



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA**

JULIANA DE OLIVEIRA FERNANDES

**MINHOCAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM
ECOSSISTEMAS AGRÍCOLAS**

Londrina
2009

JULIANA DE OLIVEIRA FERNANDES

**MINHOCAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM
ECOSSISTEMAS AGRÍCOLAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação, em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia – Área de concentração em Entomologia.

Orientador: Prof. Dr. Amarildo Pasini
Co-orientador: Prof. Dr. George G. Brown

Londrina
2009

JULIANA DE OLIVEIRA FERNANDES

**MINHOCAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM
ECOSSISTEMAS AGRÍCOLAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação, em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Amarildo Pasini – UEL

Profa. Dra. Maria de Fátima Guimarães –UEL

Prof. Dr. Klaus Dieter Sautter – UP

Prof. Dr Ayres de Oliveira Menezes Junior –
UEL

Pesquisadora Dra. Ana Maria Meneguim –
IAPAR

Prof. Dr. Amarildo Pasini – Orientador
Universidade Estadual de Londrina

Londrina, 20 de março de 2009.

A todos os meus mestres.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todos os eventos que tornaram esse trabalho possível.

A minha família sempre presente, mesmo a mais de 500 km de distância.

Ao Professor Amarildo Pasini, por todo carinho, paciência e ensinamentos. Aprendi muito mais que Ciência!

Ao Dr. George Brown por ter me apresentado a pesquisa da fauna edáfica e as pessoas nela envolvida, e principalmente, pelo suporte técnico para a realização desse trabalho.

Ao Davi C. Tramontina, por todo auxílio no campo e laboratório.

Ao professor Ricardo Ralisch pelo auxílio no perfil cultural.

Professora Inês Cristina de Batista Fonseca, Dáfila e Adriana pela ajuda na análise dos dados.

A Embrapa-Soja pelas análises realizadas.

À Weda por toda paciência que tem com os alunos da pós-graduação.

Ao professor Ayres de Oliveira Menezes Junior pela acolhida no início do curso e ensinamentos no decorrer do mesmo.

Ao Professor Cássio Egidio Cavenaghi Prete por toda ajuda na Fazenda escola da UEL.

Aos funcionários da Fazenda Escola. Sem eles o trabalho seria quase impossível.

Aos motoristas da UEL, que todo mês me levavam até a fazenda.

A todos os estagiários do professor Amarildo, principalmente a Priscila, o Paulo Roger, a Ana Julia, a Patrícia e a Larissa, que estiveram mais presentes nas coletas e triagens dos organismos. Valeu Galera!

Aos colegas do Laboratório de Entomologia, pelas pipocas, churrascos e conversas.

À Marie pela identificação das minhocas, amizade e companheirismo nas aventuras edáficas.

À Larissa Vasconcelos por todas as vezes que leu o trabalho sem entender nada do assunto, só para corrigir o português.

À Luciana pela tradução dos resumos.

Aos colegas do curso de Pós-graduação.

Aos professores do Departamento de Agronomia.

A Universidade Estadual de Londrina por toda estrutura oferecida.

A Agrisus, pelo apoio financeiro em eventos e com a bolsa de estudo.

E ao Marcio por ter me apresentado as Amynthas. Foi onde tudo começou!

FERNANDES, Juliana de Oliveira. **Minhocas como indicadores ambientais em ecossistemas agrícolas**. 2009. 86f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

RESUMO

O estudo objetivou avaliar a densidade populacional, biomassa e diversidade das minhocas ao longo de dois anos em ecossistemas agrícolas de Londrina, Pr. Estas variáveis foram relacionadas aos diferentes tipos de manejo do ecossistema, visando a possível utilização desses organismos como indicadores ambientais. Para avaliar a interferência do manejo agrícola no ecossistema foi realizada a caracterização física (Perfil Cultural) e química (análise composta) dos ambientes. Os ecossistemas estudados constituíram-se em seis áreas da Fazenda Escola, na Universidade Estadual de Londrina: Floresta Secundária, Pastagem, Café, Plantio Convencional e duas áreas com Plantio Direto (uma com três anos e outra Escarificada). As amostragens utilizando a metodologia do Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) ocorreram em duas épocas (chuvas/seca) dos anos de 2007 e 2008. Em cada área foram coletados nove monólitos com 25x25 cm de lado e 20 cm de profundidade. Os monólitos ficavam distantes 5m entre si e foram distribuídos em três transectos seguindo a curva de nível da parcela. As armadilhas de queda utilizadas para avaliar a atividade superficial das minhocas nos meses de março a outubro de 2008 seguiram o mesmo desenho amostral do TSBF, e permaneceram no campo durante sete dias em cada mês. As minhocas coletadas foram separadas manualmente e conservadas em formol (4%). Em laboratório fez-se a contagem, pesagem e identificação dos organismos. A Floresta Secundária foi o ecossistema que apresentou a maior biomassa e densidade populacional, seguida do Plantio Direto de três anos. Estes também foram os ecossistemas com maior número de espécies identificadas (11 e 9 espécies respectivamente). O Café e o Plantio Convencional foram os ecossistemas com menor diversidade, biomassa e densidade populacional de minhocas. A Floresta Secundária e o Plantio Convencional apresentaram alta densidade populacional de enquitreídeos. A presença destes organismos em ecossistemas contrastantes sugere que estas sejam espécies diferentes. Pela Análise de Componentes Principais evidencia-se que as espécies *Dichogaster sp2*, *Dichogaster gracilis* e *Dichogaster saliens* são as mais relacionadas com os efeitos do manejo nos sistemas agrícolas de Londrina, PR.

Palavras-chave: Anelídeos. Macrofauna. Agroecossistemas. Bioindicadores.

FERNANDES, Juliana de Oliveira. **Earthworms as environmental indicators in agricultural ecosystems**. 2009. 86p. Dissertation (Master`s Degree in Agronomy) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the population density, biomass and diversity of earthworms over two years in ecosystems of Londrina, PR. These variables were associated to the management of the ecosystem, to the possible use of these organisms as environmental indicators. Physical characterizations (cultural profile) and Chemical analysis (Composite analysis) were made in order to evaluate the interference of agricultural management on the environment. The treatments are in six areas in the Farm School of the Universidade Estadual de Londrina: secondary forest, pasture, coffee, tillage and two areas with no tillage (a three aged and a stratificated one). The samplings using Tropical Soil Biology and Fertility methodology (TSBF) occurred in two seasons (rainy / dry) of the years 2007 and 2008. In each area were drawing up nine monoliths with 25x25cm length and 20cm depth. The monoliths were 5cm apart, distributed along three transects following the contour line of the plots. The pitfalls used to evaluate the superficial activity of eartworms during march to october 2008 followed the sample design of TSBF, staying in the field seven days per month. The earthworms collected were separated from the soil and preserved in formalin (4%). In the laboratory it was the counting, weighing and identification. The forest is the ecosystem that produced the largest biomass and population density, followed by no tillage of three years. These were also the richest ecosystems (11 and 9 species respectively). The Coffee and Conventional ecosystems were less diversity, biomass and population density of earthworms. Secondary forest and tillage presented high populational density of enchytraeids. The presence of those organisms in contrasting ecosystems suggests that there are different species. By Principal Components Analysis shows that the species *Dichogaster sp2*, *Dichogaster gracilis* and *Dichogaster saliens* are more related to the effects of management in agricultural systems of Londrina, PR.

Keywords: Annelids. Macrofauna. Agroecosystems. Bioindicators.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – As funções dos bioindicadores em cada categoria de bioindicação. Modificado de: McGeoch (1998)23

ARTIGO

Figura 3.1 – Dados climáticos (média no mês) das épocas de coleta em Londrina, PR.....34

Figura 3.2 – Desenho amostral das coletas de TSBF e *Pitfall Traps*.....37

Figura 3.3 – Representação de uma Componente Principal (CP). Os dados estão centrados na média. (A) os “loadings” são os ângulos do vetor direção; (B) os “scores”, vetores, são as projeções, das amostras 1-6 na direção. Modificado de Sena et al. (2000).....39

Figura 3.4 – Foto dos perfis culturais realizados na Fazenda Escola da UEL, Londrina Pr, 200849

Figura 3.5 – Variação da densidade populacional (ind/m²) e biomassa (g/m²) das minhocas nos ecossistemas de Londrina, PR, em diferentes épocas de coleta nos anos de 2007/2008.....54

Figura 3.6 – Análises da ACP na coleta de agosto de 2007. Londrina, PR62

Figura 3.7 – Análises da ACP na coleta de fevereiro de 2008. Londrina, PR.....63

Figura 3.8 – Análises da ACP na coleta de agosto de 2008. Londrina, PR64

Figura 3.9 – Análises da ACP na coleta de novembro de 2008. Londrina, PR....65

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Classificação da fauna invertebrada do solo baseada no tamanho corporal dos organismos segundo Swift, Heal e Anderson (1979)	16
--	----

ARTIGO

Tabela 3.1 – Material genético das áreas experimentais da Fazenda Escola da UEL (07/08 e 08/09), Londrina, PR.....	36
Tabela 3.2 – Identificação da área antropizada, modo de organização do perfil do solo, e estado interno dos torrões presentes nos diferentes modos de organização do volume de solo	41
Tabela 3.3 – Caracterização química dos sistemas amostrados na Fazenda Escola UEL. Análise química composta, agosto de 2007	43
Tabela 3.4 – Caracterização química dos sistemas amostrados na Fazenda Escola UEL. Análise química composta, agosto de 2008	44
Tabela 3.5 – Densidade populacional (ind/m ²) e biomassa (g/m ²) de minhocas e enquitreídeos (total de adultos, jovens, fragmentos e ovos) coletadas em 2007 e 2008 na profundidade de 0-20. Londrina-PR.....	53
Tabela 3.6 – Minhocas identificadas em ecossistemas de Londrina Pr, em coletas de TSBF e <i>pitfalls</i> nos anos de 2007 e 2008	59
Tabela 3.7 – Composição de espécies de minhocas (%) encontradas nos ecossistemas de Londrina, Pr. 0-20 cm profundidade	60
Tabela 4.1 – Precipitação pluviométrica referente ao ano de 2007 em Londrina PR.....	85
Tabela 4.2 – Precipitação pluviométrica referente ao ano de 2008 em Londrina PR.....	86

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 A SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA	14
2.2 A FAUNA INVERTEBRADA DO SOLO	15
2.3 Os “ENGENHEIROS DO ECOSISTEMA”	18
2.3.1 Minhocas: “Engenheiras do Ecosistema”	19
2.4 MINHOCAS COMO GRUPOS FUNCIONAIS	20
2.5 Os BIOINDICADORES	22
2.5.1 A Fauna do Solo e a Bioindicação	24
2.6 MINHOCAS “INDICADORES AMBIENTAIS”	26
3 ARTIGO – MINHOCAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM ECOSSISTEMAS DE LONDRINA, PR	30
3.1 RESUMO	30
3.2 ABSTRACT	31
3.3 INTRODUÇÃO	32
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	33
3.4.1 Histórico das Áreas	34
3.4.2 Amostragem das Minhocas	37
3.4.3 Análise dos Dados	38
3.4.4 Análise de Componentes Principais	38
3.4.5 Análise do Perfil Cultural	40
3.4.6 Análise Química do Solo	42
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
3.5.1 Avaliação dos Perfis Pedológico e Cultural	45
3.5.2 Característica Química dos Ecosistemas	50
3.5.3 A Densidade Populacional e a Biomassa das Minhocas	52
3.5.4 A Diversidade das Minhocas nos Ecosistemas Agrícolas	57
CONCLUSÕES	67

REFERÊNCIAS	68
ANEXOS	84
ANEXO A – Tabela 4.1	85
ANEXO B – Tabela 4.2	86

1 INTRODUÇÃO

Os bioindicadores têm sido cada vez mais utilizados em investigações sobre a qualidade dos ecossistemas (BROWN JÚNIOR, 1991, 1996; KING; ANDERSEN; CUTTER, 1998; FAVILA; HALFFTER, 1997). A escolha destes indicadores biológicos leva em consideração o conhecimento da taxonomia, o ciclo biológico e a diversidade do grupo, a facilidade na amostragem e identificação, e o fato de serem comuns o ano inteiro, respondendo rapidamente a alterações ambientais, e permitindo ações rápidas como reação à degradação do habitat (BROWN JUNIOR, 1991, 1996, 1997).

