

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

**IMPACTO DA DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS RIPÁRIAS NA  
COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA MACROFAUNA DO SOLO**

STEFANIA PINZÓN TRIANA

São Luís

2014

STEFANIA PINZÓN TRIANA

Bióloga

**IMPACTO DA DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS RIPÁRIAS NA  
COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA MACROFAUNA DO SOLO**

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. Heder Braun

Coorientador: Prof. Dr. Guillaume Rousseau

São Luís

2014

STEFANIA PINZÓN TRIANA

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. Heder Braun

Coorientador: Prof. Dr. Guillaume Rousseau

Aprovada em:     /     /

Comissão Julgadora:

---

Prof. Dr. Heder Braun – UEMA

Orientador

---

Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau - UEMA

Coorientador

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Gilda Vasconcellos de Andrade - UFMA

São Luís

2014

## **AGRADECIMENTOS**

Quero começar a agradecer ao que É e Existe em tudo o criado e não criado, à Unidade e sua infinita expressão, o AMOR.

A aquelas pessoas que alicerçam minha vida, dando valor e ânimo para cada dia continuar construindo meu caminho: Meus pais Alex Escobar, Olga Triana e Manuel Pinzón; meus irmãos Monica Triana, Mary Escobar, Alejandro Pinzón e Camilo Pinzón; minhas avós Rosa Triana, Mariana López e em especial a Margarita Escobar por suas orações que sei a cada passo me acompanham; aos meus tios Daniel Pinzón e Olinda Triana; meus grandes amigos Sirio Velez, Aura Pinzón, Camilo Alvarez e Daniel Hernandez, e em fim a todas as pessoas que embora não citadas são importantes... Obrigada pelo apoio incondicional, pelos momentos compartilhados, sei que agora apesar da distancia comemoram junto comigo o término de mais uma etapa.

Desta mesma forma quero dizer GRACIAS a meus companheiros de jornada, colegas, confidentes e amigos: Henry Mavisoy, Julio Bravo, Catalina Romero, Robinson Cabezas, Marcelo Zelarayan, Ernesto Gomez, Marcio Leite, Roberto Lima, Alexandra Rocha, Ananda de Azevedo, Adriana Rocha, sem eles nada disto seria possível.

Aos Professores e Pesquisadores: Heder Braun, por ser uma fonte de calma e por permitir a mudança acontecer; Guillaume Rousseau, por sua Paz-Ciência, sua orientação e confiança; Emanuel Gomes de Moura, porque em cada abraço, palavra e conselho trouxe um novo ânimo aos meus dias.

Aos professores e pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão por contribuir com tão variados conhecimentos na minha formação profissional. Aos alunos de Graduação em Agronomia e da Pós-graduação em Agroecologia pelo apoio na coleta e identificação do material amostrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de estudos. À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão - FAPEMA pelo financiamento da fase de campo e laboratório.

*“A mudança nas condições naturais dos ecossistemas reflete-se na composição das comunidades que sustenta, e a qualidade destes ecossistemas é resultado da ação destas comunidades. Ver o ecossistema como um todo onde interagem diversos componentes bióticos e abióticos que se relacionam sinergicamente permitirá uma melhor compreensão do que se expressa em pequena e grande escala”.*

*Nota de Autor*

*“Como es arriba es abajo, y como es abajo es arriba”  
“Todos los niveles de existencia comparten la misma esencia”*

*Hermes*

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1- Parcela experimental para a amostragem da macrofauna do solo num gradiente de degradação das florestas ripárias dos rios Pepital e Grande - Alcântara (MA) .....	54
FIGURA 2- Densidade total e riqueza média da macrofauna do solo nos níveis de degradação de florestas ripárias, Alcântara (MA) .....	55
FIGURA 3- Distribución de las densidades de los grupos funcionales de la macrofauna del suelo en los niveles de degradación .....	56
FIGURA 4- Análise de componentes principais entre-classes dos grupos da macrofauna do solo de acordo com a interação rio x nível de degradação em mata ciliar, em Alcântara (MA).....	57

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Densidade (indivíduos/m <sup>2</sup> ) da macrofauna edáfica em diferentes usos de solo.....	18
TABELA 2- Densidade (ind.m <sup>-2</sup> ) da macrofauna edáfica em um gradiente de degradação da mata ciliar dos rios Pepital e Grande em Alcântara, MA .....	58
TABELA 3- Diversidade e índices ecológicos da macrofauna do solo em uma gradiente de degradação da mata ciliar dos rios Grande e Pepital em Alcântara, MA.....	59
TABELA 4 - Análise de Componentes Principais entre classe (ACP- entre classe) do efeito da degradação, o rio, e a combinação (degradação x rio) na comunidade da macrofauna do solo em matas ciliares, Alcântara, MA .....	60

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>11</b>
2.1	SISTEMAS FLORESTAIS E MUDANÇA CLIMÁTICA .....	11
<b>2.1.1</b>	<b>Situação atual das florestas.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1.2</b>	<b>Florestas e mudança climática.....</b>	<b>11</b>
2.2	MATAS CILIARES .....	12
<b>2.2.1</b>	<b>Generalidades.....</b>	<b>12</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Serviços ecossistêmicos.....</b>	<b>12</b>
<b>2.2.3</b>	<b>Causas da degradação das matas ciliares.....</b>	<b>13</b>
<b>2.2.4</b>	<b>Caracterização da qualidade ambiental e restauração das florestas ripárias.....</b>	<b>14</b>
2.3	MACROFAUNA DO SOLO .....	15
<b>2.3.1</b>	<b>O solo como componente vivo.....</b>	<b>15</b>
<b>2.3.2</b>	<b>Composição da macrofauna edáfica .....</b>	<b>16</b>
<b>2.3.3</b>	<b>Macrofauna de solo como bioindicadora de qualidade do solo .....</b>	<b>18</b>
<b>2.3.4</b>	<b>Grupos chaves para a bioindicação da qualidade do solo .....</b>	<b>20</b>
<b>3</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>25</b>
<b>4</b>	<b>ARTIGO .....</b>	<b>33</b>
4.1	RESUMEN .....	33
4.2	ABSTRACT .....	34
4.3	INTRODUCCIÓN .....	35
4.4	MATERIALES Y MÉTODOS .....	36
4.5	RESULTADOS .....	39
4.6	DISCUSIÓN .....	42
4.7	AGRADECIMIENTOS .....	45
4.8	REFERENCIAS .....	46



## 1 INTRODUÇÃO

A pressão antrópica sobre a floresta ripária do Rio Pepital e do Rio Grande, localizados no município de Alcântara (Maranhão), tem sido muito forte nos últimos anos, ao ponto que a população atualmente está sendo afetada pelo racionamento frequente no serviço de água. A noção de esgotamento das florestas da borda dos rios determinada pela expansão das pastagens e culturas, e a extração da madeira levou a incentivar um modelo de recuperação rápido das áreas degradadas (MENDONÇA NETO et al., 2011). É necessário a caracterização e diagnóstico dos níveis de fragmentação da floresta ripária e seu efeito sobre comunidades chaves dentro do sistema, para posteriormente, gerar um bom planejamento das técnicas ótimas para a restauração florestal na região.

Em casos como este, quando os ecossistemas têm amplas modificações são necessários estudos apropriados que utilizem bioindicadores e monitoramento biológico, quer dizer, avaliações da qualidade do ambiente baseadas em medidas de seleção biológica, podendo constituir-se bons referentes da degradação e da reabilitação do ambiente.

Para realizar uma avaliação da qualidade dos sistemas florestais se estabelece o uso de bioindicadores de degradação florestal, já que alguns organismos são susceptíveis às mudanças ocorridas em um lugar e expressam em nível da abundância das comunidades os efeitos diretos que tem as diferentes condições da paisagem (AZEVEDO, 2011).

A macrofauna do solo fornece uma “função chave” na manutenção dos ecossistemas (LAVELLE et al., 1997), e alguns de seus componentes são considerados “engenheiros do ecossistema” (WILBY et al., 2001). O estudo da abundância e diversidade da macrofauna do solo é útil para a medição da qualidade ambiental, já que estes organismos são determinantes nos processos que afetam a fertilidade e estrutura do solo e do ambiente com que estão relacionados (ROGER-ESTRADE et al., 2010; SANTOS et al., 2008). A persistência de organismos indicadores nos sistemas está relacionada com a disponibilidade espacial e temporal dos habitats (AGUILERA, 2006), o que pode ser aproveitado para o monitoramento da restauração dos ecossistemas.

Apesar de ser conhecida a importância da macrofauna edáfica para o equilíbrio e funcionamento dos ecossistemas, poucos estudos têm sido realizados, especialmente nas matas ripárias. Supõe-se que a diversidade e composição da comunidade total de macroinvertebrados do solo variam de acordo ao gradiente de degradação, e que existem organismos que devido a suas exigências ecológicas estão associados a ambientes em melhor estado de conservação. Nossos resultados podem servir para avaliar a reação da comunidade

de macrofauna às alterações ambientais, além da obtenção de dados que ajudem a compreender qual é a situação local atual e com base nestes propor práticas de gestão ambiental viáveis visando à recuperação destas zonas.

Diante disso, objetivou-se determinar o efeito da degradação das matas ciliares dos Rios Pepital e Grande (Alcântara - MA) na abundância e riqueza dos principais grupos taxonômicos da macrofauna edáfica e identificar possíveis bioindicadores da qualidade desses ecossistemas.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 SISTEMAS FLORESTAIS E MUDANÇA CLIMÁTICA**

#### **2.1.1 Situação atual das florestas**

Segundo a FAO (2010; 2011) há cerca de quatro mil milhões de hectares de florestas que cobrem cerca de 31% da área terrestre do planeta. A taxa de desmatamento continua crescendo em ritmo acelerado, estimada durante o período de 2000 a 2010 em 5,2 milhões de hectares por ano (área aproximada ao tamanho da Costa Rica), a maior parte em áreas tropicais.

Na floresta Amazônica, a perda por desmatamento equivale a cerca de 240 mil km<sup>2</sup> entre os anos 2000 e 2010, o que representa o dobro da Amazônia equatorial ou a totalidade do território do Reino Unido. O Brasil possui a maior participação deste valor, com uma extensão de 64,3% do território total da Amazônia legal (RAISG, 2012).

De acordo com o INPE (2013), o Maranhão é o terceiro estado com maior índice de áreas florestais degradadas com 9012 km<sup>2</sup> (2007-2010). Este desmatamento foi e continua sendo causado principalmente pela mudança no uso da terra e/ou expansão de terras agrícolas, pecuária e áreas urbanas, construção de estradas e hidrelétricas, exploração de petróleo, gás, minerais e focos de calor naturais e antrópicos (CEPAL, 2009; RAISG, 2012). Este processo de fragmentação e degradação resultou em um conjunto de problemáticas ambientais locais como mudanças climáticas, erosão dos solos, perda dos lenções freáticos, e o assoreamento dos rios pelo acesso às fontes d'água (MARTINS, 2007; OLIVEIRA et al., 2013).

#### **2.1.2 Florestas e mudança climática**

Nas últimas décadas, tem aumentado a temperatura do ar na superfície da terra e oceanos em um grau célsius (NAIR et al., 2009), por causa do aumento desproporcional nas concentrações principalmente de o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o mais importante dos Gases de Efeito Estufa (GEE's); essa variação tem efeitos significativos sobre a ecologia do solo, a biota e o desenvolvimento das atividades humanas (ZAROR, 2007).

Nos sistemas florestais as espécies de plantas absorvem dióxido de carbono que se encontra na atmosfera, tornando-os formas úteis de energia e armazenam o carbono em seus tecidos (GAYOSO; GUERRA, 2005). As florestas são um dos principais sumidouros em

sistemas que armazenam carbono mais do que os cultivos agrícolas ou pastagens (IPCC, 2007; KIRBIN; POTVIN, 2007; SANCHEZ, 2000). Os solos florestais também constituem os maiores depósitos de carbono diversificados do planeta, este carbono pode ser encontrado em forma orgânica e inorgânica (ANDRADE; IBRAHIM, 2003).

De acordo com Oliveira et al. (2013) uma das consequências da expansão em grande escala da agricultura na Amazônia é a mudança do clima local, preocupante especialmente para o leste do Pará e norte do Maranhão, onde a precipitação local parece depender fortemente das florestas, e as mudanças na cobertura da terra iria afetar drasticamente a sazonalidade, talvez, a um ponto em que a agricultura se torna inviável, por isso o desmatamento é considerado como autodestrutivo (GERWING; VIDAL, 2002).

## 2.2 MATAS CILIARES

### 2.2.1 Generalidades

Como mata ciliar, ou ripária, se considera aquela estrutura florestal restrita ao longo dos corpos d'água continentais, que guardam características semelhantes no componente biótico e abiótico (WIENS, 2002); constituem uma estrutura determinante da paisagem e um componente essencial dos ecossistemas fluviais, além do componente vegetal, representam uma interface ativa entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, fornecendo funções fundamentais para a conservação dos fluxos dinâmicos entre estes ambientes (FERREIRA; CORTES, 1997; RODRIGUES; LEITÃO-FILHO, 2001). As florestas que margeiam os rios são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP) e protegidas pela Lei Nº 12.651 de 2012 (BRASIL-Código Florestal Brasileiro, 2012).

Estes sistemas ribeirinhos caracterizam-se pela grande heterogeneidade de condições ecológicas que atuam na ocorrência da vegetação que é influenciada pelo clima, pela topografia e pela formação florestal em que são encontrados; dessa forma, uma ampla diversidade genética é encontrada nestes ambientes; os quais têm representado um alvo atrativo para a exploração, fragmentação e degradação desmedidas (MARTINS, 2007).

### 2.2.2 Serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas florestais das matas ciliares suportam muitas comunidades de flora e fauna, prestam serviços ambientais relevantes tais como sequestro de carbono, pelo processo

de fotossíntese remove-se o carbono da atmosfera e logo é armazenado na biomassa aérea, subterrânea e no solo mantendo-os por longos períodos de tempo ajudando na mitigação das mudanças climáticas (GAYOSO; GUERRA, 2005). Também exercem relevante função na proteção dos cursos d'água contra o assoreamento, contaminação pelos agrotóxicos, poluentes e sedimentos que sem esse processo de filtragem que cumprem, seriam transportados para os rios afetando diretamente a quantidade e a qualidade da água e conseqüentemente a fauna aquática e à população humana (RODRIGUES; LEITÃO-FILHO, 2001).

Diversos estudos confirmam que as matas ciliares além de funcionar como zonas de transição e intercâmbio entre os ambientes terrestres e aquáticos (BARDGETT et al., 2001), conservam material genético único, gerando heterogeneidade das comunidades (terrestres e aquáticas) de flora e de fauna; permitem a conectividade da paisagem pelos corredores criados, que servem para: a translocação entre florestas conservadas, alimentação, refugio e reprodução das diferentes espécies de mamíferos, anfíbios, aves, insetos e peixes (JOHNSON et al., 1999; MELO et al., 2003; MONTAG et al., 1997; MOURA; SCHLINDWEIN, 2009; OLSON et al., 2007; SEAMAN; SCHULZE, 2010).

### **2.2.3 Causas da degradação das matas ciliares**

Um ecossistema torna-se degradado quando prejudica sua capacidade de recuperar seu estado natural, perdendo sua resiliência; às vezes esse efeito pode tornar-se irreversível, ocorrendo uma supressão inevitável das funções dos ecossistemas (MEA, 2011). A degradação florestal é resultado de uma ação antrópica que leva à redução da produtividade, da biomassa vegetal e da biodiversidade do ecossistema, sendo geralmente caracterizada pela redução na cobertura de árvores (FAO, 2009).

