas como indicadores ambientais (Fernández 2003; Hernández-Ruiz e Castaño-Meneses 2006; Pais e Varanda 2010; Rousseau et al. 2010), no entanto sua abundância ou diversidade total são raramente indicadores

eficientes por causa da alta adaptabilidade das comunidades onde espécies se substituem frente às mudanças do ambiente. Conseqüentemente, a composição específica ou os grupos funcionais de formigas serão indicadores mais eficientes (Fernández 2003; Rousseau et al. 2010). A identificação das espécies desse estudo em processo atualmente ajudará a determinar a melhor forma de utilizar as formigas como bioindicadoras da restauração do solo.

Sobre os invertebrados como indicadores da qualidade do solo, não foi encontrada menção do uso dos Dermaptera, enquanto os Diplopoda foram mencionados só duas vezes, no nosso conhecimento (Rousseau et al. 2012; Dominguez e Rousseau 2011). Esses resultados confirmam a necessidade de identificar os indicadores válidos localmente (Rousseau et al. 2012).

Outro fator que poderá explicar o efeito moderado da cronosequência é o processo de “retrogressão”, no qual a sucessão vegetal para de se complexificar após algumas décadas de sucessão e poderá levar a uma redução da diversidade e da produção vegetal (Walker e Syers 1976) que se repercute sobre os invertebrados e os micro-organismos do solo (Chauvat et al. 2003). Como as cronosequências desse estudo são dominadas por capoeiras jovens e florestas antigas, esse processo natural poderá explicar similaridades inesperadas entre os extremos, principalmente para as variáveis de abundância total e diversidade.

O histórico de uso foi o fator que mais explicou a composição da macrofauna mostrando que esse efeito pode durar pelo menos duas décadas, o que foi verificado recentemente por Gomes e Luizão (2011) com os nutrientes das folhas e do solo em capoeiras da Amazônia Central. O efeito da intensificação agrícola sobre as comunidades de invertebrados do solo está bem documentado e mostra uma redução da

abundância e diversidade diretamente relacionada com o nível de intensificação (Decaënz e Jimenez 2002), no entanto o efeito do histórico de uso está pouco documentado (Foster et al. 2003; Liiri et al. 2012) ou sem documentação no caso da Amazônia.

De acordo com Foster et al. (2003) o efeito de práticas agrícola intensivas pode perdurar por séculos, enquanto Liiri et al. (2012) verificaram em microcosmos que o uso intensivo do solo afeta a provisão de serviços ambientais e que, no curto prazo, mesmo a restauração artificial de uma comunidade complexa de macrofauna não aliviará os efeitos do uso intensivo. Apesar de oriundos de ambientes muito diferentes, esses resultados apontam conclusões similares às deste estudo, o que sugere ter o efeito do histórico de uso impactos profundos e duradouros no funcionamento do solo que poderão ser determinantes para o sucesso da restauração de áreas degradadas ou da implantação de práticas agrícolas mais sustentáveis.

Os resultados disponíveis na Amazônia sobre o histórico do uso do solo são recentes e só contemplam comunidades vegetais. Eles mostram, na Amazônia Central, que o acúmulo de biomassa e a riqueza de espécies arbóreas são significativamente reduzidos em capoeiras com maior tempo de pastagem (Wandelli 2008) e que sítios cortados e sem uso subsequente são dominados por *Cecropia*, enquanto sítios cortados e usados para pasto são dominados por *Vismia* (Norden et al. 2011). Tais impactos na vegetação são muito suscetíveis de influenciar a abundância e diversidade da macrofauna através de variações na quantidade e qualidade da serapilheira depositada (Sayer et al. 2010). Dados de estrutura da vegetação (biomassa, carbono armazenado) e da serapilheira das parcelas desse estudo em fase de avaliação deveriam esclarecer essas relações.

De acordo com a Figura 7, o efeito do histórico afeta a composição da macrofauna da seguinte forma: a medida que o uso aumenta em intensidade (ao longo de CP1 e depois de CP2) a comunidade de predadores diminui em abundância e diversidade. Assim, o efeito do histórico é similar ao efeito da intensificação agrícola (Decaëns e Jimenez 2002) e confirma seu efeito profundo e duradouro sobre as comunidades de invertebrados do solo. De fato, populações de predadores abundantes e sendo diversas indicarão um fluxo normal de energia dentro das comunidades (Neutel *et al.* 2002) ou seja: o funcionamento normal do solo. Nesse nível de identificação, a comunidade dos predadores já se mostrou eficiente indicadora de alterações significativas no funcionamento do solo no trópico úmido (Dominguez e Rousseau 2011; Rousseau *et al.* 2012) e pode servir de alerta para quem monitora a qualidade do solo. A parcela de floresta primária caracteriza-se por populações baixas de predadores e conseqüentemente é a única que não segue esse padrão geral, o que poderá ser explicado pelo processo de “retrogressão” mencionado anteriormente (Walker e Syers, 1976). No entanto, uma amostragem mais intensa da região, focada principalmente no refinamento das cronosequência assim como na identificação dos invertebrados em nível de espécie será necessária para confirmar e aprofundar as conclusões desta pesquisa.