Estudos envolvendo a fauna do solo como bioindicadores, consistem, na sua maioria, em levantamentos de espécies em sistemas naturais e antropizados, procurando associar o conjunto das espécies ao tipo e manejo dos ecossistemas (CORREIA, 2002). A partir desta abordagem, características simples das comunidades como densidade, biomassa, riqueza e diversidade de espécies são utilizadas nas investigações. Estas características, apesar de variáveis ao longo do ano, ou até mesmo em função da heterogeneidade espacial, guardam uma coerência interna resultante da coevolução com o ecossistema. Isto significa que, pelo menos teoricamente existe um mínimo e um máximo para estas medidas, que caracterizam a comunidade de invertebrados de um determinado solo sob um certo manejo ou condição climática (CORREIA, 2002).

Não é fácil eleger espécies indicadoras de qualidade, porque ocorrem variações, tanto entre grupos de organismos, quanto dentro de um grupo, com relação ao tempo de resposta às perturbações ocorridas em um ambiente (BROWN JUNIOR, 1997). A organização das comunidades de minhocas e formigas é influenciada pela interação entre as variáveis ambientais e os processos biológicos que ocorrem ao longo do tempo. Quando o ambiente original é modificado as comunidades também sofrem modificações. Essas alterações podem ocorrer em nível taxonômico, ecológico ou em ambos (AQUINO et al., 2005; WINK et al., 2005).

As comunidades podem ser modificadas tanto naturalmente quanto pelas atividades humanas, sendo que o grau de mudança depende da natureza do impacto, sua intensidade e duração. O manejo inadequado dos solos agrícolas, por

exemplo, faz com que a mesofauna e a macrofauna, da qual as formigas e minhocas fazem parte, desapareçam quase por completo (PRIMAVESI, 1994).

Sendo assim, objetivou-se nesse trabalho estudar as relações entre as populações de minhocas e os ecossistemas agrícolas de Londrina, a partir da análise das variações na densidade populacional, biomassa e diversidade dos organismos, e com base nestas variações, avaliar o potencial do grupo como indicador biológico.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA

Uma das atividades que mais contribui para a degradação do solo é a agricultura, quando mal conduzida; o uso do solo de forma inadequada, ou seja, fora de sua aptidão natural, o sistema de preparo e irrigação inadequados, a monocultura, e o superpastejo são exemplos desse fato (KOBAYAMA; MINELLA; FABRIS, 2001).

Na América do Sul, o desmatamento é o principal responsável pela degradação do ambiente, respondendo por 41% do total, seguido do superpastejo (27,9%), e as atividades agrícolas (26,2%). Cerca de 40% dos solos destinados ao uso agrícola no mundo estão degradados e 16% das áreas cultivadas tem o potencial produtivo reduzido, devido a erosão e o esgotamento dos nutrientes (WINK et al., 2005).

A preocupação sobre os impactos da agricultura no ambiente, na saúde humana, na economia e na sociedade gerou vários movimentos no mundo que deram origem a agricultura sustentável. Desde então, o termo “sustentabilidade” tem sido utilizado como “termo guarda-chuva” envolvendo várias interpretações ideológicas da agricultura (HANSEN, 1996).

O conceito de sustentabilidade transformou-se em um verdadeiro desafio aos planejadores e políticos, pela falta de concordância que existe sobre a definição desse termo. O desafio da consolidação de uma agricultura que seja sustentável passa pelo estabelecimento de diretrizes claras e delineadas do que seja um desenvolvimento sustentável (CARMO, 2004). Para Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO (1989) o objetivo de uma agricultura sustentável deve ser o de envolver o manejo eficiente dos recursos disponíveis, mantendo a produção nos níveis necessários para satisfazer as crescentes aspirações de uma também crescente população, sem degradar o meio ambiente.

A conservação da biodiversidade é um fator importante a ser considerado em um agroecossistema sustentável, uma vez que está associado a manutenção dos recursos genéticos tanto das espécies nativas como das

variedades de plantas cultivadas e das espécies de animais (GUERRA et al., 1998). Sabe-se que quanto maior o número de espécies em um determinado ecossistema, maior será o número de interações tróficas entre os seus componentes e, conseqüentemente, maior será sua estabilidade. Os agrossistemas estáveis, tendem a absorver mais facilmente as perturbações externas, pois os impactos são dissipados entre seus vários componentes (VEIGA; EHLER, 2003).

Nos sistemas agrícolas muito simplificados, como nas monoculturas de grãos, os fatores desestabilizadores são ampliados obrigando os agricultores a recorrer à técnicas intensivas, para manter as condições necessárias ao desenvolvimento vegetal. De certo modo, nos sistemas agrícolas convencionais o potencial regulador que era exercido pelo próprio ecossistema foi substituído por fontes exógenas de nutrientes e de energia, geralmente originados de combustíveis fósseis (VEIGA; EHLER, 2003).

Existem diferentes meios de se promover a diversificação de um ecossistema, desde uma simples consorciação entre duas culturas até os complexos sistemas agroflorestais, que visam a convivência de espécies florestais nativas com as culturas agrícolas de interesse comercial (CARMO, 2004).

2.2 A FAUNA INVERTEBRADA DO SOLO

Os organismos que compõem a fauna invertebrada do solo são aqueles que passam toda ou parte de sua vida no solo. Estes organismos podem ser classificados de acordo com seu tamanho, e/ou hábito alimentar (BRADY; WEIL, 2002). Em relação a sua interação com o solo, a biota do solo podem ser classificados em três grupos: epigêica (que transformam matéria orgânica sobre ou perto da superfície do solo), endogêica (que vivem no solo) e anecica (que transferem materiais do solo e serrapilheira entre habitats) (BOUCHÉ, 1977). Adotou-se neste estudo, a classificação pelo tamanho corporal, de Swift, Heal e Anderson (1979) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Classificação da fauna invertebrada do solo baseada no tamanho corporal dos organismos segundo Swift, Heal e Anderson (1979)

Divisão dos organismos do solo	Grandes grupos	Exemplos
Macrofauna (>2mm)	Vertebrados Artropódos Anelídeos Moluscos	Minhoca, formiga, besouro, aranha, opilião, escorpião, centopéia, piolho de cobra, tatuzinho, lesma, caracol, perereca, entre outros.
Mesofauna (0,1-2mm)	Artropodos Anelídeos	Acáro, colembolo, protura, diplura symphyla, formiga, besouro, aranha, enquitreídeo, entre outros.
Microfauna (<0,1mm)	Nematoda Rotifera Protozoário	nematóide, rotifera, protozoário, entre outros.

A biota do solo é extremamente diversa. Segundo estimativas recentes, cerca de 23% da diversidade total dos animais é representada pela fauna invertebrada do solo (DECÄENS et al., 2006). Além da diversidade taxonômica, esses organismos possuem grande diversidade funcional, sendo possível encontrar no solo todos os níveis tróficos, e diversas interações ecológicas (BRADY; WEIL, 2002).

A riqueza e abundância da biota do solo, bem como a composição da comunidade, podem ser regulados por fatores regionais, como condições climáticas, altitude, bioma, e por fatores locais como perturbações naturais ou antrópicas, exposição a luz, cobertura vegetal, disponibilidade de nutrientes, pH do solo e regime hídrico (NEGRETE-YANKELEVICH et al., 2007; BOKHORST et al., 2008; CASSAGNE et al., 2008; SALMON et al., 2008). Estas características são importantes e devem ser observadas para entender as relações entre o solo e as comunidades vegetais e animais.

Dentre as funções dos organismos do solo, os microorganismos são responsáveis pela maior parte da decomposição da matéria orgânica, enquanto a macrofauna modifica a estrutura física do solo e contribui para a redistribuição espacial da matéria orgânica além de afetar a fragmentação, agregação e mistura da matéria orgânica no solo (LAVELLE, 1997; FROUZ et al., 2006), auxiliando a ação dos organismos na reciclagem dos nutrientes, e conseqüentemente, o crescimento

dos vegetais.

Davidson e Grieve (2006) observaram que os horizontes orgânico e organo-mineral do solo são repletos de excrementos da meso e macrofauna; tal resultado destaca a importância desta fauna no reprocessamento de material orgânico. Grande parte destes excrementos estavam fundidos em formas indiferenciadas, mas alguns puderam ser associados especificamente com enquitreídeos e minhocas.

A microfauna do solo é relativamente mais abundante nas regiões temperadas do que nos trópicos, enquanto a macrofauna é mais comum nas regiões tropicais (GONZALEZ; SEASTEDT, 2000). Os ecossistemas tropicais de um modo geral, possuem uma grande diversidade funcional de organismos, e no ecossistema do solo não é diferente.

Gonzalez e Seastedt (2000) compararam a fauna do solo de florestas tropicais úmidas e secas de Porto Rico e florestas de pinheiro de Colorado, EUA. Eles observaram números significativamente maiores na densidade e diversidade taxonômica por grama de serrapilheira, na floresta tropical úmida, quando comparado as outras duas. Estes dados corroboram a hipótese de que a importância relativa da fauna na decomposição é maior nos trópicos úmidos do que em outras áreas, e que este efeito pode ser gerado por uma maior densidade da fauna por unidade de grama e pela maior diversidade funcional da mesma .

A biota do solo possui forte relação com a quantidade e qualidade da serrapilheira, e conseqüentemente, com a vegetação. Decaens et al. (1998), estudando a sucessão vegetal na França ocidental, concluíram que a composição da serrapilheira é mais do que um recurso alimentar; esta camada fornece habitats adequados para a maioria das espécies invertebradas; modificações na composição deste substrato, ao longo da sucessão florestal, resultam em mudanças drásticas nas populações da macrofauna.