Nas florestas, de acordo com a intensidade do distúrbio, fatores essenciais para a manutenção da resiliência como, banco de plântulas e de sementes do solo, capacidade de rebrota das espécies, dispersão de sementes, dentre outros, são perdidos, dificultando o processo de regeneração natural ou tornando-o lento (RIBEIRO; WALTER, 2001).

As principais causas de degradação das matas ciliares segundo Martin (2007) são: o desmatamento para expansão da área cultivada nas propriedades rurais, para expansão de áreas urbanas e para obtenção de madeira, a extração de areia dos rios, além dos empreendimentos turísticos, construção de hidrelétricas e outros empreendimentos mal planejados, os incêndios às vezes ocasionados pelas práticas culturais como a roça e queima.

Este sistema de roça (corte) e queima representa uma prática ancestral que consiste na queima das florestas e capoeiras, para limpar e melhorar a fertilidade do solo e cuja finalidade é o estabelecimento de pastos e culturas e/ou viabilizar a extração de madeira usada na agricultura familiar pela facilidade, o baixo custo e a eficácia da cinza para melhorar a produtividade, tornou-se numa prática comum na Amazônia e na maioria das florestas tropicais no mundo, baseada no abandono das terras após o cultivo (pousio), levando a uma sucessão e recuperação da vegetação e seu componente biológico (MEGGERS, 1977).

Mesmo que tenha sido parte das práticas de cultivo durante milênios de grande número de comunidades indígenas e rurais, de acordo com Adams e Murrieta (2008) o sistema de roça e queima está atualmente ligado exclusivamente às estratégias de subsistência de populações indígenas ou de baixa renda que vivem em áreas florestadas, o que tem levado a uma degradação paulatina do solo e à perda da diversidade vegetal e material germinativo pela extensão das áreas queimadas, mau manejo, frequência e diminuição do tempo de pousio nas mesmas.

O efeito de degradação florestal é mais notável no estado do Maranhão, um dos estados com maior número de focos de calor segundo o RAISG (2012), onde o uso do fogo constituiu uma das maiores causas da perda da floresta amazônica na região (ALMEIDA; VIEIRA, 2010; INPE, 2013).

#### **2.2.4 Caracterização da qualidade ambiental e restauração das florestas ripárias**

Uma abordagem das condições iniciais e a caracterização dos diferentes níveis de degradação das matas ciliares permite uma compreensão mais completa da interdependência dos seus componentes e um melhor planejamento para sua posterior restauração. A caracterização das áreas ripárias e a compreensão do efeito que tem o componente florístico no suporte das comunidades é parte desse diagnóstico inicial que servirá de base para escolher as áreas prioritárias a ser restauradas e depois um manejo que permita a recuperação da conectividade entre florestas conservadas (BATTILANI et al., 2005; CELENTANO et al., 2014).

Realizar um levantamento florístico, matrizes vegetacionais e descrição dos usos dos solos da área de ocorrência da mata ciliar permitem gerar uma descrição do gradiente de degradação, e assim, a avaliação da dependência entre os bioindicadores de qualidade ambiental, aqueles componentes chaves dentro dos ecossistemas pela sensibilidade ante as

mudanças no ecossistema que se expressam na diminuição do tamanho populacional (OLFF; RITCHIE, 2002).

Como restauração ecológica entende-se o conjunto de conhecimentos e técnicas aplicadas ao restabelecimento ambiental, que permite a um ecossistema degradado, danificado ou destruído a recuperar suas características naturais (MEA, 2005). Segundo Lamb e Gilmour (2003), a restauração deve compreender a escala de um sítio para passar a escala da paisagem, já que somente nessa escala é possível equilibrar a restauração da biodiversidade e a produção. Dessa forma, um bom planejamento para a restauração deve considerar a multiplicidade de elementos que integram o contexto dentro da produção agropecuária, como a situação sociocultural, as áreas de florestas naturais e sua biodiversidade, a quantidade e qualidade dos solos, das fontes de água, entre outros serviços (MCNEELY; SCHERR, 2008).

Na Amazônia a intensificação do sistema de roça e queima com períodos de pousio curtos, compromete significativamente as propriedades físicas e químicas do solo pela perda de matéria orgânica e exposição direta ao sol, perdendo parcial ou totalmente sua fertilidade, sua biodiversidade e sua resiliência (LAWRENCE et al., 2010; MOURA et al., 2009), evidenciando a necessidade de restaurar o solo com a cobertura vegetal para viabilizar o processo de restauração ecológica como um conjunto. A preservação da matéria orgânica seca e a utilização de plantas de cobertura, na forma de adubo verde, são duas opções para o manejo sustentável dos solos (ALVARENGA et al., 1995), especialmente no Maranhão (MOURA et al., 2008).

## 2.3 MACROFAUNA DO SOLO

### 2.3.1 O solo como componente vivo

O solo é denominado como um corpo tridimensional composto das fases líquida (água com materiais dissolvidos), gasosa (gases atmosféricos em diferentes proporções) e sólida, que é composta de partículas minerais, raízes, comunidades de micro e macro-organismos e matéria orgânica em vários níveis de decomposição (EMBRAPA, 2006; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O solo é o mais diverso e importante ecossistema no planeta, inúmeros processos biológicos continuamente ativos favorecem a manutenção de outros ecossistemas na terra.

Um número muito grande de organismos interage com o solo: as plantas, a microbiota, a mesofauna e a macrofauna do solo (PELLENS; GARAY, 1999). De modo geral, a

decomposição dos resíduos orgânicos e a ciclagem biológica de nutrientes são estudadas como consequência da atividade de microrganismos, mas um conjunto diverso da macrofauna influencia de maneira decisiva o funcionamento da flora decompositora, como resultado direto (atividade de alimentação) e indireto através da transformação estrutural do habitat, disseminação de propágulos e excreção de dejetos ricos em nutrientes (AIRA et al., 2008; ANDERSON; INGRAM, 1993; BARDGETT et al., 1998).

A macrofauna do solo fornece uma “função chave” na manutenção dos ecossistemas, e alguns de seus componentes são considerados “engenheiros do ecossistema” (LAVELLE et al., 1997; WILBY et al., 2001). As atividades destes macroinvertebrados têm efeitos positivos nos processos que condicionam a fertilidade do solo através de mecanismos que disponibilizam os diferentes nutrientes para as plantas e outros organismos, tais como escavação, ingestão e transporte de material mineral e orgânico no solo, mudando a estrutura física como a porosidade, a agregação e a retenção de água (limitante para a decomposição da matéria orgânica) com a criação de estruturas biogênicas tais como galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais (LAVELLE; SPAIN, 2001).

As populações da macrofauna do solo, fundamentais na mistura do solo e na decomposição e disponibilização dos nutrientes, destacam-se pela grande diversidade, visto que esse grupo engloba número elevado de espécies que são, de modo geral, abundantes, principalmente em ambientes naturais ou pouco perturbados pela ação humana, como florestas, Sistemas Agroflorestais (SAF's) e pastagens naturais (ROGER-ESTRADE et al., 2010). A mudança no uso da terra tem um forte efeito sobre a composição das comunidades de artrópodes e outros organismos do solo, por isso constituem-se como importantes indicadores de fragmentação (FAVERO et al., 2011), e já que o solo também é considerado um indicador do estado do ambiente (MACGILLIVRAY; KAYES, 1994) a presença ou ausência de certos grupos ou espécies pode ser um reflexo da sustentabilidade a uma escala do ecossistema.

### **2.3.2 Composição da macrofauna edáfica**

Inúmeros são os grupos taxonômicos que compõem a usualmente denominada macrofauna edáfica, conformada por invertebrados de grande mobilidade que exercem importante papel no transporte de materiais no perfil do solo. Baseada no tamanho e na mobilidade dos organismos, a macrofauna classifica-se em aqueles organismos de tamanho maior a 10 mm de comprimento e 2 mm de diâmetro (PELLENS; GARAY, 1999).



Segundo Verhoef (2004), a fauna de solo pode ser classificada de acordo com o habitat e hábitos alimentares em fauna de solo subterrânea e em fauna da superfície do solo. As espécies subterrâneas habitam o horizonte A e raramente se vêem na superfície do solo. Por sua parte, as espécies da superfície do solo compõem-se de organismos que tem um campo de ação maior, seus hábitos alimentícios também são amplos, ademais podem utilizar a liteira e o horizonte A para nidificar ou como refugio.

A macrofauna normalmente é estimada por catação manual das amostras da liteira e do solo coletados no campo, e depois levados para o laboratório para ser separados em grandes grupos. Considerando que os sistemas biológicos não se resumem apenas na mera presença dos organismos, seu funcionamento depende dos tipos e das combinações entre os organismos presentes; por isso a avaliação da biodiversidade considera três componentes fundamentais através dos quais deve ser medida: a composição, a estrutura e a função (NOSS, 1990; GREGORICH et al., 1997).

Os grupos faunísticos mais importantes do solo, por sua diversidade, abundância de espécies e atividade, são as formigas, besouros, cupins, miriápodes, larvas e adultos de outros insetos, minhocas, caracóis, entre outros; a relevância destes é devida principalmente a sua participação em processos como a decomposição da matéria orgânica vegetal e na reciclagem de nutrientes do solo, além de funcionarem como indicadores das condições do meio (FAVERO et al., 2011; PERFECTO; SNELLING, 1995).

Na tabela 1, Correia (2002) mostra os antecedentes de estudos da densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) da macrofauna em diferentes usos de solo, observa-se a dominância das formigas (Formicidae), seguido pelos cupins (Isoptera) e as minhocas (Oligochaeta), estes três grupos responsáveis, na maioria dos casos, por mais de 50% da macrofauna total em ecossistemas florestais primários e secundários, e pastagens; a autora ressalta que a elevada densidade nos sistemas florestais está associada à serapilheira da biomassa proveniente das árvores e em ausência do componente florestal (árvores) como nas pastagens, a dominância é do grupo das minhocas, relacionada com a produtividade embaixo do solo (biomassa de raízes).

Estudos posteriores sobre o efeito do uso do solo demonstraram que os cupins, as formigas e as minhocas são bons indicadores do componente florestal (estado sucessional), mas tem dependência com a estação e a umidade (BENITO et al., 2004; ROSSI; BLANCHART, 2005; GILLISON et al., 2003; JONES et al., 2003), isto também se vê referenciado por Pimentel et al. (2011) que conclui que existe uma relação positiva entre o

verão e a ocorrência e densidades dos grupos da macrofauna em um sistema agroflorestal com café e uma floresta secundária da Mata Atlântica; por outro lado a época chuvosa favorece a ocorrência de Oligochaeta, devido ao aumento da produção de raízes no horizonte A nas áreas de pastagens (MENEZES et al., 2009). No estudo de Gongalsky et al. (2012) se demonstrou em áreas de florestas baixas, médias e altas que a maior parte dos grupos funcionais da macrofauna tinham diminuído em 46% sendo os herbívoros da camada do solo de 0-10 cm os mais afetados, observou-se um efeito marcado da heterogeneidade da paisagem sobre sobrevivência dos grupos e a capacidade que tem alguns grupos como os térmitas de recolonizar as áreas após a queima.

Tabela 1. Densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) da macrofauna edáfica em diferentes usos de solo (Correia, 2002)

	Formicidae	Isoptera	Oligochaeta	Macrofauna	Referências
Florestas					
Icoaraci (PA)	2.394	1.834	0	6.706	Bandeira & Souza (1982)
Carajás (PA)	3.760	1.063		11.342	Bandeira & Torres (1988)
Linhares (PA)	2.112	46	nq	4.200	Correia (1994)
Yurimaguas (Peru)					
- Floresta Primária	555	3.240	120	4.303	Lavelle & Pashanasi (1989)
- Floresta Secundária	290	3.570	85	4.099	
Paraty (RJ)					
- Floresta Secundária	501	110	288	1.346	Correia et al. (2001)
Valença (RJ)					
- Floresta Secundária	340	380	73	1.367	Correia et al. (2001)
Plantios Arbóreos					
Pinnus caribea (PA)	2.992	42	0	5.473	Bandeira & Souza (1982)
Mimosa caesalpiniiifolia (RJ)	1.440	0	nq	2.170	Correia et al. (1995)
Acacia mangium (RJ)	285	0	3	1.945	Costa et al. (1998)
Eucalyptus grandis (RJ)	38	0	3	912	Costa et al. (1998)
Pastagens					
Manaus (AM)					
- Pastagem de 15 anos	186	468	224	1.064	Barros et al. (1996)
- Pastagem abandonada	2.194	2.090	366	5.224	
Paraty (RJ)					
-Pasto nativo	596	4	539	1.255	Correia et al. (2001)
Cultivo de Grãos					
Passo Fundo (RS)-trigo/soja					
- Plantio Direto	72	24	75	749	Lima et al. (2002)
- Plantio Convencional	5	27	35	891	
Dourados (MS)					
- Plantio Direto (soja/trigo/soja)	217	6	3	282	Silva et al. (2002)
- Plantio Convencional (soja/aveia/soja)	154	35	0	301	

nq: não quantificado

### 2.3.3 Macrofauna de solo como bioindicadora de qualidade do solo

A mudança nas condições naturais dos ecossistemas reflete-se na composição das comunidades que sustenta, e a qualidade destes ecossistemas também é resultado da ação destas comunidades. Ver o ecossistema como um todo onde interagem diversos componentes

bióticos e abióticos que se relacionam sinergicamente vai permitir uma melhor compreensão do que se expressa em pequena e grande escala.

A qualidade do solo considera-se como a capacidade deste de funcionar e sustentar as plantas e os animais, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e servir para a habitação e saúde humana (USDA, 2010). Um indicador biológico (ou bioindicador) é uma espécie, uma família, uma ordem ou o conjunto de grupos funcionais usados para inferir o estado ou nível de qualidade do solo e/ou do ambiente em geral. A escolha destes organismos deve-se a que: estão relacionados diretamente ou indiretamente com processos ecológicos, respondem rápido às mudanças, tem um uso fácil e barato e estão presentes nos bancos de dados (DORAN; PARKIN, 1994).

Para AIRA et al. (2008) a diversidade e atividade da macrofauna é afetada pelo manejo do solo e a quantidade de sombra e matéria orgânica que provê a vegetação. Na Amazônia Barros et al. (2002) observaram variação nos valores de índice de Shannon com respeito ao uso do solo, com um índice maior em uma floresta modificada (2,22), seguido de pousio (2,14), de sistemas agroflorestais (1,92), pastagem (1,73) e, finalmente, pelo sistema de cultivo anual (1,63). Conforme Correia e Fernandes (2005) a diminuição na abundância de macroinvertebrados do solo indica mudanças no ecossistema em situações sucessionais devido à perda de diversificação do meio, somado a isso práticas como a roça e queima, aração ou gradagem tem um forte efeito na estrutura das comunidades destes organismos (BARETTA et al., 2005; 2006; 2010).

Posto que a macrofauna do solo é considerada de extrema importância para a “saúde” do solo e do ambiente, alguns destes organismos são considerados bons indicadores de condições e alterações nos ecossistemas devido a sua sensibilidade e o hábito restrito às áreas amostradas (ROGER-ESTRADE et al., 2010). No saber popular dos agricultores a avaliação visual de certos organismos como minhocas e larvas de besouros, indica quando uma terra está apta para o cultivo, usualmente solos mais escuros produto da decomposição da matéria orgânica, descompactados, e que conservam a umidade são os melhores, isto graças às atividades de digestão e translocação que realizam estes organismos (BARRIOS et al., 2006).