CONCLUSÕES

A classificação da Macrofauna por grandes grupos taxonômicos se mostrou pouco sensível ao efeito da cronosequência de capoeiras e florestas, no entanto, revelou comunidades significativamente distintas entre as microregiões e particularmente sensíveis ao efeito do histórico de uso das parcelas. O gradiente de intensidade de uso é o que melhor explica as mudanças na comunidade de macrofauna até o momento, com um decréscimo da abundância e riqueza de predadores com a intensidade do uso passado do solo. Mesmo com resolução taxonômica baixa é possível caracterizar-se o funcionamento das comunidades de invertebrados do solo nos principais usos do solo da Amazônia Oriental. No entanto, uma identificação mais precisa está em processo ou deverá trazer informações ecológicas mais apuradas e essenciais com vistas a orientar as medidas de conservação da Biodiversidade do solo nessa região mais degradada da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Almeida, A.S.; Vieira, I.C.G. 2010. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. *Research Experience for Undergraduates*, 36(3):95-111.
- Anderson, J.D.; Ingram, J.S.I. 1993. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods*. 2. ed. Wallingford, UK: CAB International. 171.
- Araújo, E.P. et al. 2011. Aspectos socioeconômicos e de evolução do desmatamento na Amazônia Maranhense. In: Martins, M.B.; Oliveira, T.G. (Eds). *Amazônia maranhense: diversidade e conservação*. Belém: MPEG. 35-46.
- Bardgett, R.D. et al. 2001. The influence of soil biodiversity on hydrological pathways and the transfer of materials between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 4:421-429.
- Barrios, E. et al. 2005. Fallow management for soil fertility recovery in tropical Andean agroecosystems in Colombia. *Agriculture, Ecosystemsand and Environment*, 110:29–42.
- Buchs, W. 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:35-78.
- Chauvat, M. et al. 2003. Successional changes of collembola and soil microbiota during forest succession. *Oecologia*, 137:269–276.
- Chauvel, A. et al. 1999. Pasture degradation by an Amazonian earthworm. *Nature*, 389:32-33.
- Chessel, D. et al. 2004. The ade 4 package - I: one-table methods. *News*, 4:5-10.
- Davidson, E.A. 2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultura labandonment. *Nature*, 447(21).

- Decaëns, T., Jiménez, J.J. 2002. Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. *Plant and Soil*, 240:133–143.
- Dominguez, L.S.; Rousseau, G.X. 2011. Propiedades del suelo y macrofauna en plantaciones de cacao y bosques secundarios del Sur Occidente de Guatemala. *Revista Social de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la conservación*, 15(2):270.
- Dunger, W. et al. 2004. Changes in collembolan species composition in eastern German mine sites over fifty years of primary succession. *Pedobiologia*, 48:503–517.
- Fernández, F. 2003. *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Folgarait, P.J. 2007. *Camponotus punctual* ants demography: a temporal study across land-use types and spatial scales. *Insectes Sociaux*, 54.
- Foster, D. et al. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience*, 53:77–88,
- Gomes, A.C.S.; Luizão, F. J. 2011. Leaf and soil nutrients in a chronosequence of second-growth forest in Central Amazonia: implications for restoration of abandoned lands. *Restoration Ecology*, 20:339-345.
- Gongalsky, K. B. et al. 2012. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology*, 59:73– 86.
- Hernández–Ruiz, P.; Castaño–Meneses, G. 2006. Ants (Hymenoptera: Formicidae) diversity in agricultural ecosystems at mezquital valley, Hidalgo, Mexico. *European Journal of Soil Biology*, 42:208–212.
- Hodkinson, I.D. et al. 2004. Invertebrate community assembly across proglacial chronosequences in the high Arctic. *Journal of Animal Ecology*, 73:556–568.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Geoestatísticas de recursos naturais da Amazônia legal*. Rio de Janeiro: IBGE, 2003.

- Jouquet, P. et al. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology*, 32:153–164.
- Lavelle, P. et al. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42:3-15.
- Lavelle, P. et al. 2003. Soil macrofauna. In: Schroth, G.; Sinclair, F.L. (Eds). *Trees, crops and soil fertility*. Wallingford: CABI Publishing. 303-304.
- Liiri M. et al. 2012. History of land-use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services: a microcosm study. *Applied Soil Ecology*, 55:53-61.
- Lima, S.S. et al. 2010. Relação entre a macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, 45(3):322-331.
- Magrini¹, M.J. et al. 2011. The effects of four types of anthropogenic disturbances on composition and abundance of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Zoologia*, 28(1):63–71.
- Mathieu, J. et al. 2005. Recovery of soil macrofauna communities after forest clearance in Eastern Amazonia, Brazil. *Conservation Biology*, 19:1598-1605.
- Mcneely, J.A., Scherr, S.J. 2008. Ecoagricultura: estrategias para alimentar al mundo y salvar la biodiversidad silvestre. *Inter-American Institute for Cooperation in Agriculture San Jose*, Costa Rica, 64.
- MEA. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press.
- Moço, M.K.S. et al. 2010. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 46:347–354.
- Moço, M.K.S. et al. 2005. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 29:555–564.

Moura, E.G. et al. 2009. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. *Soil Use and Management*.