Apesar da maioria dos trabalhos focarem no estudo de como a fauna do solo auxilia na ciclagem dos nutrientes, e desta forma o aumento da fertilidade dos solos e da produção vegetal, não é só este o papel destes organismos. Muitos estudos comprovam a grande sensibilidade dos organismos do solo a mudanças bióticas e abióticas no ecossistema (MARC; CANARD; YSNEL, 1999; MELE; CATER, 1999; UEHARA-PRADO, 2005; AZEVEDO et al., 2008), o que leva vários autores a sugerirem, a riqueza, densidade, biomassa e diversidade dos grupos como

indicadores biológicos (PAOLETTI et al., 1991, ANDERSEN, 1999; LOBRY DE BRUYN, 1997; WINK, 2005).

Muitos organismos como as aranhas, besouros e formigas são predadores e ajudam a manter baixas as populações de insetos considerados praga na agricultura (CIVIDANES, 2002; BARROS et al., 2006). A macrofauna também pode ser polinizadora e dispersora de sementes, e pode ser vetora de microrganismos simbióticos das plantas, como fixadores de nitrogênio e fungos micorrízicos, e são capazes de digerir, de maneira seletiva, microrganismos patogênicos (BROWN, 1995; SILVA et al., 2006). Temos ainda os organismos considerados “engenheiros do ecossistema” (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1994), que modificam a estrutura física e química do solo, e a disponibilidade de recursos para outros animais e vegetais.

2.3 Os “ENGENHEIROS DO ECOSISTEMA”

Segundo Jones, Lawton e Shachak (1994), os “engenheiros do ecossistema” são organismos que direta ou indiretamente disponibilizam recursos para outras espécies, por causarem mudanças no estado físico dos materiais bióticos ou abióticos. Com esta atividade, modificam, criam e mantêm habitats, que auxiliam a colonização e a sobrevivência de outras espécies.

Os organismos invertebrados são os principais mediadores da função do solo para a diversidade do ecossistema em processos de modificações mais complexos. A atividade dos invertebrados favorece a agregação do solo, ou seja, a organização de micro-partículas de agregados (LAVELLE et al., 2006). A ingestão seletiva de partículas orgânicas e minerais, a mistura do solo e da matéria orgânica, e a escavação de galerias e câmaras, acumuladas ao longo do tempo, podem ter grande impacto sobre a morfologia e a função do solo (LAVELLE, 1996; LAVELLE et al., 2006). Estes e outros efeitos dos organismos do solo, desenvolvem múltiplas interações em diferentes escalas e em toda a gama de agentes químicos, físicos e biológicos que sustentam os serviços ecossistêmicos ao solo (LAVELLE et al., 2006).

2.3.1 Minhocas: “Engenheiras do Ecossistema”

Juntamente com os cupins, besouros e formigas, as minhocas são os mais conhecidos “engenheiros do ecossistema” (LAVELLE, 1996; JOUQUET et al., 2006). Em ecossistemas tropicais e temperados as minhocas são habitualmente consideradas responsáveis pela boa estrutura do solo e por melhorar sua qualidade física, movimentando partículas dentro e entre os horizontes, por formar e desintegrar agregados, melhorar a porosidade e influenciar assim, a infiltração e oxigenação do solo, a retenção da água, e a resistência a erosão (BLANCHART et al., 1999).

As funções das minhocas no solo vem sendo estudadas em diversas parte do mundo. Mafra et al. (2007) estudaram, no estado do Amazonas, a ação das minhocas em solos hidromórficos (Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos) associados à cobertura vegetal de Campinarama alta. Os autores concluíram que o microrrelevo, presente na superfície dos solos estudados, é resultado da ação das minhocas, pela deposição de excrementos. Estas estruturas biogênicas produzidas tem cor, estrutura, distribuição granulométrica e composição química semelhante ao horizonte A adjacente, apontando para uma ação marcante das minhocas sobre a camada superficial desses solos.

Pitkänen e Nuutinen (1998) observaram em áreas agrícolas do sul da Finlândia, a importância da atividade das minhocas *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus* e *Aporrectodea caliginosa* na infiltração de água. As minhocas produziram macroporos (6mm de diâmetro) no subsolo, que se mostraram os principais condutores de água no perfil. Kobiyama (1996) afirma que há uma relação entre a presença de minhocas e o aumento da condutividade hidráulica e a umidade saturada do solo.

O comportamento alimentar das minhocas interfere na qualidade química dos solos. Comparando-se o solo às fezes das minhocas (coprólitos), nota-se que as fezes contêm maiores quantidades de matéria orgânica, de nitrogênio total e, sob a forma de nitratos, de cálcio e de magnésio permutáveis, maior disponibilidade de fósforo, além de pH de porcentagem de saturação de bases e capacidade permutável mais elevados (BUCKMAN; BRADY, 1976). Segundo Le Bayon e Binet (2006) a disponibilidade e a distribuição de fósforo no solo, pode ser

afetado pela qualidade da matéria orgânica na superfície do solo, a ecofisiologia e o comportamento das minhocas. As glândulas calcíferas, presentes nas minhocas, segregam carbonato de cálcio, que controlam o teor desse elemento no organismo do animal. O CO_2 produzido pela respiração é eliminado com o excesso de cálcio absorvido do solo, formando o CaCO_3 , que é lançado ao exterior, junto com partículas não digeridas, na forma de excrementos. Desta forma, as constantes adições de carbonato de cálcio contribuem para o aumento do pH.

Contudo, tanto o tipo de manejo agrícola como a comunidade de minhocas induzem mudanças nas características estruturais e propriedades físicas e químicas do solo, e para compararmos a morfologia dos poros, a taxa de infiltração, as modificações químicas no solo, e a comunidade de minhocas sob diferentes manejos agrícolas, é necessário considerarmos também a diversidade funcional das mesmas, bem como a sua abundância (LAMANDÉ et al., 2003).

2.4 MINHOCAS COMO GRUPOS FUNCIONAIS

As minhocas são animais essencialmente edáficos. A maioria das espécies habita as camadas superficiais do solo, geralmente até profundidades de 30-50 cm no perfil. De acordo com a atividade e o comportamento alimentar, estes organismos são divididos em três grupos funcionais (categorias ecológicas) principais. As endogêicas são espécies que vivem no solo e se alimentam essencialmente de matéria orgânica do solo; desenvolvem uma relação mutualista com os microorganismos para sua digestão, e formam coprólitos minerais (freqüentemente enriquecidos de matéria orgânica e/ou argila). Neste grupo estão inclusas a maior parte das espécies, que são responsáveis por grandes modificações físicas ao solo e a disponibilidade de recursos (BROWN; JAMES, 2007). Lavelle e Spain (2001) afirmam que as minhocas endogêicas são os maiores agentes na agregação e estabilização da matéria orgânica.

As espécies epigêicas habitam a serrapilheira, bromélias e os solos orgânicos suspensos nas copas das árvores; estas espécies se alimentam de matéria orgânica em etapas primárias ou intermediárias de decomposição. As espécies anécicas são geralmente grandes (freqüentemente minhocuçus), formam

galerias essencialmente verticais e permanentes no solo, mas se alimentam de matéria orgânica em estágios intermediários de decomposição na superfície do solo; freqüentemente, enterram este material para auxiliar a sua decomposição e aumentar sua palatabilidade (BROWN; JAMES, 2007); este grupo preferem folhas ricas em nitrogênio e sem taninos como as de *Tilia tomentosa* e *Fraxinus excelsior* (PAOLETTI, 1999).

Com base na revisão de Paoletti (1999) e de Römcke, Jänsch e Didden (2005) as principais características de cada grupo foram sintetizadas a seguir.

Epigéicas (habitam a serrapilheira): vivem acima do solo superficial, geralmente nas camadas de serrapilheira dos solos florestais (parcialmente em casca de árvore), portanto, são vulneráveis a predação. Elas são pequenas, avermelhadas e com movimentos rápidos. São animais com ciclo de vida curtos, e produzem grande número de casulos por ano (65-106). São vulneráveis a dessecação, e sobrevivem à seca na fase de casulo.

Anécicas (constroem galerias verticais): vivem em galerias verticais permanentes no solo; são grandes, coloridas do lado dorsal (ou pelo menos a parte anterior do corpo), e são capazes de fugir rapidamente, mas geralmente possuem movimentos lentos. Possuem uma vida relativamente longa, porém com baixa taxa reprodutiva (3-8 casulos por ano); são vulneráveis a predação quando na superfície, mas geralmente estão bem protegidas nas galerias. Durante os períodos secos entram em fase de quiescência.

Endogéicas (habitantes do solo mineral): habitam o solo, construindo galerias não permanentes, principalmente na parte mais alta do perfil 10-15 cm. As espécies endogéicas são esbranquiçadas, e de baixa movimentação. São animais de tamanho intermediário, longevidade e comprimento de ciclo de vida variável, colocando por ano de 8 a 27 casulos. Por não possuírem atividade na superfície do solo estão sob baixa pressão predatória. Em resposta a seca as minhocas entram em diapausa.

Segundo Römcke, Jänsch e Didden. (2005) essa classificação exige cautela, uma vez que não considera experiências nas áreas tropicais onde novos grupos foram definidos. Alguns pesquisadores acreditam que é possível dividir grupos como as endogéicas em vários subgrupos, de acordo com as suas

preferências alimentares. O referido autor acredita que a composição de uma comunidade de minhoca em um determinado lugar, de acordo com essas categorias é um parâmetro ecológico potencial para a medição da avaliação biológica da qualidade do solo.

2.5 Os BIOINDICADORES

Há muito tempo o homem utiliza organismos vivos para observar mudanças no ambiente. Neimi e McDonold (2004) fizeram uma ampla revisão mostrando a evolução deste estudo desde Platão até 2001.

Os organismos indicadores de alterações ambientais, ou bioindicadores ambientais, são aqueles que fornecem informações, e permitem aos pesquisadores fazer inferências sobre a qualidade do meio ambiente no local sob investigação (STRAALEN, 1998). Essas inferências frequentemente baseiam-se na presença, densidade, biomassa, diversidade e riqueza dos organismos. Em ecossistemas aquáticos, a utilização de organismos bioindicadores apresenta uma longa história de sucesso (ANDERSEN, 1999), onde a estrutura e a composição de macroinvertebrados são comumente utilizadas como medida de “saúde” dos ecossistemas.

Em ambientes terrestres, os estudos têm sido intensificados nos últimos anos. A comunidade vegetal e os animais vertebrados foram muito utilizados nas avaliações ambientais, entretanto, atualmente os invertebrados terrestres, em especial a classe Insecta, vem despertando atenção especial, principalmente nos grupos mais diversos (LONGCORE, 2003; MOORE et al., 2003; ANDERSEN et al., 2004).

Com o aumento dos estudos sobre bioindicação no ecossistema terrestre, houve também uma proliferação de sinônimos e termos relacionados, que se encaixam em três grupos principais: indicadores ambientais, ecológicos e indicadores de biodiversidade. McGeoch (1998) define com detalhes cada um destes grupos.