Os organismos da macrofauna que demonstram potencialidade como indicadores das alterações ambientais são aqueles grupos numericamente mais representativos, como formigas (Hymenoptera: Formicidae), besouros (Coleoptera), cupins (Isoptera), e aqueles cuja atividade é essencial como as minhocas (Oligochaeta: Haplotaxida) e outros decompositores como tatuzinhos de jardim (Isopoda) e tesourinhas (Dermaptera) (SANTOS et al., 2008). No

entanto, a avaliação da qualidade dos ecossistemas (seja o solo ou a degradação florestal) mediante os índices de diversidades dos grupos ou espécies de macroinvertebrados nem sempre permite afirmar que um lugar é mais conservado ou tem maior qualidade ambiental já que as espécies generalistas (omnívoros de ampla dispersão) são mais abundantes do que outras espécies ou grupos especialistas (hábitos restritos) às vezes mais susceptíveis às mudanças.

De acordo com Correia (2002) esta alta resolução devido à identificação até nível de grandes grupos, a alta densidade de alguns grupos junto ao método de amostragem e o número das amostras podem ter efeito nos índices e na interpretação dos dados, um exemplo disto é a dominância dos insetos sociais nas coletas como é o caso das formigas e os cupins que reduz o índice de diversidade de Shannon o que não reflete uma baixa diversidade ou menor qualidade do solo, para este caso, a utilização de grupos funcionais e estatística multivariada pode mostrar um melhor nível de bioindicação.

#### **2.3.4 Grupos chaves para a bioindicação da qualidade do solo**

Apesar da diversidade de espécies que formam o grupo da macrofauna, considera-se que existem grupos taxonômicos ou espécies que são mais sensíveis às mudanças e por isso mais relevantes para seu estudo como indicadores. De acordo com Stork e Eggleton (1992), estas espécies e/ou grupos de espécies apresentam elevadas densidades ou desempenham um papel crítico na cadeia alimentar, o que considera que a perda destas espécies leva à modificação da cadeia trófica. A seguir será discutido o valor dos grupos taxonômicos da macrofauna do solo com maiores densidades e com potencial bioindicador no marco do presente estudo.

A ordem Isoptera, compreende os térmitas ou cupins, insetos sociais de ampla distribuição que vivem em comunidades populosas de indivíduos divididos em castas (RAFAEL et al., 2012). O Brasil, pela sua extensão territorial e grande diversidade ecológica, tem uma das termitofaunas mais diversas do mundo, com registro de cerca de 290 espécies (CONSTANTINO, 1999). Ecologicamente, os isópteros são reconhecidos por serem responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, não obstante os hábitos tróficos dos cupins são variados. De acordo com Eggleton et al. (1995) os cupins estão divididos em: xilófagos, aqueles que se alimentam de madeira; ceifadores ou comedores de serapilheira, cupins que fragmentam e/ou alimentam-se de madeira e outros componentes da liteira; húmívoros ou geófagos, que se alimentam de solo; e intermediários, cupins que se alimentam

da interface solo/madeira, encontrados (em solo ou troncos) onde o solo está misturado com madeira altamente decomposta.

Os cupins do neotrópico como os do gênero *Syntermes* contribuem no processo de decomposição de várias formas: por meio do consumo e excreção do alimento digerido que disponibiliza os componentes químicos; pela fragmentação das folhas da liteira, disponibilizando-as para outros consumidores e pela adição desse material fragmentado na superfície ou no perfil do solo (LIMA; COSTA-LEONARDO, 2007).

Estudos anteriores evidenciam o efeito da degradação florestal na composição dos Isoptera. Bandeira et al. (2003) em estudo realizado na Mata Atlântica do Brasil, constataram que a diversidade foi drasticamente reduzida pela perturbação do habitat, comparando a incidência quase nula em um local sob monocultura anual, seguida pela mata secundária e primária, esta última mostrava os maiores valores de riqueza; segundo os autores, o grupo trófico mais afetado foi o dos humívoros, seguido pelo grupo dos intermediários; enquanto que os xilófagos foram mais resistentes e algumas espécies oportunistas foram favorecidas em florestas secundárias, mas estas também diminuíram em zonas agrícolas, onde há pouca ou nenhuma madeira.

Por outro lado, Eggleton et al. (1995) constataram que houve um aumento considerável de riqueza do grupo Isoptera nas áreas classificadas como floresta secundária antiga (30 anos sem perturbação) e plantações recentes em relação à floresta primária; segundo os autores, as florestas secundárias antigas atingiram valores maiores na riqueza devido a funcionarem como grandes clareiras artificiais, com dossel fechado e abundante suprimento de madeira, remanescente da perturbação original; DeSouza e Brown (1994) observaram que valores maiores na abundância dos xilófagos e geófagos nas florestas amazônicas em pousio estavam relacionados com a disponibilidade de matéria orgânica remanescente.

Ressalta-se também o papel das formigas (Formicidae), insetos sociais divididos em castas, com multiplicidade de hábitos alimentares e habitats. Podem ser predadores, carniceiros, coletores ou cultivadores de fungos, todas com uma distinta adaptação nas mandíbulas dependendo do tipo de presa ou alimento (BRANSTETTER; SÁENZ, 2007). Além de serem cosmopolitas, as formigas apresentam diversas características que podem ser utilizadas em estudos de biodiversidade, monitoramento, fragmentação e ecologia de ecossistemas (BACCARO, 2006).

O grupo Formicidae é abundante e diverso. Na floresta amazônica, constituem mais de 15% da biomassa animal, mais de 5.300 indivíduos foram coletados em 1m<sup>2</sup> de solo em uma floresta perto de Manaus, uma única árvore na floresta amazônica peruana apresentou 26 gêneros e 43 espécies de formigas, são de fácil e barata amostragem e simples de identificar já que existem chaves taxonômicas da classificação até nível de espécies (ADIS et al., 1987; FIITKAU; KLINGE 1973; WILSON 1987 apud BACCARO, 2006). Com a construção de formigueiros, estes organismos modificam a estrutura física e redistribuem os compostos organo-minerais do solo, melhorando assim a infiltração de água no perfil do solo pelo incremento da sua macroporosidade.

Os formicidos constituem um dos grupos comumente usados nos estudos de diagnóstico e restauração de áreas degradadas, no entanto ao fato das formigas estarem bem adaptadas a uma amplitude de ambientes, apresentam uma função resiliente, sobrevivem nos sistemas apesar da variação do clima e dos níveis de perturbação ambiental (LOBRY DE BRUYN, 1999; PERFECTO; SNELLING, 1995); ver o grupo como um todo pode não ser uma boa escolha por terem essa plasticidade. Por exemplo, no nível de diversidade, as formigas podem não mostrar diferenças significativas entre áreas contrastantes, como foi evidenciado em um estudo na Amazônia Central, onde os valores não diferiram entre usos do solo, embora as abundâncias na capoeira alta e na floresta primária foram 50% mais altas do que na capoeira baixa e pastagem (VASCONCELOS, 1999).

No estudo de Rousseau et al. (2010), não foram detectadas diferenças significativas da abundância de formigas entre vários usos do solo, e foi no nível de riqueza que a comunidade apresentava valores altamente significativos para floresta secundária de mais de 40 anos comparados com os sistemas de cultivo e pastagens com diferentes sistemas de preparo da terra; As Análises de Componentes Principais (ACP) mostraram uma associação dos gêneros *Pheidole*, *Brachymyrmex* e *Hypoponera* com as capoeiras de 20 e 40 anos; o que leva a considerar a importância da identificação até o mínimo táxon possível nestes grupos megadiversos, já que é no nível de gênero e espécie que podem encontrar-se organismos associados a diferentes estágios sucessionais da vegetação e aqueles com maior sensibilidade à perturbação serão considerados como indicadores.

Como último item do grupo dos “engenheiros do ecossistema” segundo Lavelle et al. (1997) aos quais fazem parte os cupins e formigas, estão as minhocas, consideradas fundamentais para o funcionamento do solo, já que tem demonstrado uma forte dependência com a dinâmica da matéria orgânica pela atividade de ingestão e dejeção, com a posterior

mineralização do nitrogênio e do fósforo (FRAGOSO et al., 1997). Por meio da atividade alimentar e da movimentação no perfil do solo, as minhocas tendem a modificar a comunidade de microrganismos decompositores (AIRA et al., 2008), formam estruturas biogênicas (coprólitos) que são agregados organo-minerais altamente estáveis que dão resistência à erosão hídrica, eólica ou mecânica (BLANCHART et al., 2004), além de favorecer os processos de infiltração de água, aeração e disponibilização de nutrientes (LAVELLE et al., 1997; 2001; 2003).

Estudos anteriores demonstram que a degradação florestal tem um efeito significativo nas populações de minhocas, promovendo o desaparecimento de espécies nativas e a colonização de espécies invasoras, chamadas de exóticas ou peregrinas como é o caso de *Pontoscolex corethrurus*, uma espécie compactadora do solo, oportunista e eficiente, já que é mais tolerante a situações de estresse do que as nativas (FRAGOSO et al., 1997), por serem espécies adaptadas a essas áreas, elas são úteis indicadoras de ecossistemas perturbados (BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

As minhocas, mesmo as invasoras reagem a mudanças induzidas por atividades antrópicas e naturais ao solo e sua cobertura vegetal como foi reportado por Fragoso et al. (1997) o qual conclui que a conversão das florestas em cultivo ou pastagens modifica as comunidades de minhocas, diminuindo a riqueza nos sistemas antrópicos (cultura e pastagem). Rousseau et al. (2010) conclui que as diferentes espécies de minhocas apresentaram especificidade com os usos de terra (florestas secundária de 20 e 40 anos, capoeiras e pastagem), sendo em geral sensíveis à cobertura vegetal e à disponibilidade de matéria orgânica.

As larvas e adultos de coleoptera são outros componentes abundantes da macrofauna, atingindo até um 40% do total de organismos, como foi registrado por Carvalho (2011) num estudo na Bahia; amplamente utilizados como indicadores de degradação e monitoramento em áreas florestais (ANDERSON; ASHE, 2000; NORIEGA et al., 2007; PEARCE; VENIER, 2006), sendo as superfamílias Scarabaeidae e Carabidae as mais estudadas (NICHOLS et al., 2007; OTAVO et al., 2013). No estudo de Favero et al. (2011) se observou um aumento dos valores de abundância, riqueza e diversidade das populações de coleopteras em florestas conservadas com alta produtividade, tendo como indicadores os coprófagos e necrófagos, já que nestas há uma maior ocorrência de primatas e outros mamíferos o qual favorece a presença destes insetos; também se encontram relacionados com o teor de matéria orgânica do

solo e a umidade (AGUIAR-MENEZES; AQUINO, 2005; PIMENTEL, 2011; SKALSKI; POŚPIECH, 2006).

Aranae, Isopoda e Diplopoda também têm demonstrado alta eficiência como bioindicadores de qualidade florestal, e a sua ocorrência embora seja menor está associada à cobertura vegetal, matéria orgânica e a umidade do solo (BLANCHART, 2005; CORREIA; AQUINO, 2005; PIMENTEL, 2011; ROSSI; SKALSKI; POŚPIECH, 2006).

Se demonstra assim que o estudo do efeito da degradação florestal sobre as comunidades da macrofauna pode ser útil no desenvolvimento de estratégias de conservação e monitoramento de áreas naturais e de áreas impactadas pela ação humana. Apesar de sua importância ambiental, informações básicas sobre a ocorrência e ecologia destes estão faltando, especialmente nas matas ripárias no estado do Maranhão.



### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, C.; MURRIETA, R. S. **Agricultura de corte e queima e florestas tropicais em um mundo em mudança**. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciência humana, Belém, v. 3, n. 2, 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1981-81222008000200002&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-81222008000200002&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 11 Jul 2013.
- AGUIAR-MENEZES, E. de L.; AQUINO, A. M. de. **Coleoptera terrestre e sua importância nos sistemas agropecuários**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 55 p., 2005.
- AGUILERA, E. Perspectivas de la ecología del paisaje en entomología aplicada. **Revista Corpoica - Ciencia y Tecnología Agropecuaria**, v. 7, n. 1, p. 54-60, 2006.
- AIRA, M., SAMPEDRO, L., MONROY, F., DOMÍNGUEZ, J. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 10, p. 2511-2516, 2008.
- ALMEIDA, A.S.; VIEIRA, I.C.G. Centro de Endemismo Belém: Status da Vegetação Remanescente e Desafios para a Conservação da Biodiversidade e Restauração Ecológica. **REU**, v. 36 n. 3, p. 95-111, 2010.
- ALVARENGA, R.C.; COSTA, L.M. da; MOURA FILHO, W.; REGAZZI, A. J. Características de alguns adubos verdes de interesse para a conservação e recuperação de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.30, p.175-185, 1995.
- ANDERSON, J. M., INGRAM, J.S.I. **Tropical Soil Biology and Fertility: a handbook of methods**, 2a ed. Anderson, and Ingram, eds. CAB International, Wallingford, UK, p. 89-112, 1993.
- ANDERSON, R.S.; ASHE, J.S. Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera Staphylinidae, Curculionidae). **Biodiversity Conservation**, v. 9, p. 617-653, 2000.
- ANDRADE, H.; IBRAHIM, M. Como monitorar carbono em sistemas silvopastoriles. **Agroforesteria en las Américas**. CATIE, Turrialba, Costa Rica, v. 10, p. 109 – 116, 2003.
- AZEVEDO, F. R. MOURA, A. M.; RODRIGUES, S. M.; ARRAIS, B. N.; NERE, D. R. Composição da entomofauna da Floresta Nacional do Araripe em diferentes vegetações e estações do ano. **Revista Ceres**, v. 58, p. 740-748, 2011.
- BACCARO, F. B. **Hymenoptera: Formicidae**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBIO. Faculdade Cathedral. 36 p, 2006.
- BANDEIRA, A. G.; VASCONCELLOS, A.; SILVA, M.; CONSTANTINO, R. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland humid forest in the Caatinga domain, Brazil. **Sociobiology**, v. 42, n. 1, p. 117-127, 2003.

- BARDGETT, R. D.; ANDERSON, J. M.; BEHAN-PELLETIER, V.; BRUSSAARD, L.; COLEMAN, D. C.; ETTEMA, C.; MOLDENKE, A.; SCHIMEL, J. P.; WALL, D. H. The Influence of soil biodiversity on hydrological pathways and the transfer of materials between terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p. 421-429, 2001.
- BARDGETT, R. D.; KEILLER, S.; COOK, R.; GILBURN, A. S. Dynamic interactions between soil animals and microorganisms in upland grassland and soils amended with sheep dung: a microcosm experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 531-539, 1998.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; FIGUEIREDO, S. R.; KLAUBERG-FILHO, O. Efeito do monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 715-724, 2005.
- BARETTA, D.; MAFRA, A. L.; SANTOS, J. C. P.; AMARANTE, C. V. T.; BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 1675-1679, 2006.
- BARETTA, D.; BROWN, G. G.; NOGUEIRA-CARDOSO, E. J. B. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas como Araucaria angustifolia. **Acta Zoológica Mexicana** (n.s.), n. 2, 135-150, 2010.
- BARRIOS, E.; DELVE, R.J.; BEKUNDA, M.; MOWO, J.; AGUNDA, J.; RAMISCH, J.; TREJO, M.T.; THOMAS, R.J. 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.
- BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.; LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 5, p. 338-347, 2002.
- BATTILANI, J. L.; SCREMIN-DIAS, E.; SOUZA, A. L. T de. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 597-608, 2005.
- BENITO, N. P.; BROSSARD, M.; PASINI, A.; GUIMARÃES, M.F.; BOBILLIER, B. Transformations of soil macroinvertebrate populations after native vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). **European Journal of Soil Biology**, v. 40, p. 147-154, 2004.
- BLANCHART, E.; ALBRECHT, A.; BROWN, G. G.; DECÄENS, T.; DUBOISSET, A.; LAVELLE, P.; MARIANI, L.; ROOSE, E. Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 303-315, 2004.
- BRANSTETTER, M. G.; SÁENZ, Y. L. **Las hormigas de guatemala**. In: Biodiversidad de Guatemala, Enio B. Cano & J.C. Schuster Editores. v. 2, p. 221-268, 2007.