Nahmania, J. 2006. Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution? *Soil Biology and Biochemistry*, 38:385–396.[

Neutel, A.M. et al. 2002. Stability in Real Food Webs: Weak Links in Long Loops. *Science*, 296:1120-1123.

Norden, N. et al. 2011. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. *Oikos*, 120:143–151.

Pais, M.P.; Varanda, E.M. 2010. Arthropod recolonization in the restoration of a semideciduous forest in southeastern Brazil. *Neotropical Entomology*, 39(2):198-206.

Paoletti, M.G. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture Ecosystem and Environment*., 74:1-18.

Piedade, A.R. et al. 2012. Comunidade de macrofauna edáfica em sistemas agroflorestais com dendê na Amazônia Brasileira. *V Seminário Científico Do Ppbio Amazônia Oriental*, Macapa.

R Development Core Team. 2009. A language and environment for statistical computing. *R foundation for statistical computing*. Vienna (<http://www.R-project.org>). Acesso em: 19/08/2012.

Rousseau, G.X. et al. 2010. Earthworms and arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Amazon. *Acta Zoologica Mexicana*, 2:117-134.

Rousseau, X.R. et al. 2012. Comunidade de macrofauna edáfica em sistemas agroflorestais com dendê na Amazônia Brasileira. *V Seminário Científico do PPBio Amazônia Oriental*. Macapa.

Sayer, C.D. et al. (2010). Long-term dynamics of submerged macrophytes and algae in a small and shallow, eutrophic lake: implications for the stability of macrophyte-dominance. *Freshwater Biology*, 55:565–583.

Skalski, T.; Póspiech, N. 2006. Beetles community structures under different reclamation practices. *European Journal of Soil Biology*, 42:316-320.

Thomas, C.D. (2004). Biodiversity conservation: uncertainty in predictions of extinction risk/Effects of changes in climate and land use/Climate change and extinction risk (reply). *Nature*, 430(6995).

USDA. United States Department Of Agriculture. 1999. Agricultural Research service. nutrient database for standard reference. *Nutrient Data Laboratory* (http://www.nal.usda.gov/fnic/cgi-bin/nut_search.pl). Acesso em: 12/10/2012.

Walker, T.W.; Syers, J.K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15:1–19.

Wandelli, E.V. 2008. *Estoques de biomassa em diferentes cenários de uso da terra ao norte de Manaus, Amazônia Central Brasileira*. Tese de Doutorado. Manaus. 162f.

Wardle, D.A. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, 9: 870–886.

TABELAS

Tabela 1: Parcelas de capoeiras, florestas e pastos e determinantes da composição da macrofauna do solo estudados

Parcela	Uso atual	Tipo vegetação	Micro- região	Histórico	Frequência de fogo	Sigla/idade
1	Floresta	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	0	FAE100a
2	Floresta	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	1	FAE6
3	Floresta	Restinga	Alcântara	Exploração seletiva	0	FRE100a
4	Capoeira baixa	Restinga	Alcântara	Extrativismo	2	CR6
5	Capoeira media	Restinga	Alcântara	Extrativismo	2	CR15
6	Pasto extensivo	Campo	Alcântara	Pasto	3	P6a
7	Capoeira media	Amazônica	São Luís	Corte-queima	2	CQ15a
8	Capoeira alta	Amazônica	São Luís	Corte-queima	2	CQ25
9	Capoeira media	Amazônica	São Luís	Corte-queima	2	CQ15b
10	Capoeira baixa	Amazônica	São Luís	Corte-queima	2	CQ5
11	Capoeira baixa	Amazônica	Gurupi	Exploração intensiva	1	FAD3a
12	Capoeira baixa	Amazônica	Gurupi	Exploração intensiva	1	FAD3b
13	Capoeira baixa	Amazônica	Gurupi	Exploração intensiva	1	FAD7
14	Capoeira media	Amazônica	Gurupi	Exploração intensiva	1	FAD11
15	Capoeira baixa	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	1	FAE7
16	Floresta	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	0	FAE100b
17	Floresta	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	0	FAE100c
18	Floresta	Amazônica	Gurupi	Exploração seletiva	0	FAE100d
19	Floresta	Restinga	Alcântara	Exploração seletiva	0	FRE100b
20	Capoeira alta	Restinga	Alcântara	Extrativismo	2	CR30a
21	Capoeira alta	Restinga	Alcântara	Extrativismo	2	CR30b
22	Floresta	Amazônica	Tomé-Açu	Sem intervenção	0	FA100
23	Floresta	Amazônica	Tomé-Açu	Exploração seletiva	0	FAE100e
24	Capoeira alta	Amazônica	Tomé-Açu	Pasto	2	P26
25	Capoeira alta	Amazônica	Tomé-Açu	Corte-queima	2	CQ23
26	Capoeira media	Amazônica	Tomé-Açu	Pasto	2	P12a
27	Capoeira media	Amazônica	Tomé-Açu	Pasto	2	P12b
28	Capoeira baixa	Amazônica	Igarapé-Açu	Corte-queima	2	CQ4
29	Capoeira media	Amazônica	Igarapé-Açu	Corte-queima	2	CQ20
30	Capoeira alta	Amazônica	Igarapé-Açu	<i>Hevea brasiliensis</i>	1	HB40
31	Pasto intensivo	Amazônica	Igarapé-Açu	Corte-queima	2	P6b
32	Pasto intensivo	Amazônica	Igarapé-Açu	Corte-queima	2	P6c
R (%)	14,9	-	25,2	31,7%	12,1	-
P	0,16	-	0,0001	0,0005	0,12	-