Indicadores ambientais: são espécies ou grupos de espécies que respondem a alterações no ambiente. Esta categoria inclui os organismos sensíveis que respondem a mudanças ambientais através da mortalidade e estrutura etária da comunidade, cuja presença indica perturbação. As espécies que acumulam substâncias químicas, podem ser usados para detectar a presença ou a concentração de poluição.

Indicadores ecológicos: são taxas usados para demonstrar o efeito das mudanças ambientais (como alteração e fragmentação do habitat e mudanças climáticas) sob os sistemas bióticos, e desta forma funcionam como um “medidor” de mudanças no estado ambiental. Estes organismos podem identificar fatores de estresse, e demonstram o efeito dos mesmos sobre a biota.

Indicador de biodiversidade: é um grupo de taxa (gênero, tribo, família ou ordem) ou grupo funcional cuja diversidade reflete algumas medidas de diversidade de outros taxa que habitam o mesmo ambiente. A riqueza de espécies de um particular táxon ou grupo funcional é usado para estimar a riqueza de outro taxa.

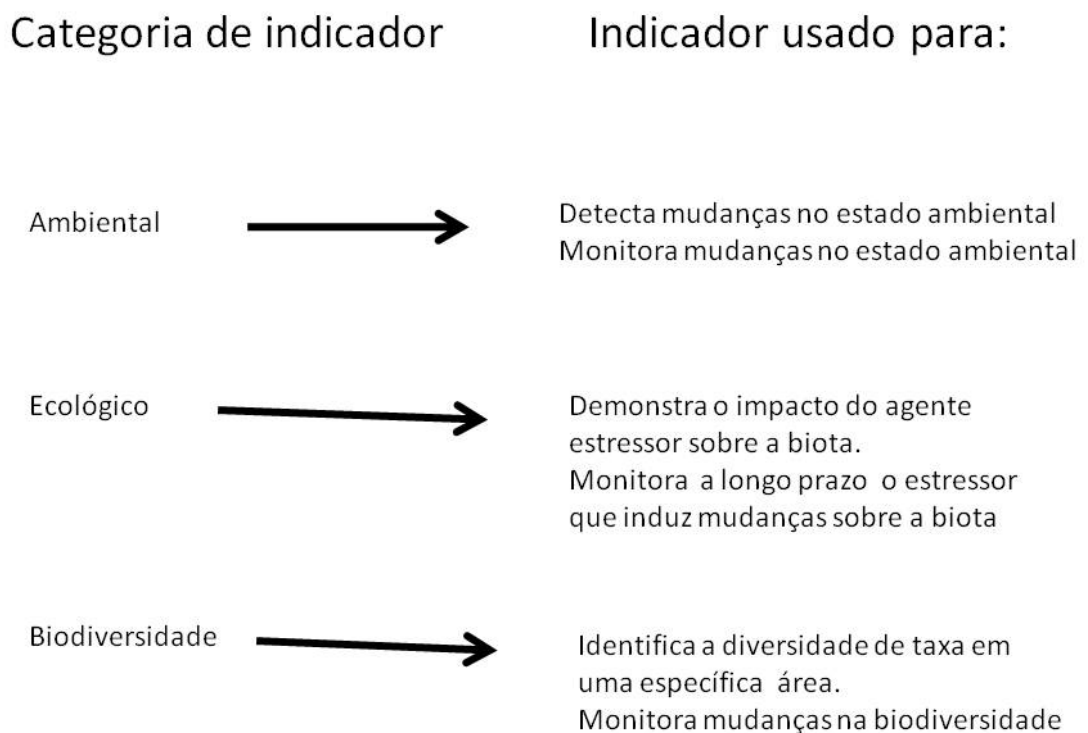


Figura 2.1 – As funções dos bioindicadores em cada categoria de bioindicação. Modificado de: McGeoch (1998).

2.5.1 A Fauna do Solo e a Bioindicação

Um bom indicador da qualidade do solo, segundo Doran e Parkin (1994), deve estar associado aos grandes processos do ecossistema, integrar propriedades físicas, químicas e biológicas, ser de fácil amostragem, aplicável a condições de campo, e sensível às variações no ambiente. A utilização de bioindicadores para avaliar mudanças ecológicas em relação à utilização dos solos é mais eficaz quando apoiada por um pré-conhecimento da organização das comunidades bioindicadoras. Isso permite que o impacto das perturbações antropogênicas possam ser distinguidas da variabilidade inerente do ambiente. Isto assegura a correta interpretação do "sinal", previsto pelo bioindicador (ANDERSEN, 1999).

A grande diversidade taxonômica e ecológica da fauna do solo, e sua sensibilidade a alterações ambientais, além de fácil amostragem e identificação, faz com que muitos taxons sejam sugeridos como bioindicadores (KIMBERLING; KARR; FORE, 2001). Um dos grupos mais estudados, os coleópteros da família Carabidae, diminuem a densidade populacional com a perturbação de áreas nativas, uma vez que a relação presa-predador é alterada. Em contrapartida, alguns carabídeos polípagos aumentam a população, devido a maior tolerância à perturbação de espécies de hábito alimentar oportunista (KIMBERLING; KARR; FORE, 2001).

As aranhas, predadoras dominantes em muitas áreas, são afetadas pela arquitetura da vegetação e disponibilidade de presas (HATLEY; MACMAHON, 1980; ROBINSON, 1981; McIVER; MOLDENKE; PARSONS, 1992). As práticas culturais estão entre os fatores mais nocivos para aracnofauna. Em alguns tipos de culturas, como a dos cereais, as práticas culturais, tais como aração, gradagem e a colheita mecanizada induzem grande mortalidade nas populações de aranha que habitam o sistema de cultivo, alterando drasticamente o tamanho e a composição das populações (LUCZAK, 1979; MANSOUR; RICHMAN; WHITCOMB, 1983; RIECHERT; LOCKLEY, 1984).

Segundo Bongers e Ferris (1999), a comunidade de nematóides do solo podem ser úteis indicadores biológicos: são simples, ocorrem em qualquer tipo de solo e em qualquer ambiente que proporcione uma fonte de carbono orgânico; ocorrem em todas as condições climáticas e em condições que variam de habitats

intactos a extremamente perturbados; possuem ainda a característica de apresentar lenta dispersão frente a condições estressantes, e por muitas espécies sobreviverem a desidratação, congelamento ou estresse de oxigênio (embora, ocorram espécies sensíveis). Deste forma, a estrutura da comunidade de nematóides pode indicar as condições ambientais do solo.

Diversos trabalhos têm mostrado que alterações na cobertura vegetal, manejo do solo e mudanças climáticas influenciam a diversidade e riqueza das espécies da macrofauna, assim como sua biomassa e densidade populacional. Portanto, não é difícil encontrar autores que citem todo o grupo da macrofauna como bioindicador. Cassagne et al. (2008) observou que o aumento da temperatura no solo dos Alpes franceses, pode induzir mudanças na composição de espécies e na estrutura das comunidades de detritívoro e decompositores a longo prazo. Cividanis (2002) estudando o sistema de plantio direto em Jaboticabal, concluiu que a precipitação pluviométrica influencia a densidade populacional de dermápteras e carabídeos, destacando-se, nesta família, *Abaris* sp., *Callida scutellaris*, *Colliuris* sp. e *Galerita* sp. O estudo mostra ainda que a pouca movimentação do solo favorece as populações de aranhas, com destaque para Lycosidae, carabídeos, principalmente *Metius* sp., e formigas *Camponotus* spp., *Brachymyrmex* sp. e *Ectatomma* sp.

Sileshi e Mafongoya (2006) também observaram que o manejo do solo afeta significativamente incidência a abundância e a riqueza da macrofauna do solo, especialmente de minhocas e miriápodes. Estes pesquisadores compararam a macrofauna do solo de diferentes ecossistemas (florestas, e milho em sistemas agro-florestais e monocultura, e áreas de pousio) da Zâmbia sobre solos Luvisolos argiloso férrico e Luvisolos arenoso férrico. A riqueza, estimada pelo número de taxa por amostra, variou significativamente com o uso dos solos. A maior riqueza de grupos de invertebrados foi registrada sob a floresta, e a menor sob o milho em sistema convencional de cultivo (monocultura). O mesmo foi verificado na abundância total da macrofauna (todos os taxa combinados). Também foi observada uma variação na abundância e nos grupos, nas épocas de chuva e seca. Os miriápodes estavam presentes em 0-5% das amostras de solo sob a monocultura do milho, e em 10-30% das amostras da floresta. Minhocas, besouros e formigas geralmente eram escassos em monocultura de milho, em comparação com as espécies agroflorestais.

De acordo com Lobry de Bruyn (1997) é importante certo cuidado no uso da biodiversidade (medido apenas pela riqueza das espécies) como indicador da qualidade do solo. Primeiro é preciso compreender e ser capaz de identificar quais as espécies ou grupos de espécies tem funções-chave na manutenção do fluxo de energia e de materiais através do ecossistema. Pouco se sabe sobre a contribuição de cada uma das espécies ou grupos funcionais nos ecossistemas, e o efeito de sua remoção nos mesmos. A autora ainda alerta que não se deve esquecer de que as informações de cada lugar raramente podem ser diretamente comparadas umas com as outras devido às diferenças de tipo de solo, precipitação pluviométrica e intensidade da atividade agrícola. Contudo, os estudos são escassos, principalmente no Brasil, e existe uma grande diversidade de metodologias adotadas para a coleta e análise dos dados. Portanto, para que haja uma maior segurança na comparação dos dados, além de aumentar os esforços no estudo da fauna do solo é necessário que as metodologias sejam padronizadas.

2.6 MINHOCAS “INDICADORES AMBIENTAIS”

Apesar de existirem diversos trabalhos envolvendo as populações de minhocas (FRANCIS; FRASER, 1998; BINET et al., 2006; CURRY; SCHMIDT, 2007), o tema bioindicação ainda é pouco estudado, principalmente no Brasil. Apesar destes organismos possuem uma série de pré-requisitos para o monitoramento de ecossistemas (são grandes e numerosos, de fácil amostragem, e identificação, ampla distribuição, e baixa dispersão, são sensíveis a alterações ambientais e possuem grande importância ecológica), que os tornam sensíveis e eficientes indicadores de mudanças na saúde do solo (SEPP et al., 2005). Paoletti (1999) sugere a utilização da biomassa, número de espécies, e categorias ecológicas (por exemplo, epigéica, endogéica e anécica) como parâmetros chave na investigação dos agroecossistemas.

A maioria de trabalhos envolvendo a as minhocas como bioindicadores abordam o uso destes organismos como indicadores de áreas contaminadas (ALY; SCHRÖDER, 2008; SUTHAR et al., 2009; LUKKARI et al., 2006).

Suthar et al. (2009) observaram o potencial das minhocas como indicadores de contaminação por metais (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb, e Cd) em solo da Índia. Os pesquisadores notaram que as espécies endogêicas acumularam maior conteúdo de metal nos seus tecidos do que as anêicas. Estas e outras informações geradas pelo estudo levaram os pesquisadores a concluir que comportamento alimentar, nicho ecológico, categoria ecológica e a distribuição horizontal do contaminante nas camadas do solo, são alguns dos principais determinantes para os padrões de acumulação dos metais.