BRASIL: **Código florestal brasileiro** (Lei Nº 12.651 de 25 de Maio de 2012). 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em 24 de setembro de 2013.

BROWN, G. G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. **Acta Zoológica Mexicana** (n.s.), Número Especial v. 2, p. 1-18, 2010.

CEPAL. **Cambio climático y desarrollo en América Latina y el Caribe: una reseña**. Naciones Unidas, CEPAL. Santiago de Chile. 148 p., 2009.

CONSTANTINO, R. **Chave ilustrada para identificação dos gêneros de cupins (Insecta: Isoptera) que ocorrem no Brasil**. Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo, v. 40, n. 25, p. 387-448, 1999.

CORREIA, M. E. F. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 23 p, 2002.

CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M. de. **Os diplópodes e suas associações com microrganismos na ciclagem de nutrientes**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 41p, 2005.

DESOUZA, F.; BROWN, V. Effects of habitat fragmentation on amazonian termite communities. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, n. 2, p. 197–206, 1994.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. Coleman, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison. **Soil Science Society of American**, p. 3-21, 1994.

EGGLETON, P.; BIGNELLA, D. E.; SANDSA, W. A.; WAITEA, B.; WOODA, T. G.; LAWTON, J. H. The species richness (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Camerron. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 85-98, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. – Rio de Janeiro: 306p, 2006.

FAO. **Towards defining forested gradation: Comparative analysis of existing definitions**. Forest Resources Assessment Programme Working Paper 154. FAO: Roma, Italia, 62p, 2009.

FAO. **Evaluación de los recursos forestales mundiales**. Informe principal. Roma, Italia, 176p, 2010. Disponível em: [www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/](http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/). Acesso em: 10 Mar. 2013

FAO. **Situación de los Bosques del Mundo**. Roma, 2011.

FAVERO, S.; SOUZA, H.A.; OLIVEIRA, A.K. Coleoptera (Insecta) as forest fragmentation indicators in the Rio Negro sub-region of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 291-295, 2011.

FERREIRA, T., CORTES, R.M. **Estrutura e importancia da mata riparia**. 1997. Disponível em:

<[http://www.isa.utl.pt/def/waterlobby/publications/Actas/1997\\_Ferreira\\_Cortes\\_Estruturaeimportanciamatariparia.pdf](http://www.isa.utl.pt/def/waterlobby/publications/Actas/1997_Ferreira_Cortes_Estruturaeimportanciamatariparia.pdf)>. Acesso em: 10 Mar. 2013.

FRAGOSO, C.; BROWN, G.G.; PATRÓN, J.C.; BLANCHART E.; LAVELLE, E.; PASHANASI, B.; SENAPATI, T. Kumar Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics " the role of earthworms, **Applied Soil Ecology**, v. 6, p. 17–35, 1997.

GAYOSO, J.; GUERRA, J. **Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile**. Instituto de manejo forestal, Universidad Austral de Chile. v. 26, n. 2, p. 33 – 38, 2005.

GERWING, J.; VIDAL, E. **Degradação de florestas pela exploração madeireira e fogo na Amazônia**. Série Amazônia N°20 - Belém: Imazon, 26p, 2002.

GILLISON, A. N.; ANDREW, N.; JONES, D. T.; SUSILO, F.X.; BIGNELL, D. E. Vegetation indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites along a land-use intensification gradient in lowland Sumatra. **Organism Diversity and Evolution**, v. 3, p. 111–126. 2003.

GONGALSKY, K. B.; MALMSTRÖM, A.; ZAITSEVA, A. S.; SHAKHABA, S. V.; BENGTTSSON, J.; PERSSON, T. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. **Applied Soil Ecology**, v. 59, p. 73-86, 2012.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; DORAN, J.W.; PANKHURST, C.E.; DWYER, L.M. Chapter 4: **Biological attributes of soil quality**. Developments in Soil Science. Elsevier, v. 25, p. 81-113, 1997.

INPE. **Mapeamento da degradação florestal na Amazônia Brasileira-DEGRAD**. 2013. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/degrad/>>. Acesso em: 5 Jul. 2013.

IPCC. **Synthesis report: Climate change**. Valencia, España. 52p, 2007. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)>. Acesso em: 20 Jul 2012

JOHNSON, M.A.; SARAIVA, P.M.; COELHO, D. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 421-427, 1999.

JONES, D.T.; SUSILO, F. X.; BIGNELL, D. E.; SURYO, H.; GILLISON, A. N.; EGGLETON, P. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p. 380-391, 2003.

KIRBY, K. R.; POTVIN, C. Variation in carbon storage among tree species: implications for the management of a small-scale carbon sink project. **Forest Ecology and Management**, v. 246, p. 208-221, 2007.

LAMB, D., GILMOUR, D. **Issues in forest conservation. Rehabilitation and restoration of degraded forests**. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) and The World Wide Fund for Nature (WWF). 122p, 2003.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; VOLKMAR, W.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O.W. DHILLION, S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, n. 4, p. 159-193, 1997.

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

LAVELLE, P.; SENAPATI, B.; BARROS, E. **Soil macrofauna**. In: Schroth, G.; Sinclair, F.L. (eds). *Trees, Crops and Soil Fertility*. CABI Publishing, Wallingford, p. 303-304, 2003.

LAWRENCE, D.; RADEL, C.; TULLY, K.; SCHMOOK, B.; SCHNEIDER, L. 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.

LIMA, J.T.; COSTA-LEONARDO, A.M. Food resources exploited by termites (Insecta: Isoptera). **Biota Neotropical**, v. 7, n. 2, 2007.

LOBRY DE BRUYN, L.A. Ants as bioindicators of soil function in rural environments, **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, p. 411–425, 1999.

MACGILLIVRAY, A.; KAYES, R. **Environmental Measures**. Indicators for the UK Environment. Environment Challenge Group, 1994.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Ed. Aprenda Fácil. Viçosa - MG. p 18-53, 2007.

MCNEELY, J.A.; SCHERR, S.J. **Ecoagricultura: Estrategias para alimentar al mundo y salvar la biodiversidad silvestre**. Inter-American Institute for Cooperation in Agriculture San Jose, Costa Rica, 364p, 2008.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being**. MEA, Island Press. New York, US. 245p, 2005.

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

MELO, C.; BENTO, E. C.; OLIVEIRA, P. E. Frugivory and dispersal of *Faramea cyanea* (Rubiaceae) in Cerrado woody plant formations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 75-82, 2003.

MENDONÇA NETO, O.; NASCIMENTO, E.S.; FARIAS FILHO, M.S. **A Cartografia Social e sua Aplicabilidade na Gestão e Manejo da Bacia Hidrográfica do Rio Pepital, Alcântara – MA**. Relatório de Pesquisa. Geografia: UFMA. 2011.

MENEZES, C. E.; CORREIA, M. E.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. M.; COUTO, W. H.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, I. P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em pinheiral (RJ). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, p. 1647-1656, 2009.

MONTAG, L.F.A.; SMITH, W.S.; BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, p. 76-80, 1997.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2 ed., Editora UFLA. 729p, 2006.

MOURA, D. C.; SCHLINDWEIN, C. Mata ciliar do Rio São Francisco como biocorredor para Euglossini (Hymenoptera: Apidae) de florestas tropicais úmidas. **Neotropical Entomology**, v. 38, p. 281-284, 2009.

MOURA, E. G.; MOURA, N.G.; MARQUES, E.S.; PINHEIRO, K.M.; COSTA SOBRINHO, J.R.S.; AGUIAR, A.C.F. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. **Soil Use and Management**, p 368–375, 2009.

MOURA, E. G.; SILVA, A. J. F; FURTADO, M. B; AGUIAR, A. C. F. 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, 2008.

NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, p. 10-23, 2009.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A.L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biology Conservation**, v. 137, p. 1-19, 2007.

NORIEGA, J.A.; REALPE, E.; FAGUA, G. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. **Universitas Scientiarum**, v. 1, p. 51-63, 2007.

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

OLFF, H.; RITCHIE, M. E. Fragmented nature: consequences for biodiversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 58, n. 2–4, p. 83-92, 2002.

OLIVEIRA, L.; COSTA, M.H.; SOARES-FILHO, B. S.; COE, M.T. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. **Environmental Research Letters**, 10 p, 2013.

OLSON, D. H.; ANDERSON, P. D.; FRISSELL, C. A.; WELSH JR. H.H.; BRADFORD, D. F. Biodiversity management approaches for stream–riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. **Forest Ecology and Management**, v. 246, n. 1, p. 81-107, 2007.

OTAVO, S. E.; PARRADO-ROSSELLI, Á.; NORIEGA, J. A. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 2, p. 735–752, 2013.

PEARCE, J.L.; VENIER, L.A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. **Ecological Indicators**, v. 6, p. 780-793, 2006.

PELLENS, R.; GARAY, I. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 35, n. 2, p. 77-89, 1999.

PERFECTO, I; SNELLING, R. Biodiversity and the transformation of a tropical ecosystem: Ants in coffee plantations. **Ecological Applications**, v. 5, p. 1084-1097, 1995.

PIMENTEL, M. S.; POLLI, H. de; AQUINO, A. M. de. Bioindicators of soil quality in coffee organic cultivation systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.5, p. 546–553, 2011.

RAFAEL, J.A.; MELO, G.A.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**. Diversidade e Taxonomia: Ordem Isoptera. Holos, Editora, p. 311-322, 2012.

RAISG. **Amazônia sob Pressão**. 68p. 2012. Disponível em: <[www.raisg.socioambiental.org](http://www.raisg.socioambiental.org)>. Acesso em: 20 Jul. 2013.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. **As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado**. p. 29-47, 2001. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUZA-SILVA, J.C. Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, EMBRAPA/Cerrados, 2001.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, Cap. 6.1, p. 91-99, 2001.

ROGER-ESTRADE, J.; ANGER, C.; BERTRAND, M.; RICHARD, G. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. **Soil and Tillage Research**, v. 111, n. 1, p. 33-40, 2010.

ROSSI, J. P.; BLANCHART, E. Seasonal and land-use induced variations of soil macrofauna composition in the Western Ghats, southern India. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 37, p. 1093-1104, 2005.

ROUSSEAU, G. X.; SILVA, P. R. dos S.; CARVALHO, C. J. R. de. Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. **Acta Zoológica Mexicana**, n. 2, p. 117-134. 2010.

SANCHEZ, P. A. Linking climate change research with food security and poverty reduction in the tropics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 82, p. 371–383, 2000.

SANTOS, G. G.; SILVEIRA, P. M.; MARCHÃO, R.L.; BECQUER, T.; BALBINO, L. C. Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 115-122, 2008.

SEAMAN, B. S.; SCHULZE, C. H. The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understory forest birds. **Biological Conservation**, v. 143, n. 2, p. 391-398, 2010.

SKALSKI, T.; POŚPIECH, N. Beetles community structures under different reclamation practices. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 316-320, 2006.

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

USDA – **United States Department of Agriculture**. Disponível em: <<http://soils.usda.gov/sqi/concepts/glossary.html>>. Acesso em: 6 Jul 2012.

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

VERHOEF, H. Chapter 4: **Soil biota and activity**. Developments in Soil Science. D. Peter and J. P. E. Herman, Elsevier. Volume 29: 99-125, 2004.

WIENS, J.A. Riverine landscapes: talking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 501–515, 2002.

WILBY, A., SHACHAK, M., BOEKEN, B. Integration of ecosystem engineering and trophic effects of herbivores. **Oikos**, n. 92, p. 436-444, 2001.

ZAROR, C. Cambio climático y cambio global. **Ciencia Ahora**, v. 20, n. 10, p. 21-34, 2007.



## 4 ARTIGO

### **La macrofauna del Suelo como Indicadora de Degradación de Bosques Ribereños en la Amazonia Oriental Brasileira**

**Stefania Pinzón Triana<sup>1</sup>; Guillaume Xavier Rousseau<sup>2</sup>; Danielle Celentano<sup>3</sup>; Marcelo Luís Corrêa Zelarayán<sup>1</sup>; Alexandra Rocha da Piedade<sup>1</sup>; Ananda Luiza Nascimento de Asevêdo<sup>4</sup>**

**Heder Braun<sup>2</sup>**

**Resumen:** La macrofauna del suelo es ampliamente usada como bioindicadora de calidad ambiental. En este trabajo se estudia el efecto de la degradación forestal de bosques ribereños sobre la diversidad y composición de grupos taxonómicos y funcionales, con la selección de bioindicadores en las microbacías Pepital y Grande, Alcântara, Maranhão - Brasil. Se seleccionaron cuatro niveles de degradación forestal. El muestreo se llevó a cabo en la estación seca utilizando el método TSBF modificado. Los organismos colectados fueron clasificados en los principales grupos taxonómicos. Fueron calculados la densidad medias por grupo, densidad total y riqueza media, índices de Shannon y Pielou. Patrones de distribución fueron observados a través del Análisis de Componentes Principales Entre Clases (ACP-C). Los resultados indican que la degradación tiene influencia directa sobre la abundancia y la diversidad de la macrofauna del suelo. La mayor riqueza y densidad total fueron observadas en las áreas conservadas (vegetación secundaria >7m y bosques maduros >15m). Los grupos Formicidae (Hymenoptera) e Isoptera fueron dominantes con 80,5% de la abundancia total. El análisis de componentes principales indicó que el 45,6% de la comunidad total de la macrofauna responde negativamente a la degradación siendo altamente significativo. Opiliones, Gastropoda, Oligochetas e Isopoda se relacionan estrechamente con las áreas conservadas de bosques maduros, al igual que los grupos Saprófagos y Herbívoros, los cuales se mostraron restrictos a los bosques maduros (DB), la ausencia de estos grupos es un indicador de baja calidad ambiental.

**Palabras clave:** floresta ribereña, degradación forestal, sistema de corte y quema, bioindicador, macrofauna del suelo.

**Abstract: Soil Macrofauna as Indicator of Riparian Forests Degradation in the Eastern Brazilian Amazonia.** Soil macrofauna is widely used as bioindicator of environmental quality. The objective of this study was to evaluate the effect of the gradient of forest degradation on the abundance and diversity of soil macrofauna for selection of potential bioindicators in two microbasins, Pepital and Grande, in the municipality of Alcântara, Maranhão-Brazil. Were selected four levels of degradation. The sampling of macrofauna was held in the dry season using the modified method TSBF. Individuals collected were counted and classified in major taxonomic groups. Were calculated the total density and average richness by taxonomic group, richness, Shannon's and Pielou's indices. Patterns in macrofaunal distribution were observed through Between Class Principal Component Analysis (PCA-C). Results reveal that the abundance and diversity of soil macrofauna were influenced by the level of degradation. The highest richness and total density was observed in the conserved areas (secondary forest >7m and mature forests >15m). Formicidae (Hymenoptera) and Isoptera were dominant (80.5% of total abundance). The PCA-C showed significant separation between rivers ( $p=0.0001$ ), where 45.6% of total community of macrofauna respond negatively to the degradation. Pepital river shows a better conservation status. Taxa groups as Opiliones, Gastropoda, Oligochaeta and Isopoda and functional groups as saprophages and herbivores are related most strongly with mature forest (>15m), their absent can indicate a low environmental quality.