Tabela 2: Densidade dos grupos de macrofauna do solo de acordo com os fatores que afetam sua composição no Centro de Endemismo Belém

Fator	Uso atual						Micro-regiões						Histórico												
	P	CB	CM	CA	F	P	R ²	SL	Li	Gu	TA	IA	P	R ²	P	CQ	FAD	FAE	HB	CR	FRE	FA	P	R ²	
Macrofauna																									
<i>Grupo funcional</i>																									
<i>Saprófago</i>																									
Oligochaeta	440	122	227	359	200	0,03	30,9	322	417	20	247	376	1e-4	73,8	222	365	9	75	177	442	494	234	1e-4	79,5	
L. Diptera	10,7	1,6	4,3	9,5	5,3	0,33	15,3	3,2	5,9	3,9	2,7	13,9	0,08	26,0	4,0	7,5	1,6	6,0	14,5	7,2	6,4	0,0	0,47	22,2	
Isoptera	1233	371	532	1180	776	0,19	19,5	164	737	758	607	1457	0,29	16,0	695	596	467	961	2672	1124	101	1200	0,16	32,2	
Blattodea	0,8	2,9	4,3	4,9	7,1	0,68	7,9	2,4	11,0	3,6	1,1	2,4	0,03	31,3	1,6	1,7	3,0	3,6	6,1	9,6	19,2	0,0	0,01	49,5	
Diplopoda	7,9	45,7	13,3	29,4	23,5	0,24	17,6	33,6	16,9	38,3	22,4	18,4	0,74	6,7	12,0	25,3	48,0	26,0	37,3	18,4	22,4	12,8	0,93	8,6	
Isopoda	14,2	13,0	10,7	7,9	8,5	0,92	3,2	4,0	10,1	7,9	10,7	21,0	0,20	19,1	14,4	11,4	10,8	3,4	22,1	4,8	25,6	0,0	0,37	24,8	
<i>Fitófago</i>																									
L. Lepidoptera	1,0	2,1	2,7	1,0	2,8	0,89	3,9	0,0	1,8	3,3	2,7	0,8	0,19	19,5	2,4	0,7	3,9	1,9	0,8	0,8	4,8	3,2	0,63	18,3	
Hemiptera	1,8	8,3	21,3	10,0	7,7	0,39	13,7	8,8	5,5	14,4	14,4	5,6	0,44	12,6	13,6	6,6	21,2	5,3	9,9	4,8	8,0	19,2	0,53	21,0	
Homoptera	0,0	2,4	1,6	3,2	0,8	0,74	7,1	0,8	3,2	2,6	1,1	0,0	0,51	11,2	0,8	0,4	3,7	0,6	0,0	5,6	0,0	3,2	0,18	38,0	
Gastropoda	5,9	10,6	13,9	15,3	11,6	0,92	3,2	2,4	13,7	13,9	13,9	11,6	0,03	32,3	16,0	5,5	13,0	14,1	27,4	18,4	8,0	6,4	0,25	29,6	
Ortoptera	11,8	3,6	7,5	6,9	10,0	0,72	6,9	12,0	5,0	8,2	9,6	2,9	0,33	15,3	9,6	9,0	5,2	10,9	0,8	1,6	1,6	22,4	0,20	28,9	
Symphyla	1,0	2,0	0,0	0,5	0,8	0,65	8,8	0,0	0,9	1,1	0,0	2,4	0,03	31,6	0,0	1,1	1,8	0,0	2,3	0,0	3,2	0,0	0,37	24,3	
<i>Miscelânea</i>																									
A. Coleoptera	76,6	30,4	29,3	36,3	43,1	0,15	21,0	33,6	30,6	35,2	28,3	75,4	0,03	30,3	20,0	50,9	34,3	47,8	66,3	23,2	40,0	25,6	0,21	29,4	
L. Coleoptera	29,2	31,6	10,1	28,1	19,7	0,09	24,5	14,4	18,3	32,1	13,9	33,2	0,06	27,8	12,8	22,0	34,7	29,0	32,0	27,2	3,2	6,4	0,05	44,4	
Formigas	780	436	428	406	528	0,59	9,7	154	479	539	556	553	0,03	30,7	816	281	506	669	1023	347	328	227	0,06	40,9	
Ixodida	0,0	0,4	0,5	0,5	0,0	0,77	5,6	0,8	0,0	0,6	0,0	0,0	0,34	13,6	0,0	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,51	18,3	
Indeterminado	9,1	4,6	0,5	13,0	1,7	0,46	12,0	0,0	0,9	1,6	0,5	29,3	1e-4	72,3	0,0	8,8	0,9	2,1	67,0	1,6	0,0	3,2	0,06	40,5	
L. Indeterminada	135,0	16,1	5,3	20,0	12,3	6e-3	40,7	6,4	25,6	8,1	16,0	84,4	9e-3	38,2	43,2	43,0	7,3	14,5	67,0	8,8	3,2	19,2	0,56	20,4	