Para Lukkari et al. (2006) a resposta das minhocas à contaminação do solo varia de acordo com a espécie e a história de exposição de cada indivíduo. No estudo dos referidos pesquisadores, a alta concentração de Cu/Zn no solo foi claramente prejudicial para as minhocas. A biomassa diminuiu significativamente e a reprodução foi totalmente inibida. No entanto, a biomassa das minhocas com histórico de exposição não se alterou nos tratamentos. Segundo os autores, estas diferenças nas repostas das populações ao Cu/Zn, sugerem diferenças nas estratégias de alocação de recursos para o crescimento e a reprodução, em diferentes condições ambientais.

Recentemente a bioindicação com minhocas em áreas naturais e sistemas agrícolas tem sido mais explorada pelos pesquisadores (BROWN; JAMES, 2007). Nos agroecossistemas a comunidade de minhocas é modificada de acordo com a intensidade do manejo do solo (SMITH et al., 2008). A aração e a gradagem alteram negativamente o habitat. Tais implementos promovem injúrias no corpo das minhocas, de tal modo que o manejo que mais beneficia a abundância destes organismos é o do plantio direto e os sistemas perenes ou semi perenes de cultivo (AQUINO et al., 2005). Em geral, quanto maior a intensidade e frequência de perturbação, menor é a densidade populacional ou a biomassa das minhocas.

As minhocas são dependentes das condições climáticas (precipitação, temperatura e umidade do ar), edáficas (pH, matéria orgânica, nutrientes, textura, estrutura, material de origem, tipo, cor, umidade e temperatura), vegetais (tipo de vegetação) e topográficas (declividade e posição fisiográfica) da área (REYNOLDS; JORDAN, 1975). A alteração nessas características ambientais acarreta modificações na comunidade de minhocas locais.

Em áreas agrícolas na Hungria, Birkás et al. (2004) notaram uma estreita correlação entre a atividade das minhocas e a qualidade física do solo.

Neste trabalho a abundância de minhocas foi maior em solos não compactados e em culturas conservacionistas. Ivask, Kuu e Sizov (2007) observou nos campos aráveis da Estônia que as práticas agrícolas favorecem as populações da espécie endogêica *Aporrectodea caliginosa*. Knapper e Porto (1979), encontraram *P. corethrurus*, *Amyntas gracilis* e *Glossoscolex wiengreeni* em solos degradados, que apresentavam teor de matéria orgânica menor que 2% e pH abaixo de 5.5. Para os pesquisadores, estas espécies foram consideradas indicadoras de solos pobres, desérticos, ácidos e arenosos. No mesmo estudo, *Criodrilus lacuum*, *Dendrobaena veneta* e *A. schmardae*, localizadas em solos com matéria orgânica acima de 5% e pH acima de 5.5, indicaram solos florestais, com grande vigor biológico natural e não ácidos.

Na região de Manaus - AM, com o desmatamento e a introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.), as minhocas nativas desapareceram e a invasora *P. corethrurus* alcançou 400 indivíduos por m² (BARROS et al., 2004). A espécie *P. corethrurus*, é uma espécie endogêica mesohúmica, comum em solos degradados, amplamente distribuída (citada em 56 países), e adaptada a diferentes manejos, tipos de solo e clima (FRAGOSO et al., 1999). De acordo com Fragoso et al. (1997) a maioria das espécies nativas de minhocas é eliminada quando há a conversão de florestas e pastagens agrícolas para áreas de cultivos anuais havendo um aumento na dominância de espécies exóticas e peregrinas.

No núcleo Santa Virginia (inserido em um grande contínuo de Floresta Atlântica), localizado no interior do Parque da Serra do Mar, as áreas com histórico de grande perturbação antrópica com corte raso e queimada, apresentaram relevante abundância das espécies *Amyntas gracilis* e *Amyntas corticis*. Ambas espécies exóticas, e *Pontoscolex corethrurus*, considerada peregrina. Nos locais onde a Floresta sofreu menor alteração, a presença destas espécies foi mínima (FERNANDES; UEHARA-PRADO; BROWN, 2008). Baretta et al. (2007) encontraram em áreas de Floresta Atlântica com Araucária no município de Campos de Jordão, SP., *Amyntas corticis* em todas as áreas estudada, principalmente, na região de menor interferência antrópica. Para os autores, a maior abundância de minhocas exóticas na área deve-se à preferência de *A. corticis* para solos ricos e com menor perturbação. Esta espécie pode ter invadido a região e as florestas, quando foram construídas as estradas e trilhas para a colheita das árvores de Araucária. Muitas espécies vegetais exóticas trazidas da Europa e outras áreas,

foram plantadas em toda a região de Campos do Jordão, e as *Amyntas* podem ter chegado no solo das mudas das plantas (BARETTA et al., 2007).

Deste modo, é possível deduzir que nem todas as minhocas respondem da mesma forma as alterações do ambiente, isto porque, nem todas possuem as mesmas preferências ambientais ou exercem funções semelhantes no solo; a compreensão deste fato é essencial para determinar as espécies mais úteis para o uso como bioindicadores de determinado fenômeno ambiental edáfico (NUNES et al., 2007).

3 ARTIGO – MINHOCAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM ECOSISTEMAS DE LONDRINA, PR.

3.1 RESUMO

As minhocas e enquitreídeos são organismos sensíveis às mudanças ambientais, sejam elas de causas naturais ou antrópicas. Esta característica vem despertando o interesse de pesquisadores na utilização destes organismos como indicadores ambientais. Este estudo objetivou avaliar a densidade populacional, biomassa e diversidade desses organismos, ao longo de dois anos em ecossistemas de Londrina, PR, e relacionar essas variáveis com o manejo do ecossistema, visando a possível utilização desses organismos como indicadores ambientais. Os ecossistemas estudados constituíram-se em seis áreas da Fazenda Escola na Universidade Estadual de Londrina: Floresta Secundária, Pastagem, Café, Plantio Convencional e duas áreas com Plantio Direto (com três e com dez anos escarificado). As amostragens foram feitas retirando-se blocos de solo (25x25cm), na profundidade de 0-20 cm em duas épocas (chuvas/seca) dos anos de 2007 e 2008. As armadilhas de queda utilizadas para avaliar a atividade superficial das minhocas no período de março a outubro de 2008 ficaram no campo durante sete dias e seguiram o mesmo desenho amostral dos blocos de solo. As minhocas coletadas foram separadas manualmente e conservadas em formol (4%). Em laboratório fez-se a contagem, pesagem e identificação. A Floresta secundária foi o ecossistema que apresentou a maior biomassa e densidade populacional seguida do Plantio Direto de três anos. Estes também foram os ecossistemas com maior número de espécies identificadas (11 e 9 espécies respectivamente). O Café e o Convencional foram os ecossistemas com menor diversidade, biomassa e densidade populacional de oligoquetos. Pela Análise de Componentes Principais evidencia-se que as espécies *Dichogaster sp2*, *Dichogaster gracilis* e *Dichogaster saliens* são as mais relacionadas com os efeitos do manejo nos sistemas agrícolas de Londrina, PR, caracterizando-as como bioindicadoras. Os enquitreídeos foram encontrados em maior abundância na Floresta Secundária e em área com Plantio Convencional, ou seja, tanto em áreas equilibradas ecologicamente, quanto em área com acentuado manejo agrícola. Houve coleta de indivíduos cujas características taxonômicas não se enquadram nas descrições de espécies conhecidas atualmente, deste modo, há a possibilidade de registro de duas novas espécies de *Dichogaster* para região de Londrina, PR.

Palavras-chave: Anelídeos. Bioindicadores. Macrofauna. Agroecossistemas.

3.2 ABSTRACT

Earthworms as environmental indicators in terrestrial ecosystems of Londrina, PR.

The earthworms and enquitreídeos bodies are sensitive to environmental change, whether anthropogenic or natural causes. This feature has attracted the interest of researchers in using these organisms as environmental indicators. The study aimed to evaluate the population density, biomass and diversity of these organisms, over two years in ecosystems of Londrina, Pr and correlate these variables with the management of the ecosystem, to the possible use of these organisms as environmental indicators. The treatments are in six areas in the Farm School of the Universidade Estadual de Londrina: forest, pasture, coffee, tillage and two area with no tillage (three and ten years). The samples were drawing up blocks of soil (25x25cm), the depth of 0-10cm and 10-20 cm in two seasons (rainy / dry) of the years 2007 and 2008. The earthworms collected were separated from the soil and preserved in formalin (4%). In the laboratory it was the counting, weighing and identification. The forest is the ecosystem that produced the largest biomass and population density followed by no tillage of three years. These were also the richest ecosystems (11 and 9 species respectively). The Coffee and Conventional ecosystems were less diversity, biomass and population density of earthworms. By Principal Components Analysis shows that the species *Dichogaster sp2*, *Dichogaster gracilis* and *Dichogaster saliens* are more related to the effects of management in agricultural systems of Londrina, PR. characterizing them as bioindicators. The enquitreídeos were found in greatest abundance in forest and field with no tillage, however, in areas ecologically balanced, and in area with strong agricultural management.

Keywords: Anelídeos. Bioindicators. Macrofauna. Agroecosystems.

3.3 INTRODUÇÃO

As minhocas e enquitreídeos são organismos altamente sensíveis as mudanças no ambiente. Nos agroecossistemas, a abundância, biomassa, riqueza e composição da comunidade de oligoquetos podem expressar as alterações realizadas quanto ao gradiente de uso do solo. As espécies nativas geralmente apresentam menor tolerância a ambientes perturbados, enquanto as exóticas parecem adaptar-se as modificações ambientais, ocupando os nichos deixados pelo desaparecimento das espécies nativas, após a transformação da vegetação natural (BROWN; JAMES 2007).

Muitos organismos do solo, especialmente os grupos ecológicos, fornecem informações importantes sobre a qualidade dos ecossistemas. As minhocas epigéicas, que habitam a liteira do solo, são os organismos mais expostos às práticas agrícolas, e muitas vezes estão ausentes nos agroecossistemas onde há o revolvimento periódico do solo e ausência de matéria vegetal na superfície; já as endogéicas, que vivem no perfil do solo, são mais comuns, uma vez que podem procurar refúgio nos horizontes inferiores, em momentos de grande estresse (PAOLETTI et al., 1998).

Em sistemas convencionais de cultivo, a alta perturbação e simplificação do ambiente contribuem para o baixo número de espécies e dominância daquelas relativamente tolerantes as atividades agrícolas (SMITH et al., 2008). Dados apresentados por Sautter et al. (2007), de diferentes regiões do Paraná, mostram que a comunidade de oligoquetos em sistemas conservacionistas como Plantio Direto e Cultivo Mínimo apresentam maior biomassa e densidade populacional, quando comparados ao Sistema Convencional de cultivo. Na região de Manaus-AM, o desmatamento intensivo e introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) causou a extinção das minhocas nativas, sendo que a espécie invasora *Pontoscolex corethrurus* alcançou 400 indivíduos por m² (BARROS et al., 2004).