**Key words:** riparian forest, slash and burn system, bioindicators, soil macrofauna.

Maranhão es el tercer estado con mayor área forestal degradada en Brasil, cerca de 9012 km<sup>2</sup> fueron deforestados entre 2007 y 2010 (INPE, 2013). Una fuerte presión sufren las formaciones vegetales ribereñas que por crecer entorno de los cuerpos de agua continentales constituyen uno de los pocos remanecientes forestales (Wiens, 2002). Los bosques ribereños son ecosistemas megadiversos de transición e intercambio entre los ambientes terrestres y acuáticos que cumplen múltiples servicios como protección del suelo, captación y filtración de agua y conectividad de paisaje (Bardgett et al, 2001; Seaman y Schulze, 2010). Pese a ser consideradas Áreas de Preservación Permanente (APP), protegidas por la ley 12.651 de 2012 (Brasil: Código Florestal Brasileiro, 2012), continúan siendo blanco de todo tipo de degradación, fragmentación y explotación de recursos. Graves consecuencias tales como mudanzas climáticas, pérdida de la biodiversidad, erosión del suelo, disminución del nivel freático y sedimentación de los ríos están asociadas a la pérdida de estos ecosistemas (Martins, 2007; Oliveira et al, 2013).

El uso del fuego es una de las principales causas del detrimento de bosques en la Amazonía (Almeida y Vieira, 2010; INPE, 2013; Celentano et al, 2014). En Maranhão se presenta un elevado número de focos de calor por el uso del sistema de corte y quema (RAISG, 2012), una práctica ancestral de tala y quema de bosques, usada para limpiar y mejorar la fertilidad del suelo y cuyo fin es el establecimiento de pastos y cultivos y/o viabilizar la extracción de madera, seguida por el abandono de las tierras y la subsecuente recuperación de la vegetación y su componente biológico (Meggers, 1977; Oliveira et al, 2013).

Actualmente el sistema de corte y quema está ocasionando una degradación y progresiva del ambiente, pérdida de la diversidad vegetal y sus propágulos por la extensión de las áreas quemadas, el mal manejo, la frecuencia y disminución del tiempo de reposo de las mismas (Adams y Murrieta, 2008). La intensificación de las quemas compromete significativamente las propiedades físicas y químicas del suelo por la eliminación de la materia orgánica y la incidencia directa de la luz solar, ocasionando una pérdida parcial o total de su fertilidad, su biodiversidad y su capacidad de recuperación o resiliencia (Moura et al, 2009; Lawrence et al, 2010).

Ante la aceleración del proceso de eliminación de los bosques ribereños se hace necesario realizar un levantamiento forestal y biológico para establecer el estado de degradación y definir bioindicadores de calidad ambiental (Stork et al, 1997; Olff y Ritchie, 2002). La macrofauna del suelo es reconocida como bioindicadora de degradación forestal gracias a su sensibilidad ante las perturbaciones del ambiente. Su muestreo es fácil y de bajo costo, existe un amplio soporte bibliográfico y su identificación es simple hasta ordenes e familias (Favero et al, 2011). Algunos grupos de macroinvertebrados son considerados “ingenieros del ecosistema” (Lavelle et al, 1997; Wilby et al, 2001), ya que condicionan la fertilidad del suelo disponibilizando nutrientes para las plantas y otros organismos (Anderson y Ingram, 1993; Bardgett et al, 1998), transforman su estructura física, mejorando la porosidad, agregación y retención de agua, mediante la formación de estructuras biogénicas como galerías, nidos, cámaras y pelotas fecales (Lavelle y Spain, 2001; Aira et al, 2008).

A través de este estudio se pretende determinar el efecto de la degradación de los bosques ripários de los ríos Pepital y Grande (Alcântara - MA) en la abundancia y riqueza de los principales grupos taxonómicos de la macrofauna edáfica, e identificar bioindicadores potenciales de la calidad de estos ecosistemas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El trabajo se realizó en las áreas forestales de las riberas Pepital y Grande, situadas en el municipio de Alcântara al norte del estado de Maranhão-Brasil. Las dos bacías hacen parte del Centro de Endemismo Belém y de la grande bacía hidrográfica del Atlántico (Almeida y Vieira, 2010). El clima es superhúmedo con temperatura media de 25°C, resultantes de su posición geográfica e influencia de las masas de aire húmedas del océano Atlántico. Se diferencia de otras áreas amazónicas por la presencia de dos estaciones bien definidas, una lluviosa y otra seca, con una precipitación media anual entre 1.000-1.800 mm y suelo de tipo Ultisol de baja fertilidad (Brito y Rego, 2001; Mendonça Neto et al, 2011).

Los bosques ribereños de las dos microbacias están conformados por vegetación amazónica, severamente degradada por la implantación de áreas agrícolas y de pastaje, y por la extracción de madera y arena (Gonçalves et al, 1996). La altura media de los árboles es de menos de 10m en áreas elevadas (Brito y Rego, 2001), las especies que crecen en las márgenes de los ríos, usualmente áreas inundables en la época lluviosa son *Mauritia flexuosa* (Burití), *Euterpe oleracea* (Juçara), *Clusia* sp. y *Tococa* sp.; en áreas de inicio de sucesión es usual la presencia de especies como *Cecropia* sp., *Trema micrantha*, *Lacistema* sp. y *Attalea speciosa* (Gonçalves et al, 1996); en áreas más conservadas (sucesión avanzada), las especies más frecuentes de acuerdo con Celentano et al (2014) son *Virola surinamensis* (Urucurana), *Xylopia brasiliensis* (Pindaíba), *Carapa guianensis* (Andiroba) y *Symphonia globulifera* (Guanandi).

**Caracterización de la degradación y diseño experimental:** Fueron establecidos cuatro niveles de degradación a lo largo de los ríos Pepital y Grande, ríos menos degradados localmente, categorizados de acuerdo a la adaptación de los criterios adoptados por la FAO (2009), en: (1) muy alto (DMA), para áreas abiertas, con suelo expuesto, con presencia de algún uso antrópico (ausencia árboles, apertura de dosel >90%); (2) alta (DA), zona de sucesión temprana, con bosque secundario joven (árboles de hasta 7m, apertura de dosel entre 50 y 90%); (3) Media (DM), bosque secundario en sucesión avanzada (presencia de árboles de hasta 15m, apertura de dosel <50%); y (4) baja (DB), bosque secundario avanzado (presencia de árboles de más de 15m, apertura de dosel <20%).

El delineamiento experimental fue enteramente casualizado con cuatro tratamientos (niveles de degradación) y tres repeticiones para cada río, con un total de 24 parcelas de 20 x 50m (0,1 ha), instaladas en suelos no hidromórficos (no inundables) con por lo menos 10m de distancia de la borda y de forma paralela al cauce (Figura 1).

**Muestreo de la macrofauna del suelo:** El muestreo de los macroinvertebrados de suelo se realizó en el mes de noviembre de 2012, correspondiente al periodo seco, a través del método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) modificado (Anderson y Ingram, 1993). En cada parcela fueron colectados

cinco monolitos con la ayuda de un marco metálico de 0.25 x 0.25 m y 0,10 m de profundidad, dispuestos en zig-zag a 2 m de la línea media longitudinal de la parcela y orientados en sentido naciente-desembocadura (Figura 1). Fueron muestreados un total de 120 monolitos.

Los macroinvertebrados fueron extraídos manualmente de las muestras de hojarasca y suelo de cada monolito y conservados en frascos con alcohol al 70%. El tratamiento para las lombrices tuvo primeramente el paso de los ejemplares en una solución de formol al 4% por 48 h y fueron posteriormente conservadas en alcohol al 70%. En el laboratorio, con ayuda de una lupa estereoscópica se identificaron y contaron los organismos a nivel de grandes grupos taxonómicos. Todas las muestras fueron etiquetadas y almacenadas para conformar la colección de invertebrados del suelo del Laboratorio de Entomología de la Universidad Estadual de Maranhão - UEMA.

**Parámetros ecológicos de la macrofauna del suelo:** Los macroinvertebrados fueron contados y separados en grupos taxonómicos (Lavelle et al, 2003) y de acuerdo con sus funciones ecológicas divididos en: ingenieros del ecosistema (Jouquet et al, 2006), saprófagos, herbívoros, omnívoros y predadores (Moço et al, 2010).

La densidad de la macrofauna del suelo se obtuvo a partir de la transformación del número de individuos por monolito en número de individuos por metro cuadrado ( $\text{ind.m}^{-2}$ ). Se determinaron los valores de riqueza media ( $S_M$ ), que representa el número medio de grupos colectados por cada muestra (monolito) en cada nivel de degradación/río, y la densidad total ( $D_T$ ), el número total de individuos de cada muestra (Legendre y Legendre, 1998).

La diversidad de la fauna edáfica fue medido a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener

(H), cuya fórmula  $H = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$  mide la probabilidad de encontrar un determinada especie o

grupo en un ecosistema; el índice de Equitabilidad de Pielou ( $H'$ ),  $H' = \frac{H}{\ln S}$ , define el padrón de

distribución de los individuos entre los grupos; y, el índice de dominancia de Simpson ( $I_s$ ),  $I_s = 1/L$ ,

siendo  $L = \sum_{i=1}^S p_i^2$ , que refleja la probabilidad de dos individuos aleatoriamente pertenecer al mismo grupo (Legendre, 2002).

**Análisis estadísticos:** Los datos fueron transformados en  $\ln(x + 1)$  para realizar la homogeneidad de las varianzas (Legendre y Gallagher, 2001). Posteriormente, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con dos factores: ríos y niveles de degradación. Se compararon los promedios mediante el teste SNK al 10% de probabilidad ( $p \leq 0.1$ ). Para ejecutar los análisis se utilizó el software R (R Development Core Team, 2009).

Para el análisis multivariado de la abundancia de los grupos de macrofauna se utilizaron Análisis de Componentes Principales entre-clases (ACP-C) testando mediante permutaciones Monte Carlo (Chessel et al, 2004), el efecto de las parcelas (4 niveles de degradación, 2 ríos) y la combinación (río x nivel de degradación) sobre la abundancia e diversidad de grupos taxonómicos de la macrofauna edáfica. Los análisis fueron realizadas con el paquete *ade4* del software R (R Development Core Team, 2009).

## RESULTADOS

**Abundancia:** Un total de 5738 organismos fueron identificados y separados en 25 grupos taxonómicos, encontrados en 24 parcelas en los ríos Pepital y Grande. Las densidades de los organismos ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) mostraron una dominancia de las termitas (Isoptera,  $n= 3185$ ) con 55.5% y las hormigas (Hymenoptera: Formicidae,  $n= 1433$ ) con 25%, seguido por lombrices (Oligochaeta,  $n=440$ ) con 7.7% y arañas (Aranae,  $n=121$ ) con 2.1%, los demás grupos presentaron abundancias menores a 1.9% (Cuadro 1).

Ocho grupos mostraron diferencia significativa para el factor río (Cuadro 1), Coleoptera (adultos - larvas), Neuroptera, Ixodidae, Gastropoda, Indeterminados, Homoptera y Aranae, los cuales presentaron mayores densidades en el río Pepital.

Contrastando las medias de abundancia en el gradiente de degradación se observó que los grupos Formicidae, Isoptera, Oligochaeta, Gastropoda, Blattaria, Chilopoda, Opiliones, Diplura y Pseudoscorpionida mostraron diferencias significativas entre los diferentes niveles de degradación (Cuadro 1). La familia Formicidae fue significativamente más abundante en la degradación baja (DB), media (DM) y alta (DA) comparado con la baja densidad presentada en el nivel de degradación muy alto (DMA). Para los órdenes Isoptera, Diplura y Pseudoscorpionida no se registró diferencia significativa entre DB y DM, no obstante estos dos presentaron abundancias mayores comparadas con los niveles DMA y DA. Para el grupo Chilopoda se observó que hubo una mayor abundancia en el nivel de degradación medio DM, y las densidades de Oligochaetas, Gastropoda y Opiliones registraron valores mayores en DB comparado con los demás niveles de degradación (Cuadro 1). Oligochaetas, Isopoda, Gastropoda y Opiliones son los grupos más sensibles al estado de degradación forestal ya que mostraron hábitos restringidos a los bosques conservados (DB), en el caso de Isopoda solamente en el río Pepital.

Por otra parte, los grupos taxonómicos que se mostraron sensibles a la combinación degradación por río, es decir, aquellos grupos que dentro de determinado nivel de degradación presentan diferencias entre los ríos estudiados, fueron Isopoda y Diplopoda. Isopoda fue significativamente abundante en DB del río Pepital y Diplopoda en DB y DM del mismo río. Para el río Grande, Diplopoda obtuvo valores mayores en el nivel de DMA.

Los grupos funcionales que mostraron diferencia significativa en el factor río fueron Saprófagos, Herbívoros y Omnívoros (Cuadro 1), los cuales presentaron abundancias mayores en el río Pepital. Para el factor degradación (Figura 3) los grupos Ingenieros del Ecosistema y Predadores mostraron valores mayores y semejantes en los bosques de degradación baja (DB) y media (DM) comparados con las florestas más degradadas, por otra parte los Saprófagos y Herbívoros obtuvieron densidades mayores en los bosques de sucesión avanzada (DB).

**Densidad Total, Riqueza e Índices ecológicos:** De acuerdo al factor río, no hubo diferencia significativa en la densidad total ( $D_T$ ) entre el río Pepital y el río Grande, sin embargo, Pepital registra



abundancias mayores en todos los grupos, excepto Oligochaetas, Embiidina, Chilopoda y Scorpiones (Cuadro 1), lo que resulta en una mayor  $D_T$  (Cuadro 2). La riqueza media y los índices de Shannon y Pielou fueron significativos para el factor río, mostrando que el río Pepital presenta mayor riqueza ( $S_M$ , Media=6.52,  $p \leq 0.05$ ), diversidad ( $H$ , Media=0.48,  $p \leq 0.05$ ) y equitatividad ( $H'$ , Media=0.26,  $p \leq 0.1$ ) comparado con el río Grande (Cuadro 2).

Para el factor nivel de degradación se registraron valores de  $D_T$  mayores en las áreas más conservadas, degradación baja (Media DB=1276.3,  $p \leq 0.05$ ) y degradación media (Media DM=1265.1,  $p \leq 0.05$ ), los cuales se diferenciaron significativamente de DA y DMA. La riqueza media fue mayor en DB comparada con DA y DMA (Cuadro 2).

Por otra parte los índices de Shannon y Pielou mostraron semejanza entre DM y DB y el índice de Simpson presentó un valor mayor en DB, indicando que medianamente diversos y poco equitativos, es decir, las florestas DB tienen mayor dominancia de grupos.

**Análisis de componentes principales entre-clases de la macrofauna del suelo en un gradiente de degradación en floresta de ribera de los ríos Pepital y Grande:** De acuerdo con el Análisis de Componentes Principales entre-clases (ACP-C) se reveló que el efecto de la interacción Degradación x Río explica el 45.6% de la variancia de la comunidad de macrofauna, siendo altamente significativa ( $p=0.0001$ ).

En el componente 1 se separaron las áreas de mayor a menor degradación, en sentido izquierda - derecha. La comunidad total de macrofauna de suelo respondió negativamente a la degradación. En el componente 2, atribuido al factor río, se observa que la distribución de los grupos de macrofauna entre los dos ríos es similar (Figura 4). Algunas áreas de los dos ríos guardan semejanza entre sí y todos los niveles de degradación en el río Pepital mostraron un mejor estado de conservación comparados con los niveles respectivos en el río Grande (Figura 4A).