Tabela 2: Densidade dos grupos de macrofauna do solo de acordo com os fatores que afetam sua composição no Centro de Endemismo Belém

Fator	Uso atual					Micro-regiões							Histórico (continuação)												
	P	CB	CM	CA	F	P	R ²	SL	Li	Gu	TA	IA	P	R ²	P	CQ	FAD	FAE	HB	CR	FRE	FA	P	R ²	
Macrofauna																									
<i>Grupo funcional</i>																									
<i>Predadores</i>																									
Dermaptera	0,5	1,6	2,7	11,3	4,8	<i>0,11</i>	23,5	1,6	9,1	3,2	1,1	7,8	<i>0,12</i>	22,8	0,8	2,3	1,6	5,1	24,4	12,8	6,4	0,0	<i>0,01</i>	48,4	
Hymenoptera	13,5	2,7	2,1	9,3	3,5	<i>0,14</i>	22,1	1,6	6,4	3,9	4,3	10,4	<i>0,28</i>	16,4	4,8	6,5	3,6	3,6	3,0	9,6	3,2	3,2	<i>0,99</i>	1,3	
Chilopoda	14,9	47,0	22,4	32,9	34,7	<i>0,09</i>	24,3	40,8	21,9	48,1	20,8	28,0	<i>0,08</i>	25,2	12,0	31,0	53,2	38,2	49,5	22,4	27,2	32,0	<i>0,09</i>	42,2	
Aranha	10,4	25,0	22,9	27,9	33,2	<i>0,38</i>	13,9	17,6	37,5	29,9	10,7	26,8	<i>9e-3</i>	39,1	9,6	18,7	27,4	30,7	45,7	36,8	49,6	12,8	<i>0,02</i>	47,1	
Opiliones	1,3	5,7	6,4	2,0	15,2	<i>0,98</i>	1,3	0,0	25,1	2,6	0,5	3,7	<i>0,13</i>	22,0	0,0	1,6	1,6	3,2	6,9	17,6	52,8	0,0	<i>0,31</i>	26,4	
Pseudoscorpionida	0,0	1,4	3,2	5,6	4,7	<i>0,09</i>	24,7	2,4	8,2	0,8	2,1	3,7	<i>0,03</i>	31,7	0,8	2,7	0,5	1,7	6,9	8,0	12,8	3,2	<i>9e-3</i>	49,0	
Schizomida	0,0	0,8	0,0	0,0	0,4	<i>0,59</i>	12,6	0,0	0,5	0,6	0,0	0,0	<i>0,62</i>	9,6	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	<i>0,26</i>	32,6	
Neuroptera	0,0	1,2	0,0	0,5	0,7	<i>0,76</i>	7,7	1,6	0,5	0,5	0,5	0,0	<i>0,88</i>	5,6	0,0	1,1	0,0	1,1	0,0	0,8	0,0	0,0	<i>0,78</i>	10,9	
Diplura	0,0	0,4	1,1	0,0	1,1	<i>0,70</i>	8,5	0,0	1,8	0,5	0,0	0,0	<i>0,11</i>	22,9	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	2,4	1,6	0,0	<i>0,15</i>	32,1	
<i>Densidade/Diversidade</i>																									
D total	2798	1191	1374	2221	1758	<i>0,20</i>	18,6	829	1894	1582	1589	2768	<i>0,05</i>	29,1	1912	1501	1262	1956	4363	2155	1224	1834	<i>0,34</i>	24,8	
S total	15,0	15,1	15,3	17,4	16,1	<i>0,41</i>	13,2	14,0	16,0	15,6	15,3	18,6	<i>0,07</i>	27,3	13,7	16,2	15,5	15,6	20	16,5	18,0	15,0	<i>0,44</i>	22,6	
H total	1,73	2,39	2,09	2,14	1,91	<i>0,16</i>	20,7	2,53	2,08	2,07	1,93	2,05	<i>0,41</i>	13,8	1,77	2,35	2,32	1,71	1,7	1,99	2,54	1,71	<i>0,03</i>	42,8	
H' total	0,45	0,61	0,54	0,52	0,48	<i>0,12</i>	22,4	0,67	0,52	0,53	0,49	0,48	<i>0,14</i>	22,4	0,47	0,59	0,59	0,44	0,39	0,49	0,61	0,44	<i>0,07</i>	37,4	
D Predadores	27,1	83,1	58,7	80,1	94,7	<i>0,16</i>	20,4	64,0	104,7	86,3	35,7	69,9	<i>0,02</i>	35,2	23,2	57,5	85,3	81,1	133,3	100,8	152,0	48,0	<i>1e-3</i>	63,9	
S Predadores	2,7	3,9	3,5	4,1	4,1	<i>0,55</i>	10,4	3,2	4,9	3,5	3,2	4,2	<i>0,13</i>	22,3	2,2	3,8	3,3	3,8	5,0	5,2	5,5	3,0	<i>0,01</i>	48,0	
H Predadores	1,12	1,31	1,33	1,57	1,49	<i>0,51</i>	11,0	1,19	1,74	1,30	1,13	1,59	<i>0,04</i>	30,1	0,83	1,39	1,18	1,49	1,95	1,97	1,67	1,16	<i>1e-3</i>	59,8	
H' Predadores	0,88	0,70	0,78	0,77	0,77	<i>0,26</i>	17,2	0,7	0,82	0,75	0,72	0,81	<i>0,28</i>	16,3	0,76	0,75	0,71	0,8	0,84	0,85	0,7	0,73	<i>0,70</i>	15,7	