O potencial das minhocas como bioindicadores em sistemas de manejo agrícola e de vegetação é citado por diversos pesquisadores (PAOLETTI et al., 1991; DOUBE; SCHMIDT, 1997; PAOLETTI, 1999). No entanto, existem poucos relatos de espécies indicadoras da qualidade ambiental, devido à complexidade de eleger grupos de bioindicadores; isso porque ocorrem variações tanto entre grupos

de organismos, quanto dentro de um grupo, com relação ao tempo de resposta às perturbações ocorridas em um ambiente (NUNES et al., 2007).

O uso de uma população ou associações de espécies como bioindicador depende do entendimento dos seus padrões de resposta aos processos com os quais se encontra relacionada, e uma nítida distinção entre os impactos gerados e os mecanismos de dispersão seletivos a cada espécie (UZÊDA et al., 2007).

Este trabalho teve como objetivo estudar as relações entre a população de minhocas e os ecossistemas agrícolas de Londrina, a partir da análise das variações na densidade populacional, biomassa e diversidade dos organismos, e com base nestas variações, avaliar o potencial do grupo como indicador biológico.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Londrina (23° 23' 30"S, 51°11'30"O e altitude 532 m), no município de Londrina, localizado no norte do estado do Paraná. O solo no local do estudo varia entre o Latossolo Vermelho eutroférico e o Nitossolo Vermelho eutroférico latossólico. O clima predominante na região de Londrina, segundo Köppen (1948) é o (Cfa) subtropical úmido mesotérmico, com precipitação média anual entre 1400-1600 mm e temperatura anual média entre 21-22°C (IAPAR, 2009).

Os dados climáticos como temperatura do ar, e precipitação pluviométrica foram coletados periodicamente na estação climática do IAPAR, distante 5 km das áreas estudadas (Figura 3.1).

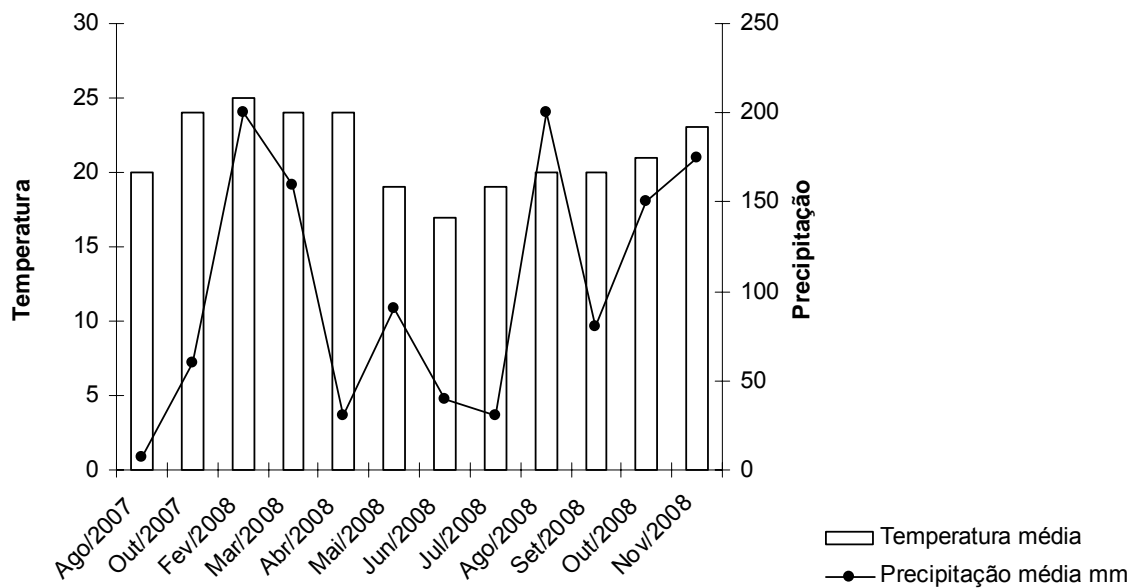


Figura 3.1 – Dados climáticos (média no mês) das épocas de coleta em Londrina, PR.

3.4.1 Histórico das Áreas

Neste trabalho compararam-se seis ecossistemas com tamanho médio entre 5 a 6,5 ha: 1. Pastagem (PA); 2. Café (CA); 3. Plantio Direto Escarificado (PDE); 4. Plantio Direto com 3 anos (PD3), 5. Plantio Convencional (PC); e 6. Floresta Secundária (FS). (Tabela 3.1).

O fragmento de Floresta pertencente ao Horto da UEL possui uma área de 10 ha. Este ecossistema é formado por vegetação remanescente de floresta nativa (ANJOS; LOPES, 2006). Atualmente o Fragmento florestal é composto por vegetação em estágio tardio secundário de sucessão, com poucos representantes da floresta nativa e algumas espécies pioneiras (KORASAKI, 2007).

A cultura do Café e a Pastagem foram implantadas em 1998. O Café semi adensado (2,5 m na entre linha e 0,5m entre planta) é uma variedade resistente à ferrugem cujo manejo até setembro de 2008 baseava-se na calagem superficial (dezembro de 2007/2008), na retirada das folhas que se acumulavam sobre o solo, na colheita dos frutos, e na aplicação de NPK. Em agosto de 2008, com a poda do Café em linhas alternadas, a cultura tornou-se um consórcio de Café e Feijão.

Em setembro de 2006 houve queimada em grande parte da Pastagem, e borda do Fragmento de Floresta Secundária. A Pastagem comporta em média uma população de 70 ovelhas, pesando uns 40 kg (individual). Estes animais ficam no pasto durante cinco dias todos os meses do ano. A última vez que foi realizada a reforma da Pastagem foi a mais de 10 anos, e a calagem superficial a mais 3. Eventualmente é aplicado cama de frango para repor os nutrientes essenciais a gramínea.

A Fazenda Escola possui duas áreas com Plantio Direto. Uma iniciada em 1995 e outra em 2004. As duas eram manejadas de forma convencional com rotação de cultura antes da implantação do Plantio Direto. A área estabelecida a mais tempo teve o solo revolvido por escarificador e grade niveladora em outubro de 2007. Este procedimento não esperado conduziu a inclusão de outra área como referência ao Plantio Direto sem movimentação por máquinas, porém mais recente (PD3).

O Plantio Convencional é o mais antigo dos ecossistemas agrícolas, instalado em 1990. No início a rotação ocorria com as culturas de milho no verão e trigo no inverno. Em 1992, o milho foi substituído pela soja, e deste então a rotação é entre a soja e o trigo. Neste ecossistema o solo é manejado de forma tradicional, com arado de aiveca e grade niveladora para o preparo da soja, e com a aplicação de insumos. No entanto, no inverno e verão de 2008 o solo foi preparado para o cultivo, mas devido às condições climáticas desfavoráveis nenhuma cultura foi estabelecida. Neste período muitas espécies vegetais colonizaram a área o que tornava freqüente a capina mecanizada.

Em todas as áreas com soja e trigo (PD3, PDE e PC) o manejo dos insumos agrícolas foi semelhante. Com calagem no inverno (25 ton/ha), aplicação de 300 kg/ha de NPK (0,20,20) no preparo do solo para soja e (8,28,16) trigo. Para o controle dos percevejos foi aplicado 1l /ha de Tamaron (Metamidofós), no final do ciclo da soja, juntamente com o fungicida Folicur (tebuconazol) (0,5l / ha). No trigo o fungicida foi aplicado dois meses depois da emergência da planta. Os herbicidas foram aplicados duas vezes ao ano, o Pivot (imazetapir) e Cobra (Lactofem) após a emergência da soja, e o Glifosato para a dessecação vegetal e plantio do trigo. Após a instalação do trigo as ervas daninhas foram controladas com o Ally (Metsulfurometilico).

Tabela 3.1 – Material genético das áreas experimentais da Fazenda Escola da UEL (07/08 e 08/09), Londrina, PR.

Ecosistemas	Agosto/2007	Fevereiro/2008	Agosto/2008	Novembro/2008
CA	<i>Coffea sp</i> IAPAR 59.	<i>Coffea sp.</i> IAPAR 59.	<i>Coffea sp.</i> IAPAR 59.	<i>Coffea sp.</i> IAPAR 59.
FS	Floresta Secundária	Floresta Secundária	Floresta Secundária	Floresta Secundária
PA	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Cynodon dactylon</i>
PC	<i>Triticum sp.</i> - Coodetec 114	Glycine max -BRS 184	Pousio	Pousio
PDE	<i>Triticum sp.</i> - Coodetec 114	Glycine max -BRS 184	<i>Triticum sp.</i> Coodetec 114	Glycine max -BRS 232
PD3	<i>Triticum sp.</i> - Coodetec 114	Glycine max -BRS 184	<i>Triticum sp.</i> Coodetec 114	Glycine max -BRS 232

CA; Café, FS; Floresta Secundária, PA; Pastagem PD3; Plantio Direto de 3 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio Convencional.

3.4.2 Amostragem das Minhocas

As amostragens foram realizadas utilizando-se a metodologia do TSBF, e armadilhas de queda (*Pitfall Traps*). O TSBF consistiu na retirada de nove monólitos de cada área experimental, com 25cm² de área e 0-20 cm de profundidade. Foram feitos três transectos com três monólitos cada, eqüidistantes pelo menos 5 metros, seguindo a curva de nível ao longo do comprimento das parcelas (Figura 3.2).

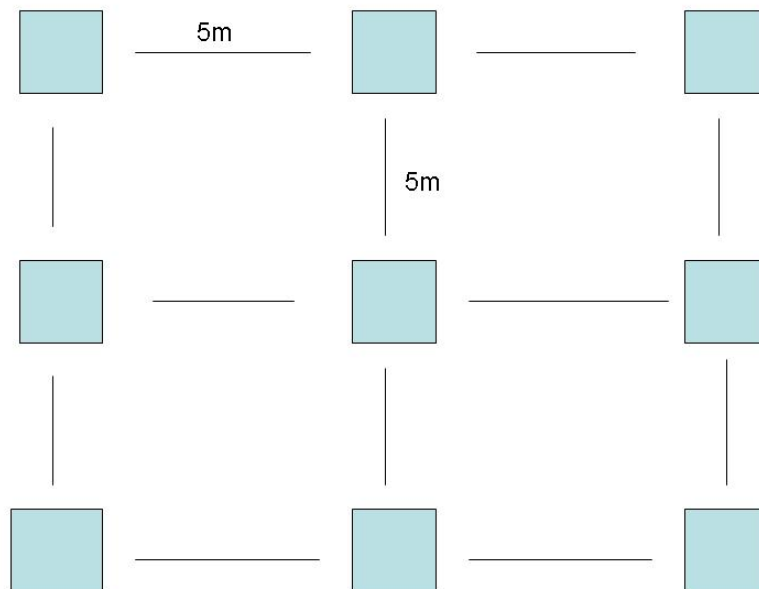


Figura 3.2 – Desenho amostral das coletas de TSBF e *Pitfall Traps*.