Evaluando el efecto de cada río separadamente se encontró que el efecto de la degradación en el río Pepital explicó el 41.3% de la variación de la comunidad de macrofauna ( $p=0.0013$ ) (Cuadro 3). Los grupos Gastropoda, Ixodidae, larvas y adultos de Coleoptera e Isopoda muestran una fuerte

asociación al río Pepital (Figura 4), como lo comprueba las mayores abundancias de estos organismos registradas en el Cuadro 1.

Los ingenieros del ecosistema (Isoptera, Formicidae, Oligochaeta) están fuertemente asociados y responden positivamente al estado de conservación forestal como se observa en la figura 4. El grupo Vespidae está fuertemente asociado a la degradación alta (DA); Opiliones, Pseudoescorpiones y Blattaria fueron los grupos asociados con el nivel de degradación media (DM); y, Homoptera, Heteroptera, Indeterminados y Diplopoda correlacionados con la degradación baja (DB). Por otra parte, el efecto de la degradación en el río Grande explicó el 35.3% ( $p=0.0529$ ) (Cuadro 3) de la variabilidad de la comunidad de macrofauna, siendo los grupos Embidina, Chilopoda y Scorpiones los que más se correlacionaron con DB, y larvas de Diptera asociado con la DM como se muestra en la figura 4.

## DISCUSIÓN

El efecto de la eliminación de las florestas ribereñas sobre la comunidad total de macrofauna del suelo indica la fuerte amenaza que sufren estos ecosistemas con la expansión agro-extractivista y el uso intensivo del sistema de corte y quema. Para disminuir la presión sobre los relictos forestales es necesario considerar la macrofauna del suelo como pieza fundamental en el mejoramiento de la calidad de suelo, considerada como la capacidad que tiene el suelo de proporcionar servicios ambientales (Wardle, 2006).

Los grupos Formicidae (Hymenoptera) e Isoptera, fueron dominantes debido a su comportamiento social y su amplia distribución (Rafael et al, 2012), registrado también en los estudios de Lourente et al (2007) y Vasconcellos et al (2013). Estos insectos presentan una gran tolerancia a la perturbación ambiental (Perfecto y Snelling, 1995; Lobry de Bruyn, 1999), ya que su densidad ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) no difiere entre los niveles de degradación DA, DM y DB en el caso de Formicidae y DM y DB en Isoptera, lo que sugiere que hay un fuerte efecto de borda en las áreas muestreadas y una migración de estos organismos desde los bosques adyacentes (Wanner y Dunger, 2002). Se resalta la necesidad de la

identificación hasta especies para mejorar la resolución de la bioindicación (Correia, 2002; Nahmani et al, 2006).

Los resultados muestran que los valores de riqueza y densidad total ( $D_T$ ) de macrofauna fueron mayores en las áreas más conservadas (DB y DM), lo cual había sido reportado anteriormente en el Centro Endemismo Belém por Rousseau et al (2010; 2014). La diversidad de grupos expresada por los índices de Shannon, Simpson y Pielou en los dos ríos es baja comparado con lo registrado por Rousseau et al (2014). Sin embargo, el río Pepital presenta una mayor riqueza y soporta una mayor diversidad de grupos funcionales como Aranae, Neuroptera e Ixodida (predadores), Larvas de Homoptera y Gastropoda (herbívoros) y larvas y adultos de Coleoptera (omnívoros). De acuerdo con el ACP-C (Monte Carlo,  $p=0.0001$ ) (Figura 4A), todas las áreas del río Pepital presentan mejor estado de conservación, probablemente debido a una mayor riqueza y abundancia de especies arbóreas (Gongalsky et al, 2012; Celentano et al, 2014).

El grupo Opiliones está relacionado con una mejor calidad del suelo y la vegetación (Baretta et al, 2010) e Isopoda asociado a una mayor cobertura vegetal, materia orgánica y humedad del suelo (Correia y Aquino, 2005; Pimentel et al, 2011). El grupo Oligochaeta mostró especificidad a los bosques de sucesión avanzada (DB), reportado también en Rousseau et al (2010), quienes demostraron que las florestas secundarias de 40 años (más conservadas) sustentan una mayor diversidad de lombrices y que la mayor abundancia de las mismas se encuentra en áreas con mayor aporte de materia orgánica, (pastizales preparados a través de tritura y abandono), evidenciando así, la correlación y respuesta eficiente del grupo a la cobertura vegetal y a la disponibilidad de materia orgánica. Vespidae fue el único grupo asociado con el nivel de degradación muy alto (DMA), debido al comportamiento de algunas especies que nidifican en suelos abiertos y arenosos y compactos (Genise, 1986).

Por otra parte, Diploda considerado un eficiente indicador de calidad de suelo asociado a la cobertura vegetal, materia orgánica y humedad del suelo (Correia y Aquino, 2005; Pimentel et al, 2011), mostró un comportamiento singular, al presentar mayor abundancia en los estados más

conservados de floresta (DB y DM) y en nivel de degradación más alto (DMA) del río Grande. Este fenómeno de dispersión y colonización de áreas abiertas había sido reportado para Isoptera por DeSouza y Brown (1994) y Eggleton et al (1995). Al tratarse de organismos saprofitas, el aumento en la abundancia de Diplopoda en zonas abiertas intervenidas puede estar relacionada a la alta densidad de herbáceas presentes en estas áreas (Correia Zelarayan, 2014); los pastizales son sistemas que proveen un aporte significativo de materia orgánica debido a la producción de biomasa encima y debajo del suelo (Trujillo et al, 2006), además, de la oferta de materia orgánica remanente de la tala y abandono para el preparo del suelo, prácticas altamente incidentes localmente (Celentano et al, 2014).

La separación en grupos funcionales se mostró eficiente para la indicación del estado de perturbación de los ríos, comprobando que el río Pepital soporta una mayor comunidad de grupos, tales como Saprófagos, Herbívoros y Omnívoros (Cuadro 1), la presencia de esa diversidad de grupos funcionales indica que existen condiciones climáticas y oferta de alimento favorables para estos organismos (Santos et al, 2008; Ross, 2009). Por otro lado en el factor nivel de degradación, la comunidad de ingenieros del ecosistema y predadores mostraron ser indicadores de las áreas en sucesión secundaria avanzada (DM) y los bosques maduros (DB), esta semejanza en los estados de degradación media y alta puede ser explicada por la hipótesis de disturbio intermedio (HDI) propuesta por Connell (1978) que predice una mayor diversidad de organismos en presencia de disturbios intermedios, con predominancia de especies competidoras y tolerantes a la perturbación. No obstante los Saprófagos y Herbívoros se mostraron restringidos a los bosques maduros (DB), siendo los grupos más sensibles a la degradación, lo cual puede deberse al aumento de la biomasa vegetal y la cualidad de la materia orgánica presente en los sistemas (Sayer et al, 2010). Además, Correia (2002) sugiere que el aumento de la diversidad de grupos funcionales indica una mayor diversificación del medio, es decir, mayor complejidad del sistema. En ese nivel de identificación se puede demostrar que los grupos funcionales responden negativamente a la degradación, observado en la disminución de la abundancia de todos los grupos en áreas menos conservadas, lo cual puede ser útil para procesos de monitoreamiento de la salud del suelo (Rousseau et al, 2010).

Por último, se determinó que a pesar de que los bosques ripários de los ríos Pepital y Grande (Alcântara - MA) se encuentran severamente degradados, el río Pepital presenta un mejor estado de conservación. La comunidad total de la macrofauna del suelo tuvo influencia negativa de la degradación. Oligochaeta, Opiliones, Isopoda y Gastropoda fueron los grupos que se mostraron como potenciales indicadores de degradación, los cuales pueden ser usados para el monitoreamiento de la restauración de estos ecosistemas. Finalmente, el presente trabajo demostró que la pérdida del componente vegetal influye en la abundancia, riqueza y composición de la comunidad total de macroinvertebrados del suelo, confirmando su eficiencia bioindicadora. Nuestros resultados pueden servir de alerta para evitar que más áreas ciliares sean perdidas junto al componente biológico y los servicios ambientales que sustentan.

#### AGRADECIMIENTOS

Al equipo completo de estudiantes e investigadores del Grupo de Investigación en Florestas Ribereñas Pepital. A la Coordinación de Perfeccionamiento de Personal de Nivel Superior – CAPES y a la Fundación de Amparo a la Investigación y el Desenvolvimiento Científico y Tecnológico de Maranhão - FAPEMA por el apoyo financiero brindado. Al programa de posgrado en Agroecología de la Universidad Estatal de Maranhão - UEMA por las instalaciones cedidas. A las comunidades de Pepital e Só Assim por la receptividad, amabilidad y apoyo proporcionado en campo.

## REFERENCIAS

- Adams, C., Murrieta, R. S. S. (2008). *Agricultura de corte e queima e florestas tropicais*. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciência humana, Belém. Recuperado de [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1981-81222008000200002&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-81222008000200002&lng=en&nrm=iso)
- Aira, M., Sampedro, L., Monroy, F., Domínguez, J. (2008). Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(10), 2511–2516. doi:10.1016/j.soilbio.2008.06.010
- Almeida de, 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. *Revista de Estudos Universitários - REU*, 36(3), 95–111. Recuperado de [http://repositorio.museugoeldi.br/jspui/bitstream/123456789/547/1/REU%2036\(3\)%202010%20Almeida.pdf](http://repositorio.museugoeldi.br/jspui/bitstream/123456789/547/1/REU%2036(3)%202010%20Almeida.pdf)
- Anderson, J. M., Ingram, J. S. I. (1993). *Tropical Soil Biology and Fertility: a handbook of methods*, 2a ed. Anderson, and Ingram, eds. CAB International, Wallingford, UK, 89-112.
- Bardgett, R. D., Anderson, J. M., Behan-Pelletier, V., Brussaard, L., Coleman, D. C., Ettema, C., Wall, D. H. (2001). The influence of soil biodiversity on hydrological pathways and the transfer of materials between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 4(5), 421–429. doi:10.1007/s10021-001-0020-5
- Bardgett, R. D., Keiller, S., Cook, R., Gilburn, A. S. (1998). Dynamic interactions between soil animals and microorganisms in upland grassland soils amended with sheep dung: a microcosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4), 531–539. doi:10.1016/S0038-0717(97)00146-6

Baretta, D, Santos, J.C.P., Segat, J.C., Geremia, E.V., de Oliveira Filho, L.C.I. Alves, M.V. (2011). *Fauna edáfica e qualidade do solo*, in: Klauberg Filho, O., Mafra, A.L. Gatiboni L.C. (Eds.), Tópicos especiais em ciência do solo, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 141-192.

Baretta, D., Brown, G. G., Nogueira-Cardoso, E. J. B. 2010. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas como *Araucaria angustifolia*. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 2, 135-150. Recuperado de [http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM26-esp\(2010\)/AZM-Esp-10-Baretta%20et%20al.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM26-esp(2010)/AZM-Esp-10-Baretta%20et%20al.pdf)

Brito, C. M. S. De, Rego, M. M. C. (2001). Community of male Euglossini bees (Hymenoptera: Apidae) in a secondary forest, Alcântara, MA, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 61(4): 631-638. Recuperado de [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-69842001000400012&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842001000400012&lng=en&tlng=en). 10.1590/S1519-69842001000400012

Celentano, D., Rousseau, G. X., Engel, V. L., Façanha, C. L., de Oliveira, E. M., Moura, E. G. De (2014). Perceptions of environmental change and use of traditional knowledge to plan riparian forest restoration with relocated communities in Alcantara, Eastern Amazon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10(11), 4-15. doi:10.1186/1746-4269-10-11

Chessel, D., Dufour, A.B. Thioulouse, J. (2004). *The ade4 package*. I. One-table methods. R News 4, 5–10. Recuperado de <http://www.cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf>

Connell, M. L. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (Washington, D. C.) 199:1302-1310.

Correia, M. E. F. (2002). *Potencial de Utilização dos Atributos das Comunidades de Fauna de Solo e de Grupos Chave de Invertebrados como Bioindicadores do Manejo de Ecossistemas*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. Recuperado de <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/27940/1/doc157.pdf>

Correia, M. E. F., Aquino, A. M. de. (2005). *Os Diplópodes e suas Associações com Microrganismos na Ciclagem de Nutrientes*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. Recuperado de <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/626874/1/doc199.pdf>

Correia Zelarayan, M. L. (2014). *Impacto da degradação de florestas ripárias sobre os estoques de carbono na Amazônia oriental, Brasil*. (Tesis de maestría inédita). Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luis, MA.

DeSouza, F., Brown, V. (1994). Effects of habitat fragmentation on amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, 10(2), 197–206. Recuperado de <http://www.isopectera.ufv.br/file.php/1/ourPapersPdf/DeSouzaEtBrown1994.pdf>

Eggleton, P., Bignell, D. E., Sands, W. A., Waite, B., Wood, T. G. Lawton, J. H. (1995). The species richness (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroun. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 85-98. doi: 10.1098/rstb.1996.0004

FAO. (2009). *Towards defining forested gradation: Comparative analysis of existing definitions*. Forest Resources Assessment Programme Working Paper 154. FAO: Roma, Italia. Recuperado de <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/012/k6217e/k6217e00.pdf>

Favero, S., Souza, H. A, Oliveira, A. K. M. (2011). Coleoptera (Insecta) as forest fragmentation indicators in the Rio Negro sub-region of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1, Suppl.), 291–295. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21537602>

Genise, J.F. (1986). Estudios Etológicos en Hymenoptera (Insecta). *Revista Latinoamericana de Psicología*, 18(2), 171-182. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=80518203>

Gonçalves, S. J. M., Rêgo, M., Araújo, A. (1996). Abelhas sociais (Hymenoptera: Apidae) e seus recursos florais em uma região de mata secundária, Alcântara, Maranhão, Brasil. *Acta Amazônica*, 26, 55-68. Recuperado de <https://acta.inpa.gov.br/fasciculos/26-2/PDF/v26n2a04.pdf>



Gongalsky, K. B., Malmström, A., Zaitsev, A. S., Shakhhab, S. V., Bengtsson, J., Persson, T. (2012). Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology*, 59, 73–86. doi:10.1016/j.apsoil.2012.03.017

INPE. (2013). *Mapeamento da degradação florestal na Amazônia Brasileira-DEGRAD*. Recuperado de <http://www.obt.inpe.br/degrad/>

Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlöf, J., Lavelle, P., Lepage, M. (2006). Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology*, 32(2), 153–164. doi:10.1016/j.apsoil.2005.07.004

Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33(4), 159–193. Recuperado de [http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/pleins\\_textes\\_7/b\\_fdi\\_51-52/010015216.pdf](http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_51-52/010015216.pdf)

Lavelle, P., Spain, A. V. (2001). *Soil ecology*. Norwell MA: Kluwer Academy Publishers.

Lavelle, P., Senapati, B. Barros, E. *Soil macrofauna*. In: Schroth, G.; Sinclair, F.L. (eds). (2003). *Trees, crops and soil fertility*. CABI Publishing, Wallingford, 303-304.

Lawrence, D., Radel, C., Tully, K., Schmook, B. Schneider, L. (2010). Untangling a decline in tropical forest resilience: constraints on the sustainability of shifting cultivation across the globe. *Biotropica*, 42, 21–30. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00599.x

Legendre, P. Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. 2nd ed. Elsevier, Amsterdam.