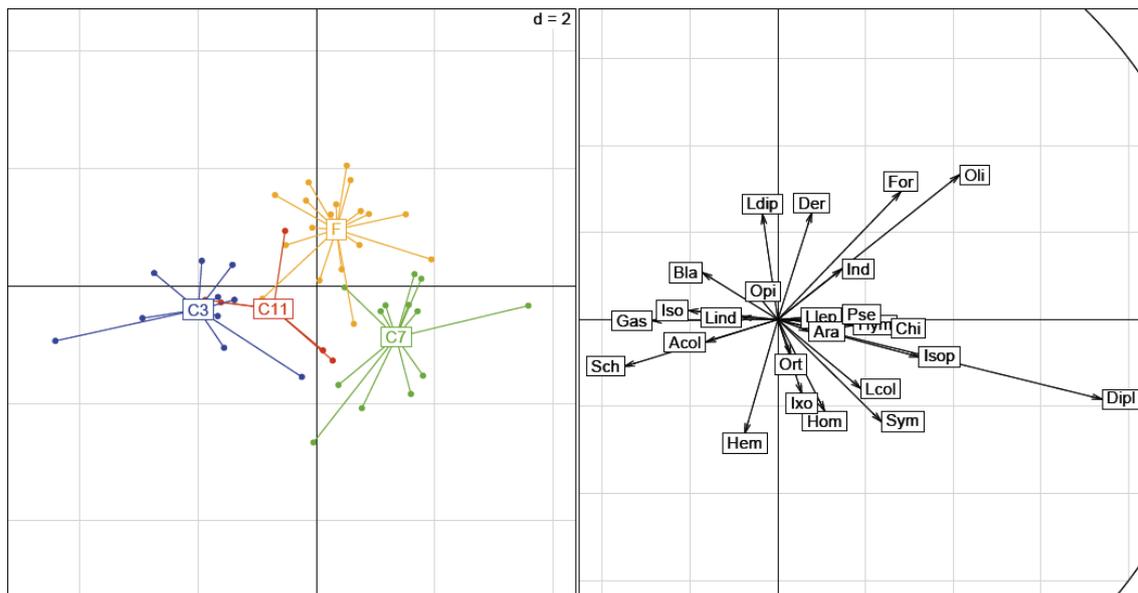


Figura 2: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras e matas no núcleo do Gurupi. **a)** Diagrama dos sítios classificados (legenda das classes no texto); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). O uso atual do solo explica 10,4% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0007$).

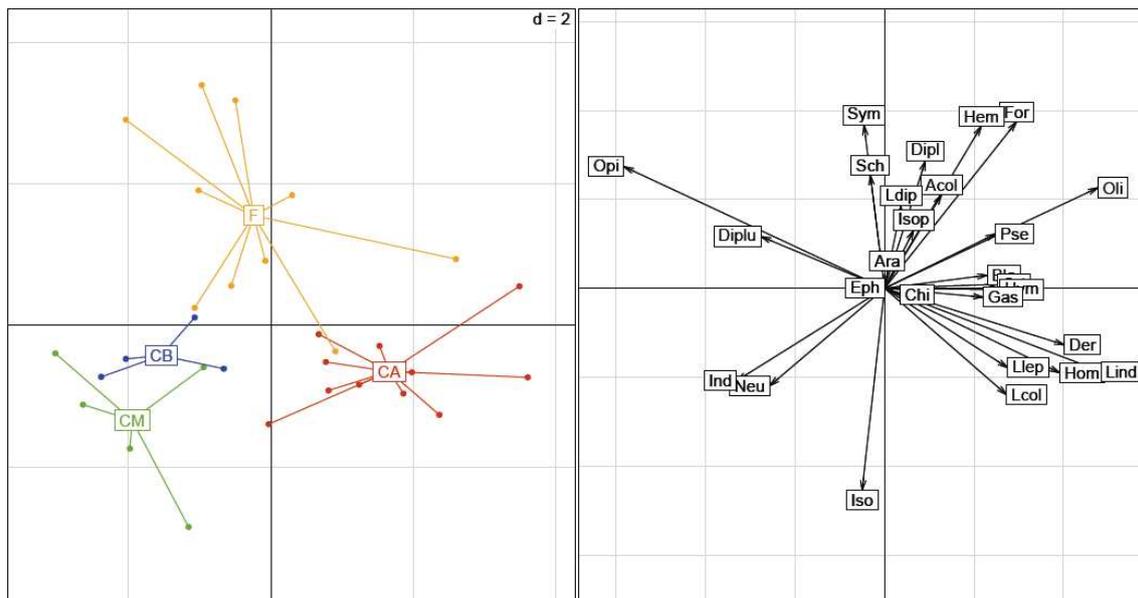


Figura 3: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras e matas no núcleo do Livramento. **a)** Diagrama dos sítios classificados (legenda das classes no texto); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). O uso atual do solo explica 14,8% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,01$).