Os blocos de solo foram colocados em sacos plásticos, etiquetados e levados ao laboratório de Entomologia da UEL, onde os organismos foram separados manualmente, contados, pesados e conservados em formol 4%. A identificação das minhocas foi realizada com o auxílio de chaves propostas por Righi (1990) e Blakemore (2002).

Para avaliar a atividade das minhocas na superfície do solo foram utilizados *Pitfalls Traps*, que consistiram em copos plásticos de 500ml com 10 cm de

diâmetro, contendo 200ml de uma solução conservante de água, formol (1%), e algumas gotas de detergente para quebrar a tensão superficial da água. O desenho amostral dos *Pitfalls* seguiu o mesmo do TSBF, ou seja, nove armadilhas, distantes aproximadamente 5 m entre si. As armadilhas foram mantidas no campo por sete dias ao mês, durante o período de março a outubro de 2008. Os organismos coletados foram levados para laboratório e receberam os mesmos tratamentos dos coletados nos TSBF.

3.4.3 Análise dos Dados

Devido a não normalidade dos dados, a variação na densidade populacional e biomassa dos organismos coletados com o auxílio da metodologia do TSBF nos ecossistemas, foram avaliados com o auxílio das análises não paramétricas Kruskal-Wallis e teste de Dunn ($p < 5\%$). A distribuição das espécies coletadas foi avaliada com a Análise Multivariada de Componentes Principais.

3.4.4 Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais (PCA ou ACP) é um método capaz de separar a informação importante da redundante. Está é uma análise exploratória que permite a elaboração de hipóteses gerais a partir dos dados coletados, contrastando com estudos direcionados nos quais hipóteses prévias são testadas (SENA et al., 2000).

A análise transforma linearmente um conjunto original de variáveis num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas que contém a maior parte da informação do conjunto original. O objetivo da ACP é explicar parte da variação de um conjunto de variáveis a partir de um número menor de variáveis subjacentes. Resumidamente, a ACP parte da ausência de um modelo estatístico subjacente na divisão das variáveis observadas e focaliza a explicação da variação

total das variáveis observadas baseando-se nas propriedades da variância máxima dos componentes principais.

A ACP pode ser representada geometricamente sob a forma de uma nuvem de pontos individuais no espaço das variáveis. Os fatores ou eixos principais saídos de uma ACP fornecem imagens aproximadas dessa nuvem de pontos e a ACP propõe-se a medir a qualidade dessa aproximação (FLECK; BOURDEL, 1998).

Deste modo, é fundamental entender os gráficos gerados pela análise. Os “scores” (as projeções das amostras na direção da CP) fornecem a composição das CPs (Componentes Principais) em relação aos objetos (amostras) enquanto os “loadings”(cossenos dos ângulos formados entre a CP e cada variável) fornecem essa mesma composição em relação às variáveis. Como as CPs são ortogonais, é possível examinar as relações entre os objetos através dos gráficos dos “scores” projetados nas primeiras CPs, e entre as variáveis através dos gráficos dos “loadings”.

Esses gráficos apresentam informações úteis sobre tendências subjacentes e características da estrutura dos dados, tais como, agrupamentos de objetos ou variáveis e caracterização dos chamados “outliers” (amostras mal comportadas, que não se encaixam no modelo). O estudo conjunto de “scores” e “loadings” permite estimar a influência de cada variável em cada objeto (SENA et al., 2000).

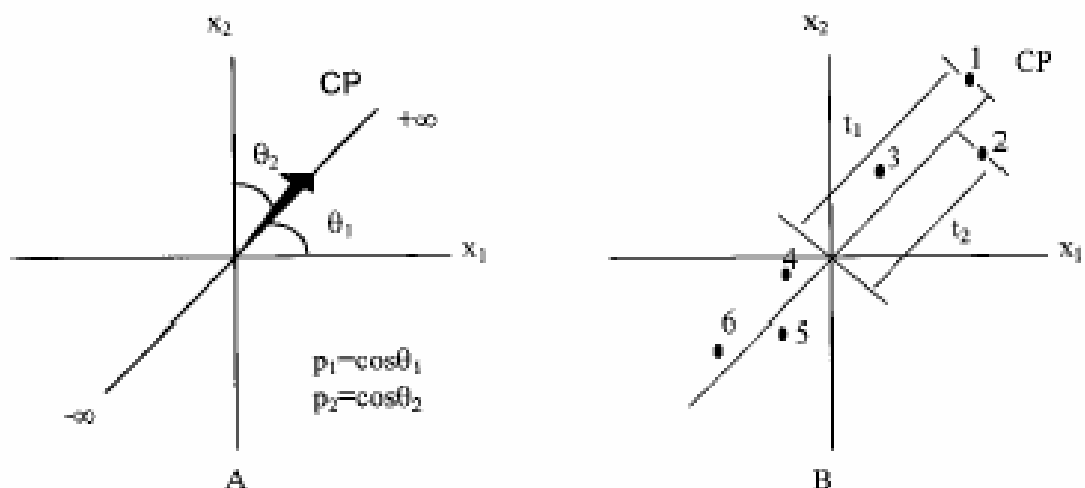


Figura 3.3 – Representação de uma Componente Principal (CP). Os dados estão centrados na média. (A) os “loadings” são os ângulos do vetor direção; (B) os “scores”, vetores, são as projeções, das amostras 1-6 na direção.

Modificado de Sena et al. (2000).

3.4.5 Análise do Perfil Cultural

Para avaliar a qualidade física dos solos nos ecossistemas estudados foi utilizada a metodologia de avaliação do perfil cultural, segundo Tavares Filho et al. (1999).

O perfil cultural estuda a morfologia do solo e consiste na delimitação dos volumes antropizados distintos, tanto em profundidade como lateralmente, a partir de critérios como: forma, tamanho, distribuição dos elementos estruturais, presença ou ausência de poros visíveis a olho nu e continuidade destes; forma e dureza de agregados e torrões, dentre outros fatores (Tabela 3.2).

Num primeiro momento estuda-se o modo de organização do perfil, diferenciando-se os volumes de solo visualmente alterados pelo manejo agrícola (AM) do visualmente não alterado (NAM), para em seguida descrever cada tipo de organização com mais riqueza de detalhes. Na segunda fase descreve-se o estado interno dos torrões presentes nos diferentes modos de organização do volume de solo mobilizado. Nessa descrição consideram-se: a estrutura dos agregados, porosidade, coesão a seco, as faces de ruptura e o enraizamento. (Tabela 3.2).

Os termos “perfil do solo”, ou “perfil pedológico”, não devem ser confundidos nem tomado como sinônimo do termo “perfil cultural do solo”. As informações do perfil pedológico busca identificar os processos de formação dos solos a partir da rocha-mãe, mediante fatores bioclimáticos. O perfil cultural, por sua vez, é “o conjunto dos horizontes do solo individualizados pela intervenção de implementos agrícolas, pelo comportamento das raízes, pela influência dos fatores naturais (clima)” e pelas técnicas de cultivo adotadas (MANICHON; GAUTRONNEAU, 1996; PEREIRA NETO et al., 2007).

O método do perfil cultural permite destacar diferentes unidades morfológicas no perfil, conforme o manejo adotado. E com isso, pode-se entender e, conseqüentemente, intervir nos processos de compactação e selamento do solo (PEREIRA NETO et al., 2007).

Tabela 3.2 – Identificação da área antropizada, modo de organização do perfil do solo, e estado interno dos torrões presentes nos diferentes modos de organização do volume de solo.

	Simbologia	Definição
Identificação da área antropizada	AM	Volume de solo visualmente alterado pelo manejo.
	NAM	Volume de solo visualmente não alterado pelo manejo.
Modo de organização	L*	Volume de solo livre, solto, constituído por terra fina, solo pulverizado, agregados e torrões com tamanhos variados sem nenhuma coesão. A estabilidade em água e a coesão a seco entre os agregados desse volume de solo são nulas, mas a estabilidade e a coesão dos agregados podem ser altas.
	F*	Volume de solo fissurado, em que a individualização de torrões é facilitada pela fissuração, sendo estes de tamanhos variados. Quando presentes nesse volume as raízes se desenvolvem preferencialmente entre os torrões, nas fissuras existentes. A porosidade é fissural.
	Z	Estrutura essencialmente laminar. As raízes quando presentes são tortuosas, achatadas e com desenvolvimento horizontal.
	C	Volume e solo em que os elementos (agregados e terra fina) estão unidos formando um volume bastante homogêneo, com aspecto de estrutura maciça, sendo impossível a individualização de torrões a olho nu. A porosidade é predominante de empilhamento de agregados, podendo apresentar cavidades arredondadas e, ou, poros tubulares.
Estado interno dos torrões	μ (agregado não compactado)	Estado interno dos torrões caracterizado por uma distribuição de agregados com estrutura interna e externa porosa, fácil de ser observada a olho nu, com predominância de poros de tipo amontoamento de agregados. As faces de ruptura são rugosas e a coesão a seco é pequena.
	Δ (agregado compactado)	Estado interno dos torrões compactados, caracterizado por uma distribuição de agregados com estrutura angulosa (poliédrica, cúbica ou prismática), devido à forte pressão externa, com uma porosidade pouco visível a olho nu. As faces de ruptura são principalmente lisas e a coesão a seco é muito elevada.
	$\mu\Delta / \Delta\mu$	Estado intermediário entre agregados compactados e não compactados. $\mu\Delta$: agregados que estão em processo de compactação, mas que ainda guardam as características do estado não compactado μ sobre as características do estado compactado Δ . $\Delta\mu$: agregados que estão bem compactados, mas que ainda guardam algumas características do estado não compactado μ .

*Nos modos de organização L e F, além do estado interno dos torrões, devem-se classificar os torrões pelo tamanho: 1 a 5 cm = pequenos; 6 a 10 cm = médios; >10cm grandes.
Modificado de Tavares Filho et al. (1999).

Em março de 2008 foi aberta uma trincheira de 1m² em cada área de estudo, avaliando-se a parede transversal à cultura. No fragmento de Floresta Secundária, ecossistema referência no estudo, não seria correto utilizar o perfil cultural, uma vez que este ecossistema não sofre interferência de implementos agrícolas e técnicas de cultivo. Deste modo, considerou-se o perfil pedológico, utilizando-o como referência quanto às características físicas.

3.4.6 Análise Química do Solo

Para a realização da análise química, foi retirada uma amostra de solo de cada monólito. Para reduzir a quantidade de amostras foi realizada a mistura homogênea das amostras da mesma profundidade de cada área totalizando duas amostras por tratamento.

As amostras foram enviadas para Embrapa-Soja, onde foram realizadas as análises químicas (C, P, Ca, Mg, e K trocáveis, Al, acidez potencial (Al+H), CTC e pH em CaCl₂) (Tabelas 3.3 e 3.4).

Tabela 3.3 – Caracterização química dos ecossistemas amostrados na Fazenda Escola UEL. Análise química composta, agosto de 2007.