Legendre, P. Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280. doi:10.1007/s004420100716

Legendre, P. (2002). *Nested Anova user's guide*. Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal. Recuperado de <http://www.fas.umontreal.ca/biol/legendre/>

Lobry de Bruyn, L.A. (1999). Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 411-425. doi:10.1016/S0167-8809(99)00047-X

Lourente, E. R. P., Ferreira, R., Augusto, D., Estevão, M., Martins, F. (2007). Macrofauna edáfica e sua interação com atributos químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Acta Scientiarum Agronomy*, 29(1), 17-22. Recuperado de <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/60>

Martins, S. V. (2007). *Recuperação de matas ciliares*. Ed. Aprenda Fácil. Viçosa – MG.

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

Mendonça Neto, O., Nascimento, E. S. Farias Filho, M. S. (2011). *A cartografia social e sua aplicabilidade na gestão e manejo da bacia hidrográfica do rio Pepital, Alcântara – MA*. Relatório de Pesquisa. Geografia: UFMA.

Menezes, C. E. G., Correia, M. E. F., Pereira, M. G., Batista, I., Rodrigues, K. D. M., Couto, W. H., Oliveira, I. P. De. (2009). Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 33(6), 1647-1656. Recuperado de [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832009000600013&lng=en&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832009000600013&lng=en&tlng=pt). 10.1590/S0100-06832009000600013

Moço, M. K. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Machado, R. C. R., Baligar, V. C. (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(3), 347-354. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>

Moura, E. G., Moura, N. G., Marques, E. S., Pinheiro, K. M., Costa Sobrinho, J. R. S. Aguiar, A. C. F. (2009). Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. *Soil Use and Management*, 25(4), 368-375. doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00238.x

- Nahmani, J., Lavelle, P., Rossi, J.-P. (2006). Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution?, *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 385–396. doi:10.1016/j.soilbio.2005.04.037
- Olf, H., Ritchie, M. E. (2002). Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 58(2–4), 83–92. doi:10.1016/S0169-2046(01)00211-0
- Oliveira, L. J. C., Costa, M. H., Soares-Filho, B. S., Coe, M. T. (2013). Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024021. doi:10.1088/1748-9326/8/2/024021
- Perfecto, I., Snelling, R. (1995). Biodiversity and the transformation of a tropical ecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecological Applications*, 5, 1084-1097. doi:10.2307/2269356
- Pimentel, M. S., Polli, H. De, Aquino, A. M. De. (2011). Bioindicators of soil quality in coffee organic cultivation systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 46(5), 546–553. doi:10.1590/S0100-204X2011000500013
- R Development Core Team. (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Recuperado de <http://www.R-project.org>
- Rafael, J.A., Melo, G.A., de Carvalho, C.J.B., Casari, S.A., Constantino, R. (2012). *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia: Ordem Isoptera*. Holos, Editora, pp. 311-322.
- RAISG. (2012). *Amazônia sob Pressão*. Recuperado de <http://www.raisg.socioambiental.org>
- Ross, E. S. (2009). *Encyclopedia of Insects*. Elsevier, pp. 315–316.
- Rossi, J. P., Celini, L., Mora, P., Mathieu, J., Lapied, E., Nahmani, J., ... Lavelle, P. (2010). Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate

diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1-2), 148–154. doi:10.1016/j.agee.2009.08.012

Rousseau, G. X., Silva, P. R. dos S., Carvalho, C. J. R. de. (2010). Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), (2), 117-134. Recuperado de <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/920416/1/Earthworms.pdf>

Rousseau G. X., Silva P. R. dos S., Carvalho, C. J. R. de. (2014). 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. Aceitado por *Acta Amazônica* (Março 2014).

Santos, G. G., Marques, P., Marchão, R. L., Becquer, T. (2008). Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43(1), 115–122. Recuperado de <http://www.scielo.br/pdf/pab/v43n1/a15v43n1.pdf>

Sayer, E. J., Sutcliffe, L. M. E., Ross, R. I. C., Tanner, E. V. J. (2010). Arthropod Abundance and Diversity in a Lowland Tropical Forest Floor in Panama: The Role of Habitat Space vs. Nutrient Concentrations. *Biotropica*, 42(2), 194–200. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00576.x

Seaman, B. S., Schulze, C. H. (2010). The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understorey forest birds. *Biological Conservation*, 143(2), 391–398. doi:10.1016/j.biocon.2009.11.002

Stork, N. E., Eggleton, P. (1991). Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7(1, 2), 38–47. Recuperado de [http://www.griffith.edu.au/\\_data/assets/pdf\\_file/0009/357435/Invertebrates-as-determinants-and-indicators-of-soil-quality-1992.pdf](http://www.griffith.edu.au/_data/assets/pdf_file/0009/357435/Invertebrates-as-determinants-and-indicators-of-soil-quality-1992.pdf)

Stork, N.E., Boyle, T.J.B., Dale, V., Eeley, H., Finegan, B., Lawes, M., Manokaran, N., Prabhu, R., Soberon, J. (1997). Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management:

conservation of biodiversity. CIFOR Working paper. CIFOR, Bogor, Indonesia. Recuperado de [http://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/WPapers/WP-17.pdf](http://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/WP-17.pdf)

Trujillo, W., Fisher, M. J., Lal, R. (2006). Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. *Soil and Tillage Research*, 87(1), 28–38. doi: 10.1016/j.still.2005.02.038

Vasconcellos, R. L. F., Segat, J. C., Bonfim, J. A., Baretta, D., Cardoso, E. J. B. N. (2013). Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology*, 58, 105–112. doi:10.1016/j.ejsobi.2013.07.001

Wanner, M., Dunger, W. (2002). Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany, *European Journal of Soil Biology*, 38, 137-143. doi:10.1016/S1164-5563(02)01135-4

Wardle, D.A. (2006). The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, 9, 870-886. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00931.x

Wiens, J.A. (2002). Riverine landscapes: talking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47, 501–515. Recuperado de <http://www.ag.auburn.edu/auxiliary/alcfwru/fisheries/fish7380/wiens.pdf>

Wilby, A., Shachak, M., Boeken, B. (2001). Integration of ecosystem engineering and trophic effects of herbivores. *Oikos*, 92(3), 436–444. Recuperado de <http://www.math.wustl.edu/~berson/0206-OIKOS2002-trophic-ee.pdf>

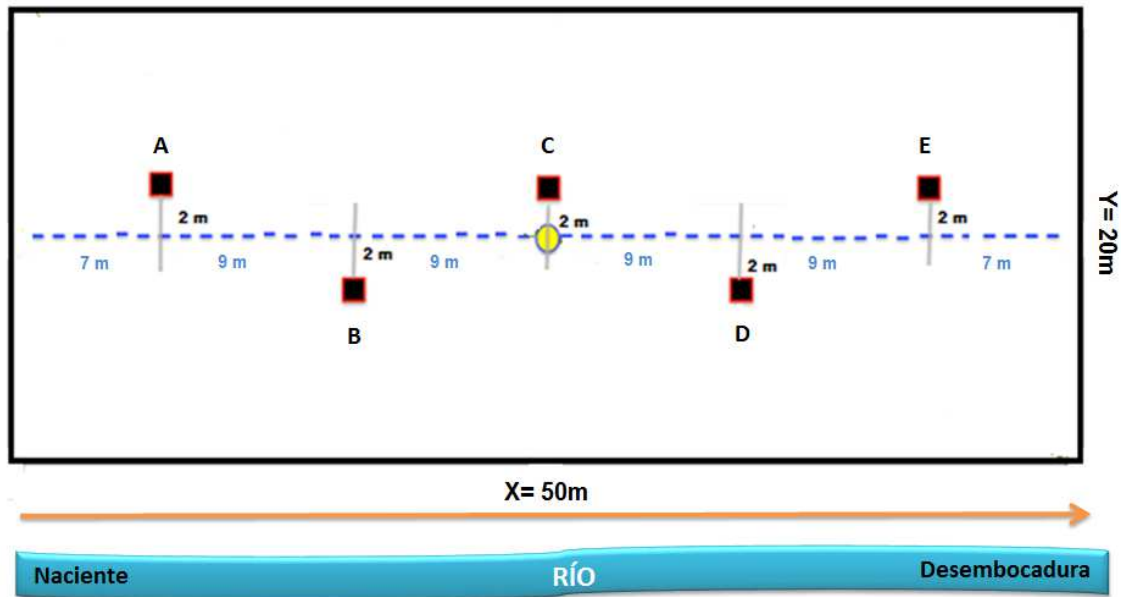


Figura 1. Parcela experimental para el muestreo de la macrofauna del suelo en el gradiente de degradación de las florestas ribereñas de los ríos Pepital y Grande - Alcântara (MA).

Figure 1. Experimental plot for sampling of soil macrofauna in the degradation gradient of riparian forests in Pepital and Grande Rivers - Alcântara (MA).

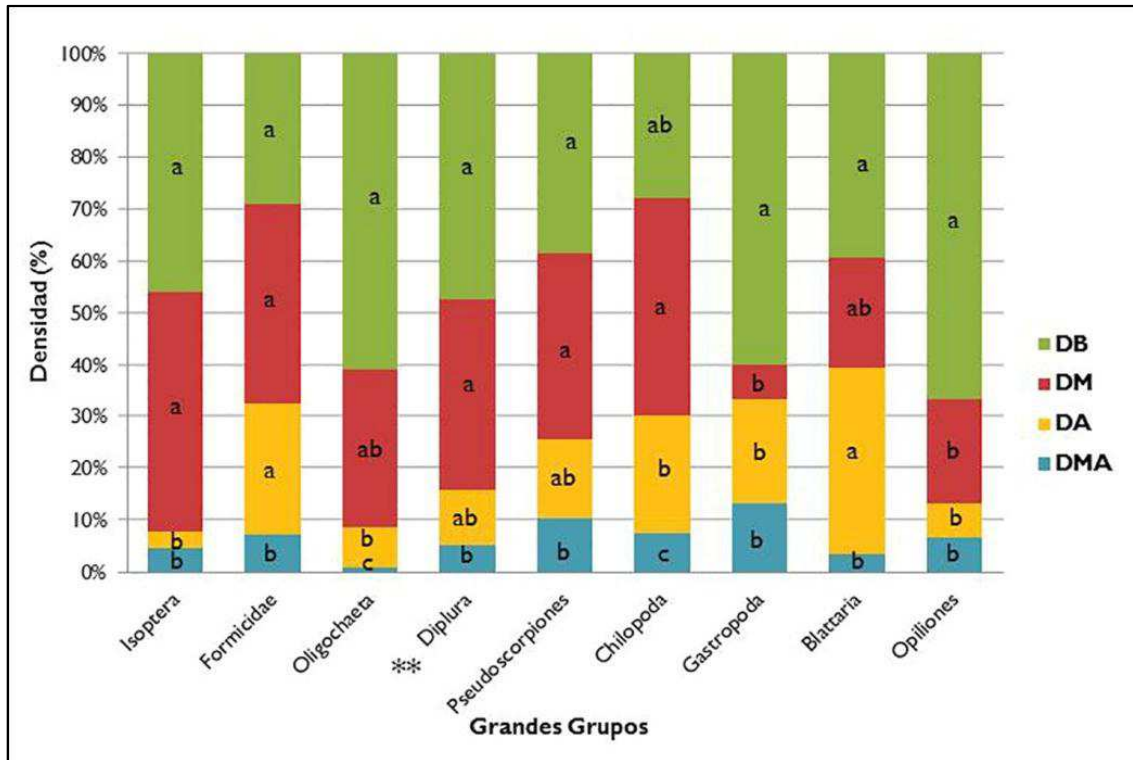


Figura 2. Densidad relativa de nueve grupos de la macrofauna del suelo sensibles al efecto de la degradación de florestas ribereñas, Alcántara (MA). Puntos con letras diferentes en el mismo grupo fueron estadísticamente diferentes al nivel  $p \leq 0.05$  (\*\*  $p \leq 0.1$ ) de acuerdo con el test SNK.

Figure 2. Relative density of nine groups of macrofauna susceptible to effects of riparian forests degradation, Alcántara (MA). Points with different letters in the same group were statistically different at  $p \leq 0.05$  (\*\*  $p \leq 0.1$ ), according to the SNK test.

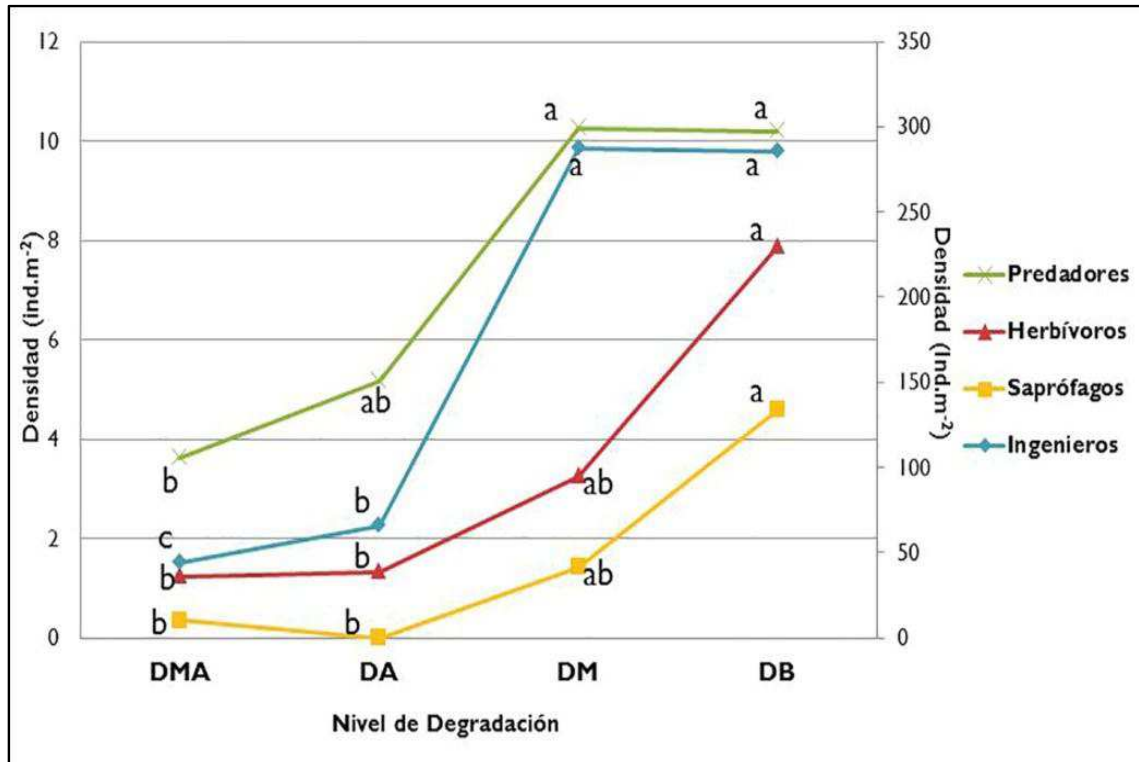


Figura 3. Distribución de las densidades de los grupos funcionales de la macrofauna del suelo en los niveles de degradación. Puntos con letras diferentes en el mismo grupo fueron estadísticamente diferentes al nivel  $p \leq 0.05$ , de acuerdo con el test SNK.

Figure 3. Distribution of functional groups densities in forest degradation levels. Points with different letters in the same group were statistically different at  $p \leq 0.05$ , according to the SNK test.