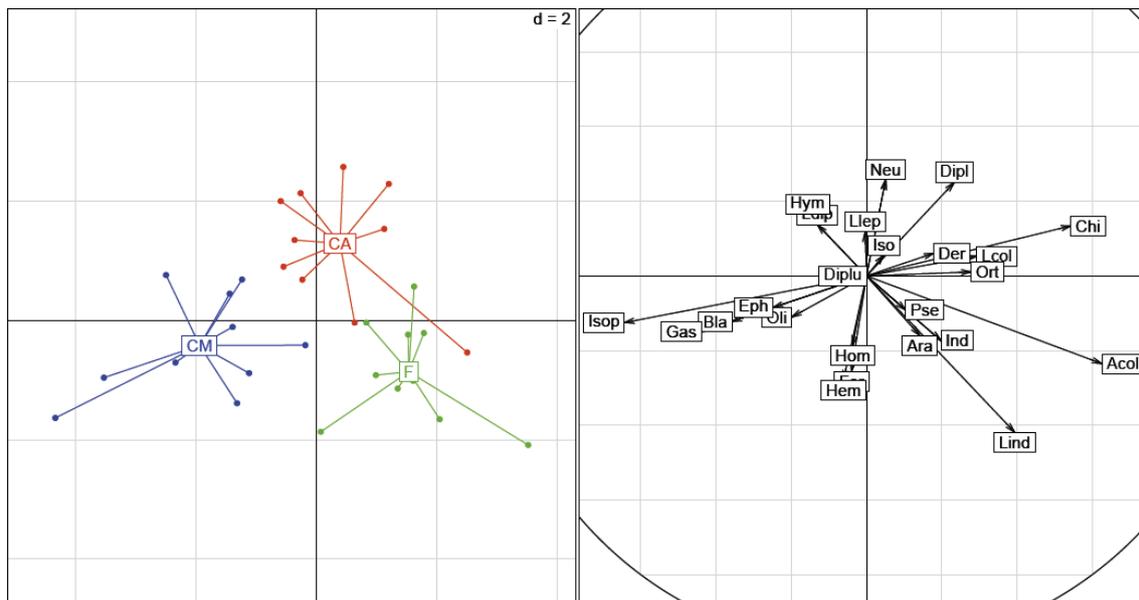


Figura 4: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras e matas no núcleo de Tomé-Açu: **a)** Diagrama dos sítios classificados (legenda das classes no texto); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). O uso atual do solo explica 10,8% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0003$).

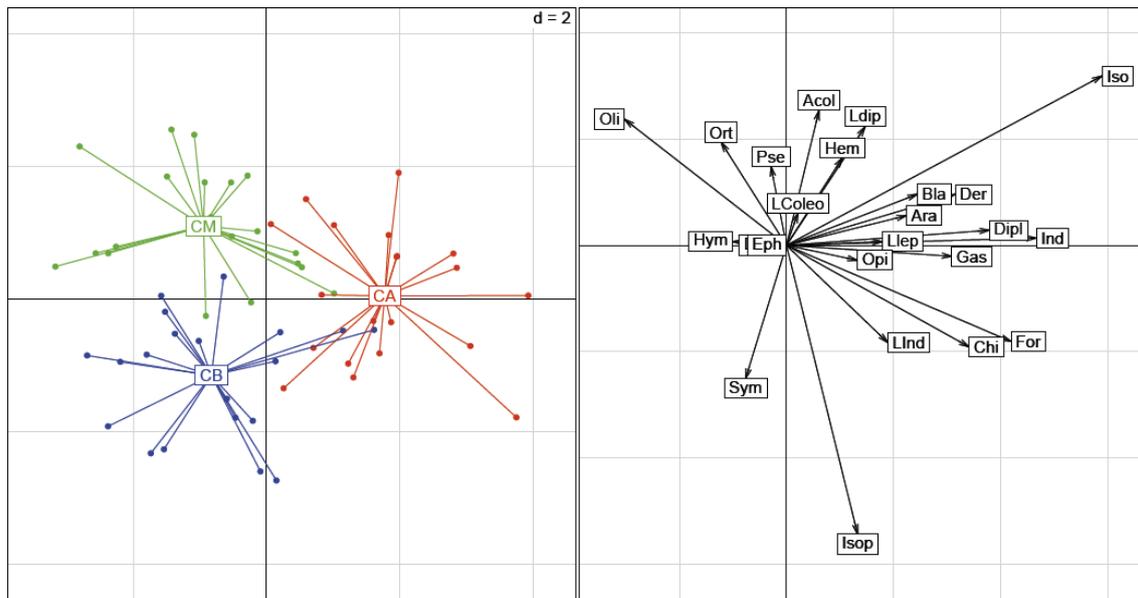


Figura 5: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras e matas no núcleo de Igarapé-Açu: **a)** Diagrama dos sítios classificados (legenda das classes no texto); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). O uso atual do solo explica 11% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0001$).

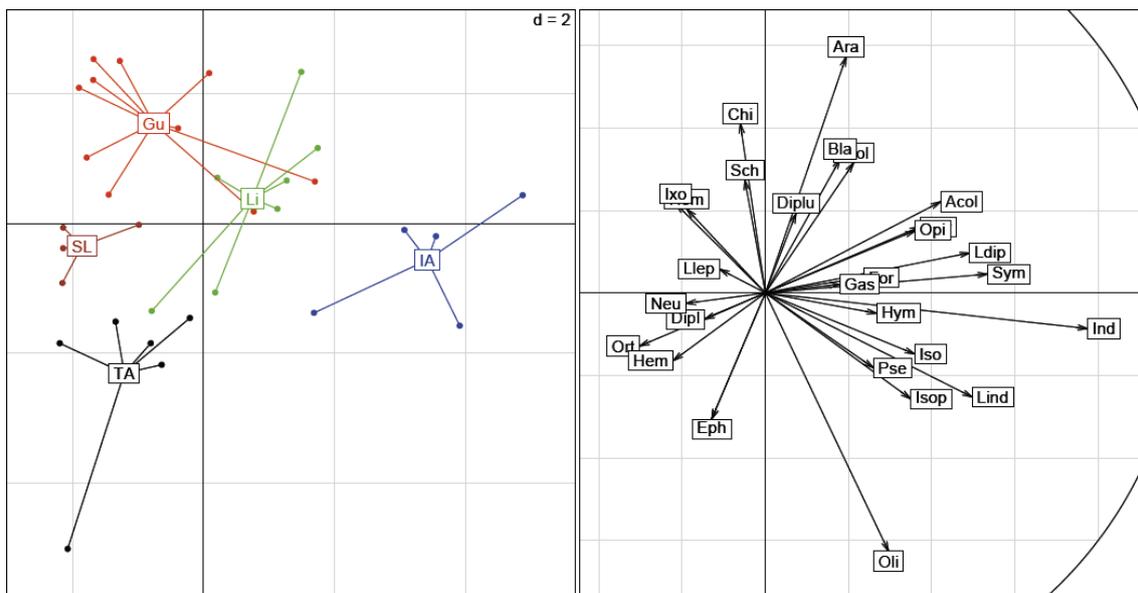


Figura 6: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras e matas em 5 micro-regiões: **a)** Diagrama dos sítios classificados (Gu: Gurupi; Li: Livramento; SL: São Luís; TA: Tomé-Açu; IA: Igarapé-Açu); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). As micro-regiões explicam 26,1% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0001$).

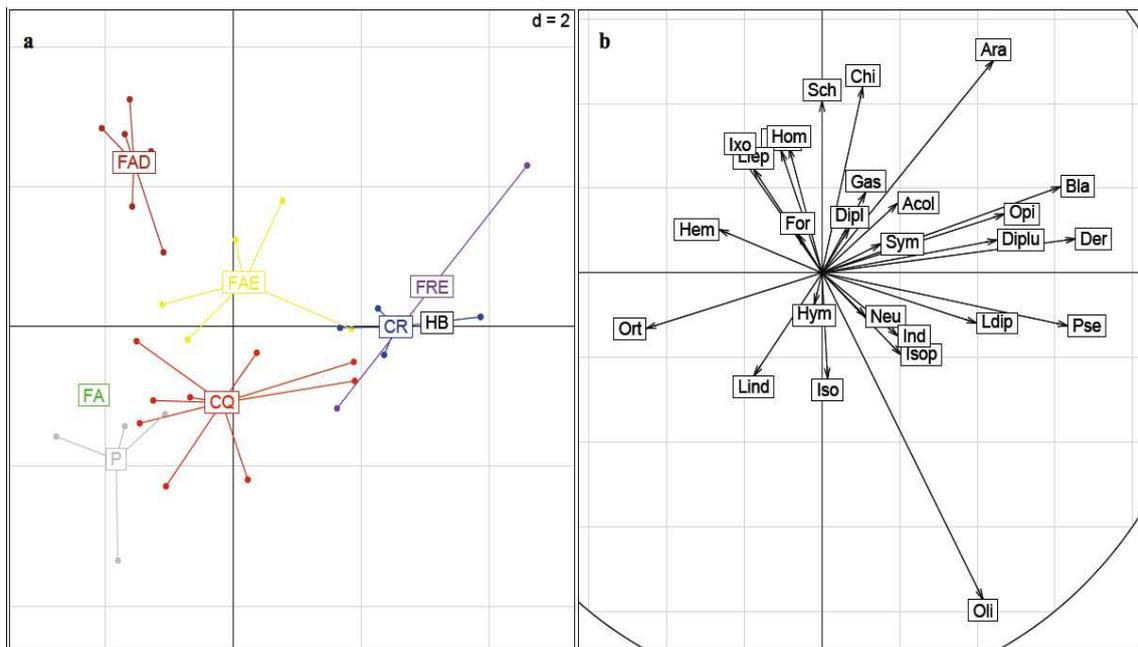


Figura 7: Análise de componentes principais entreclasses dos grupos de macrofauna do solo de uma cronosequência de capoeiras, matas e pastos no Centro de Endemismo Belém classificadas por histórico de uso. **a)** Diagrama dos sítios classificados (legenda das classes na Tabela 1); **b)** Círculo de correlações (legenda na Fig. 1). O histórico de uso explica 31,7% da variância da comunidade de macrofauna ($P=0,0002$).