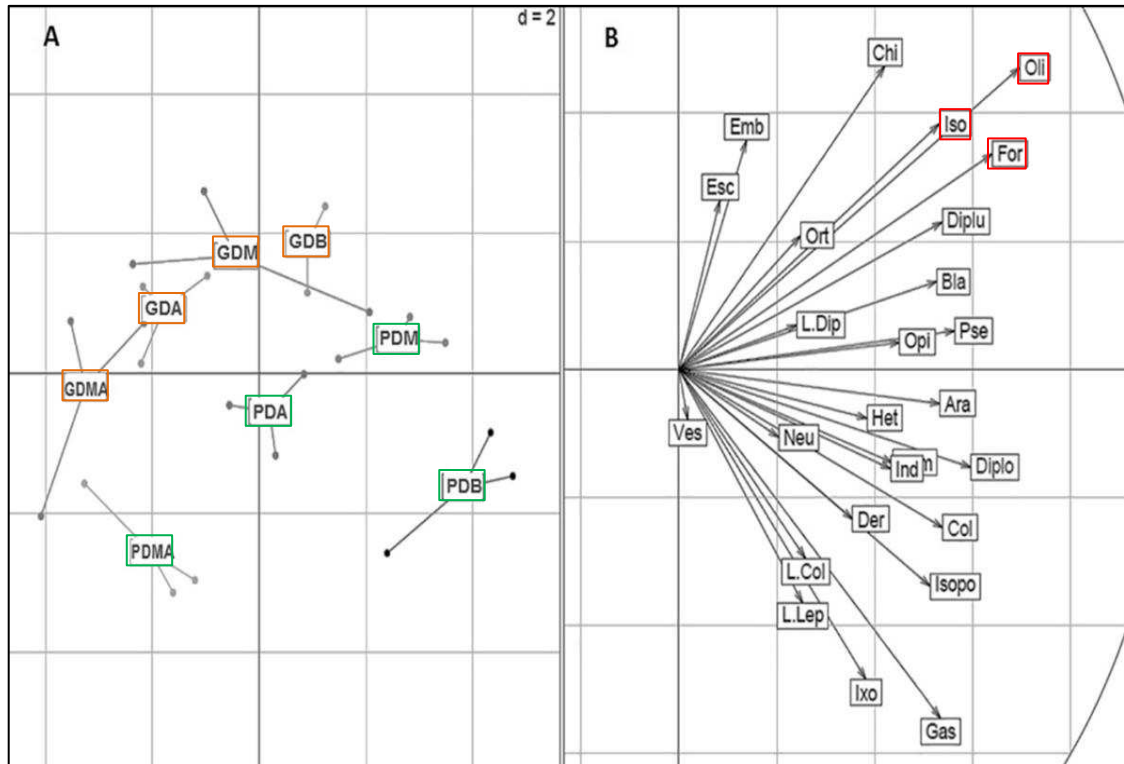


Figura 4. Análisis de componentes principales entre-classes de los grupos de macrofauna de suelo de acuerdo con la combinación río x nivel de degradación en los bosques ribereños, en Alcântara (MA). **(A)** Diagrama de ordenación de los niveles de degradación por río; **(B)** Círculo de correlaciones de los grupos taxonómicos. Test de permutación ( $R^2=45.6\%$ ,  $p=0.0001$ ). Río Grande-Nivel de Degradación Muy Alto (GDMA). Río Grande-Nivel de Degradación Alto (GDA). Río Grande-Nivel de Degradación Medio (GDM). Río Grande-Nivel de Degradación Bajo (GDB). Río Pepital-Nivel de Degradación Muy Alto (PDMA). Río Pepital-Nivel de Degradación Alto (PDA). Río Pepital-Nivel de Degradación Medio (PDM). Río Pepital-Nivel de Degradación Bajo (PDB). Araneae (Ara), Blattaria (Bla), Chilopoda (Chi), Coleoptera (Col), Dermaptera (Der), Diplopoda (Diplo), Diplura (Diplu) Embiidina (Emb), Scorpions (Esc), Formicidae (For), Gastropoda (Gas), Heteroptera (Het), Homoptera (Hom), Indeterminados (Ind), Isopoda (Isopo), Isoptera (Iso), Ixodidae (Ixo), Larva Coleoptera (L.Col), Larva Diptera (L.Dip), Larva Lepidoptera (L.Lep), Neuroptera (Neu), Oligochaeta (Olig), Opiliones (Opi), Orthoptera (Ort), Pseudoscorpiones (Pse), Vespidae (Ves).

Figure 4. Principal component analysis between-classes of soil macrofauna in an interaction between river x degradation gradient, Alcântara (MA). **(A)** Classification of degradation levels by river, **(B)** Correlations circle of taxonomic groups. Permutation test ( $R^2=45.6\%$ ,  $p=0.0001$ ). Very High Degradation Level in Rio Grande (GDMA). High Degradation Level in Rio Grande (GDA). Medium Degradation Level in Rio Grande (GDM). Low Degradation Level in Rio Grande (GDB). Very High Degradation Level in Rio Pepital (PDMA). High Degradation Level in Rio Pepital (PDA). Medium Degradation Level in Rio Pepital (PDM). Low Degradation Level in Rio Pepital (PDB). Araneae (Ara), Blattaria (Bla), Chilopoda (Chi), Coleoptera (Col), Dermaptera (Der), Diplopoda (Diplo), Diplura (Diplu) Embiidina (Emb), Scorpions (Esc), Formicidae (For), Gastropoda (Gas), Heteroptera (Het), Homoptera (Hom), Indeterminate (Ind), Isopoda (Isopo), Isoptera (Iso), Ixodidae (Ixo), Coleoptera Larve (L.Col), Diptera Larve (L.Dip), Lepidoptera Larve (L.Lep), Neuroptera (Neu), Oligochaeta (Olig), Opiliones (Opi), Orthoptera (Ort), Pseudoscorpiones (Pse), Vespidae (Ves).

CUADRO II

Densidad (ind. m<sup>-2</sup>) de grupos taxonómicos de la macrofauna del suelo en un gradiente de degradación de la floresta ciliar de los ríos Pepital y Grande en Alcântara - Maranhão.

TABLE II  
Density (ind. m<sup>-2</sup>) of taxa soil macrofauna in a gradient of degradation of riparian forest of Pepital and Grande rivers in Alcântara - Maranhão.

Grupo taxonómico	Nivel de Degradación													
	Muy Alta DMA		Media DMA	Alta DA		Media DA	Media DM		Media DM	Baja DB		Media DB	Media Pepital	Media Grande
	Pepital	Grande		Pepital	Grande		Pepital	Grande		Pepital	Grande			
<i>Grupos funcionales</i>														
<i>Ingenieros del ecosistema</i>														
Formicidae	43.7	66.1	54.9 <b>b</b>	252.8	132.3	192.5 <b>a</b>	390.4	198.4	294.4 <b>a</b>	235.7	209.1	222.4 <b>a</b>	230.7	151.5
Isoptera	69.3	88.5	78.9 <b>b</b>	54.4	53.3	53.9 <b>b</b>	844.8	727.5	786.1 <b>a</b>	1014.4	545.1	779.7 <b>a</b>	495.7	353.6
Oligochaeta	1.1	3.2	2.1 <b>c</b>	21.3	14.9	18.1 <b>b</b>	41.6	101.3	71.5 <b>ab</b>	115.2	170.7	142.9 <b>a</b>	44.8	72.5
Otros Hymenoptera	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
Total	28,525	39,45	44,6 <b>c</b>	82,4	50,125	66,25 <b>b</b>	319,2	256,8	288 <b>a</b>	341,325	231,225	286,25 <b>a</b>	192,875	144,4
<i>Saprófagos</i>														
L Diptera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0
Isopoda*/**	0.0 <b>b</b>	0.0 <b>b</b>	0.0	0.0 <b>b</b>	0.0 <b>b</b>	0.0	0.0 <b>b</b>	0.0 <b>b</b>	0.0	20.3 <b>a</b>	0.0 <b>b</b>	10.1	5.1	0.0
Diplopoda*	0.0 <b>b</b>	2.1 <b>a</b>	1.1	0.0 <b>b</b>	0.0 <b>b</b>	0.0	6.4 <b>a</b>	0.0 <b>b</b>	3.2	6.4 <b>a</b>	1.1 <b>ab</b>	3.7	3.2	0.8
Total	0	0.7	0,37 <b>b</b>	0	0	0 <b>b</b>	2,83	0	1,43 <b>ab</b>	8,9	0,37	4,6 <b>a</b>	2,93 <b>A</b>	0,27 <b>B</b>
<i>Herbívoros</i>														
L Lepidoptera	4.3	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.5	8.5	2.1	5.3	3.2	0.2
Homoptera**	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	1.1	1.1	1.1	1.1	2.1	0.0	1.1	1.3 <b>A</b>	0.3 <b>B</b>
Gastropoda	2.1	0.0	1.1 <b>b</b>	3.2	0.0	1.6 <b>b</b>	1.1	0.0	0.5 <b>b</b>	8.5	1.1	4.8 <b>a</b>	3.7 <b>A</b>	0.3 <b>B</b>
Heteroptera	2.1	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	5.3	1.1	3.2	6.4	2.1	4.3	3.5	0.8
Orthoptera	0.0	1.1	0.5	4.3	1.1	2.7	3.2	1.1	2.1	3.2	3.2	3.2	2.7	1.60
Embiidina	0.0	1.1	0.5	2.1	3.2	2.7	1.1	4.3	3.7	1.1	1.1	1.1	1.6	2.4
Total	1,42	0,37	0,88 <b>b</b>	1,95	0,72	1,35 <b>b</b>	1,97	1,45	1,85 <b>ab</b>	4,97	1,6	3,3 <b>a</b>	2,6 <b>A</b>	0,93 <b>B</b>
<i>Omnívoros</i>														
L Coleoptera	9.6	5.3	7.5	10.7	6.4	8.5	22.4	3.2	12.8	9.6	5.3	7.5	13.1 <b>A</b>	5.1 <b>B</b>
A Coleoptera	12.8	5.3	9.1	14.9	10.7	12.8	21.3	7.5	14.4	27.7	17.1	22.4	19.2 <b>A</b>	10.1 <b>B</b>
Blattaria	1.1	0	0.5 <b>b</b>	6.4	4.3	5.3 <b>a</b>	4.3	2.1	3.2 <b>ab</b>	6.4	5.3	5.9 <b>a</b>	4.5	2.9
Total	7,83	3,53	5,7	10,67	7,13	8,87	16	4,27	10,13	14,57	9,23	11,93	12,27 <b>A</b>	6,03 <b>B</b>
<i>Predadores</i>														
Chilopoda	1.1	6.4	3.7 <b>c</b>	6.4	16.0	11.2 <b>b</b>	22.4	19.2	20.8 <b>a</b>	14.9	12.8	13.9 <b>ab</b>	11.2	13.6
Opiliones	1.1	0.0	0.5 <b>b</b>	0.0	1.1	0.5 <b>b</b>	3.2	0.0	1.6 <b>b</b>	5.3	5.3	5.3 <b>a</b>	2.4	1.6
Araneae**	12.8	9.6	11.2	17.1	11.7	14.4	30.9	9.6	20.3	22.4	13.9	18.1	20.8 <b>A</b>	11.2 <b>B</b>
Pseudoscorpiones	4.3	0.0	2.1 <b>b</b>	3.2	3.2	3.2 <b>ab</b>	5.3	9.6	7.5 <b>a</b>	8.5	7.5 <b>a</b>	8.0 <b>a</b>	5.3	5.07
Scorpiones	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.5	0.0	0.3
Dermoptera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.5	0.3	0.0
Diplura**	0.0	2.1	1.1 <b>b</b>	2.1	2.1	2.1 <b>ab</b>	9.6	5.3	7.5 <b>a</b>	12.8	6.4	9.6 <b>a</b>	6.13	4.00
Neuroptera	1.1	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	1.1 <b>A</b>	0.00 <b>B</b>
Ixodidae	7.5	0.0	3.7	6.4	0.0	3.2	6.4	1.1	3.7	9.6	0.0	4.8	7.5 <b>A</b>	0.3 <b>B</b>
Total	3,1	2,01	2,39 <b>b</b>	3,91	3,79	3,84 <b>ab</b>	9	4,98	7 <b>a</b>	8,29	5,22	6,74 <b>a</b>	6,08	4,01
Indeterminados	1.1	0.0	0.5	3.2	0.0	1.6	7.5	1.1	4.3	2.1	0.0	1.1	3.5	0.3

Medias seguidas por letras minúsculas (efecto de la degradación) y mayúsculas (efecto del río) diferentes en la columna, difieren estadísticamente entre sí, de acuerdo con el teste SNK, a 5% de probabilidad. \*Efecto significativo de la combinación río x nivel de degradación; \*\* Efecto significante a 10% de probabilidad; D<sub>T</sub> = Densidad Total, S<sub>M</sub> = Riqueza Media, H = Índice de Diversidad de Shannon-Wiener; H' = Índice de Equitatividad de Pielou; I<sub>S</sub> = Índice de Dominancia de Simpson.

CUADRO III

Diversidad e índices ecológicos relativos a la macrofauna del suelo en un gradiente de degradación de la floresta ciliar de los ríos Pepital y Grande en Alcântara - Maranhão.

TABLE III

Diversity and ecological indices for soil macrofauna in a gradient of degradation of riparian forest of Pepital and Grande rivers in Alcântara - Maranhão.

	Muy Alta DMA		Media DMA	Alta DA		Media DA	Media DM		Media DM	Baja DB		Media DB	Media Pepital	Media Grande
	Pepital	Grande		Pepital	Grande		Pepital	Grande		Pepital	Grande			
D <sub>T</sub>	174.90	190.90	182.90b	411.70	260.30	336.0b	1435.7	1094.4	1265.1a	1542.4	1010.1	1276.30a	891.20	638.90
S <sub>M</sub>	3.86	2.93	3.40c	5.53	4.6	5.07b	8.00	5.46	6.73ab	8.66	6.26	7.47a	6.52A	4.82B
H	0.33	0.21	0.28	0.34	0.33	0.34	0.64	0.32	0.48	0.60	0.38	0.49	0.48A	0.31B
H <sup>**</sup>	0.24	0.17	0.21	0.20	0.19	0.2	0.30	0.17	0.24	0.27	0.20	0.24	0.26A	0.19B
I <sub>S</sub>	0.54	0.44	0.49	0.52	0.54	0.53	0.52	0.48	0.50	0.60	0.56	0.58	0.55	0.51

Medias seguidas por letras minúsculas (efecto de la degradación) o mayúsculas (efecto del río) diferentes en la columna, difieren estadísticamente entre sí, de acuerdo con el teste SNK, a 5% de probabilidad;. \*Efecto significativo de la combinación río x nivel de degradación; \*\* Efecto significante a 10% de probabilidad; D<sub>T</sub> = Densidad Total, S<sub>M</sub> = Riqueza Media, H = Índice de Diversidad de Shannon-Wiener; H<sup>\*</sup> = Índice de Equitatividad de Pielou; I<sub>S</sub> = Índice de Dominancia de Simpson.

CUADRO IV

Análisis de Componentes Principales entre-clases (ACP-C) del efecto de la degradación, el río y la combinación (río x degradación) sobre la comunidad de macrofauna del suelo en los bosques ribereños (Alcântara - Maranhão)

TABLE IV

Between-classes principal component analysis (PCA-C) of degradation, river and combination (river x degradation) on the effect on the soil macrofauna community in riparian forests (Alcântara - Maranhão)

Efecto	Comunidad de Macrofauna	
	% varianza total	<i>p</i> -valor
Río	10.63	0.0039
Degradación	25.38	0.0001
Degradación x río	45.6	0.0001
Degradación en Pepital	41.36	0.0013
Degradación en Grande	35.29	0.0529