Profundidade cm	Ecossistema	pH-						Mg	P	C	B	CTC	V
		CaCl2	Al	H+Al	K	Ca							
						Cmolc/dm ⁻³			Mg/dm ³	g/dm ³			%
0-10	CA	5,03	0,00	5,59	1,02	6,74	1,49	51,19	19,05	9,25	14,84	62,33	
10-20	CA	4,57	0,04	5,35	0,62	4,74	0,97	9,35	13,86	6,33	11,68	54,20	
0-10	FS	5,14	0,00	4,61	0,60	10,17	1,98	2,76	26,53	12,75	17,36	73,44	
10-20	FS	4,63	0,00	5,94	0,38	4,58	1,25	1,13	11,22	6,21	12,15	51,11	
0-10	PA	5,61	0,00	3,66	0,40	5,61	1,86	33,55	16,22	7,87	11,53	68,26	
10-20	PA	5,66	0,00	4,61	0,18	5,15	2,33	2,98	9,86	7,66	12,27	62,43	
0-10	PC	6,05	0,00	2,95	0,70	6,37	2,64	4,50	8,86	9,71	12,66	76,70	
10-20	PC	6,37	0,00	2,66	0,35	6,02	2,46	3,40	7,62	8,83	11,49	76,85	
0-10	PDE	5,31	0,00	4,41	0,85	6,28	1,56	30,73	12,99	8,69	13,10	66,34	
10-20	PDE	5,43	0,00	4,18	0,45	4,84	1,35	13,67	10,60	6,64	10,82	61,37	
0-10	PD3	5,28	0,00	4,68	0,95	5,45	1,64	18,08	14,38	8,04	12,72	63,21	
10-20	PD3	5,25	0,00	4,75	0,65	6,40	1,60	6,41	13,30	8,65	13,40	64,55	

CA; Café, PD3; Plantio Direto de 3 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio Convencional, FS; Floresta Secundária, PA; Pastagem.

Tabela 3.4 – Caracterização química dos ecossistemas amostrados na Fazenda Escola UEL. Análise química composta, agosto de 2008.

Profundidade cm	Ecossistema	pH-										
		CaCl ₂	Al	H+Al	K Cmolc/dm ⁻³			Ca	Mg	P Mg/dm ³	C g/dm ³	B
0-10	CA	3,86	0,93	7,48	1,10	4,40	0,98	17,27	15,40	6,48	13,96	46,42
10-20	CA	3,71	1,22	9,35	1,00	3,42	0,88	9,03	13,14	5,30	14,65	36,18
0-10	FS	4,72	0,00	5,19	0,55	9,58	2,07	2,23	22,72	12,20	17,39	70,16
10-20	FS	4,95	0,00	4,75	0,44	6,63	2,01	1,64	13,45	9,08	13,83	65,65
0-10	PA	6,33	0,00	3,94	0,38	5,88	2,04	5,54	13,35	8,30	12,24	67,81
10-20	PA	5,12	0,00	4,86	0,19	3,60	1,42	3,36	11,03	5,21	10,07	51,74
0-10	PC	6,19	0,00	2,66	0,62	7,65	2,88	3,83	9,76	11,15	13,81	80,74
10-20	PC	6,46	0,00	2,52	0,36	7,88	2,98	3,83	9,63	11,22	13,74	81,66
0-10	PDE	6,12	0,00	3,06	0,85	11,00	1,58	56,13	17,23	13,43	16,49	81,44
10-20	PDE	5,90	0,00	3,66	0,55	7,39	1,82	13,77	11,27	9,76	13,42	72,73
0-10	PD3	5,02	0,00	4,61	0,87	6,19	1,92	32,47	15,34	8,98	13,59	66,08
10-20	PD3	4,80	0,00	5,15	0,72	5,19	1,36	8,44	12,79	7,27	12,42	58,53

CA; Café, PD3; Plantio Direto de 3 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio Convencional, FS; Floresta Secundária, PA; Pastagem

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Avaliação dos Perfis Pedológico e Cultural

O perfil pedológico do fragmento Florestal apresentou um horizonte superficial orgânico (AO) com 10 cm, onde havia grande atividade biológica (presença de formigas, minhocas, cupins, coleópteros, aranhas, estruturas biogênicas como coprólitos de minhocas e galerias), e raízes crescendo sem impedimento. Na sua superfície, o solo possuía uma liteira de folhas, ramos e cascas em diversos estágios de decomposição. A partir dos 10 cm de profundidade (horizonte A), a atividade da fauna e a presença de raízes tornaram-se menores e a estrutura do solo gradualmente mais coeso (Figura 3.4A), porém sem que fosse possível distinguir os torrões, ou seja uma camada maciça. A atividade da fauna do solo desempenha papel importante na formação e estabilidade dos agregados, e na formação de redes de fissuras (FREGONEZI et al., 2001), enquanto a matéria orgânica é agente importante na estabilização da estrutura do solo (CHANEY; SWIFT, 1984).

Na área sob pastagem, constatou-se um perfil com uma camada alterada pelo manejo de apenas 10 cm de profundidade. Nesta camada constatou-se a presença de uma camada superficial laminar (Z) compactada (Figura 3.4B) e de uma estrutura contínua compactada ($C\Delta\mu$) abaixo desta até os 10 cm de profundidade. Tais camadas são causadas pelo pisoteio dos animais, demonstrando haver um efeito importante desta forma de exploração. Fregonezi et al. (2001) encontraram características semelhantes em pastagens degradadas sob Latossolo Argiloso no Cerrado. Outra característica observada na área sob pastagem da Fazenda Escola foi uma variação pedológica quando comparada ao perfil avaliado sob a floresta. No perfil avaliado na área sob café, foi encontrado grande quantidade de terra livre (L) e pequenos torrões (pt) na superfície e sob a planta de café (Figura 3.4C). A ocorrência de torrões denota ter havido uma compactação anterior e uma posterior desgregação, que podem ser atribuídas respectivamente às operações realizadas na cultura e ao efeito climático nas entrelinhas e ao sistema radicular sob a planta. Em solo sem cobertura vegetal, como o que ocorre nas entrelinhas do caso avaliado, o impacto das gotas de chuva provocam o selamento superficial e

diminuição da infiltração e do armazenamento de água, intensificando o processo de erosão (DERPSCH et al., 1991). O contínuo processo de hidratação e desidratação desta camada do solo promove a ruptura destas estruturas a desagregação. Ainda no ecossistema do café, abaixo da camada superficial indo até os 18 cm de profundidade nas laterais da linha das plantas do café, constatou-se uma camada fissurada com torrões de tamanho médio em processo de compactação (F $\mu\Delta$), onde o clima e a atividade biológica ainda conseguem atuar minimizando os efeitos da compactação causada. A partir dos 18 cm foi encontrada uma camada continua cujo estado interno dos torrões era bem similar aos torrões acima, porém sem a fissuração (C $\mu\Delta$). Ou seja, a partir dos 18 cm de profundidade os eventos naturais como clima e atividade biológica já não conseguem atenuar a pressão exercida pelo sistema de produção no solo. Degradando mais acentuadamente sua estrutura.

No ecossistema em que o Plantio Direto foi estabelecido a três anos, o solo apresenta uma boa cobertura de material orgânico, as raízes presentes nos primeiros 5 cm, encontram dificuldades em penetrar no solo. A superfície do solo e o sulco de semeadura estão estruturados em pequenos torrões fissurados e pouca terra fina (F $\mu\Delta$) (Figura 3.4D). O volume de solo alterado pelo manejo (AM) apresenta grandes agregados em processo de descompactação natural. Esta reorganização das estruturas pode ser observada de cima para baixo no perfil, denotando o efeito climático. Inicia-se uma camada fissurada em pequenos torrões, indo aos grandes volumes de solo homogêneo. Os torrões (pequenos e grandes) presentes no perfil apresentam faces lisas de ruptura, e elevada coesão a seco, o que dificulta a penetração das raízes no solo e representam grandes pressões de compactação.

Na área de Plantio Direto que foi e Escarificado cinco meses antes da avaliação do perfil, nota-se a modificação da estrutura do solo. O perfil apresenta marcas visíveis das grades na superfície (Figura 3.4E). Nota-se o claro efeito desagregador das hastas do escarificador e da semeadora, porém uma estrutura menos estável que a camada dominante do perfil "C μ ", não justificando a operação de escarificação. A camada não alterada pelo manejo (NAM) se inicia aos 30 cm de profundidade. Na entrelinha do Plantio Direto Escarificado, foi possível observar uma camada compactada continua que se desenvolve desde a superfície até 30 cm de profundidade em ponto localizado e se deve ao tráfego recente e a pressão exercida pelas rodas do maquinário. Segundo Veiga et al. (2008) o trator promove compactação mais acentuada no sistema escarificado. Carvalho Júnior (1995) afirma

que a movimentação vertical de argilas, pode provocar a formação de camada compactada logo abaixo da camada arável. Carvalho Júnior, Fontes e Costa (1998) atribuíram à argila dispersa na água o adensamento das camadas subsuperficial em Latossolo Vermelho-Escuro. A dispersão de argila pode ser provocada pelo preparo do solo, por uma maior taxa de oxidação da matéria orgânica, e por alterações químicas quando esses solos são colocados em produção agrícola (OLIVEIRA, 1992).

No solo sob Plantio Convencional não há cobertura vegetal ou fragmentos de folhas secas sobre o solo. O volume do perfil visualmente alterado pelo manejo (0-30 cm) é composto por grandes agregados compactados (Figura 3.4F). As raízes, tortuosas e achatadas, crescem entre as fissuras, o que evidencia a dificuldade das mesmas penetrarem no solo. Em solo compactado, ocorre a diminuição na porosidade, com conseqüente redução na permeabilidade, tanto da água como das trocas gasosas. A baixa aeração induz à ramificação das raízes adventícias superficiais, tornando as menos eficientes na absorção de água, nutrientes e trocas gasosas (BORGES et al., 1999). A compactação não ocorre somente por meios antrópicos, mas também por processos naturais como: ação da chuva, ventos, dispersantes químicos naturais do solo, e ciclos de umedecimento e secagem (OLIVEIRA, 1992).

Devido a excessiva mecanização, como o uso de implementos agrícolas, em particular grades de discos pesados (BLANCANEUX et al., 1993), a camada superficial (L) (5 cm) no Convencional, tornou-se totalmente desintegrada, e muito vulnerável à compactação e a erosão. A área alterada pelo manejo (30 cm) é composta por grandes agregados em processo de compactação ($C\Delta\mu$), e as raízes crescem entre as fissuras dos grandes agregados. Segundo Fregonezi et al (2001) a porosidade fisural, entre agregados, é importante na manutenção da porosidade do solo, compensando a baixa porosidade intra-agregados, no entanto, em solos com estruturas contínuas (C) a atividade biológica, torna-se importante para a formação de macroporos (BENITO; GUIMARÃES; PASINI, 2008). A atividade biológica produz uma macroporosidade vertical mais estável do que a produzida pelo preparo do solo, em função de manter a quase totalidade do volume do solo com uma estrutura mais rígida e, conseqüentemente, mais resistente à deformação (VEIGA et al., 2008).

O gradiente de antropização e a cobertura vegetal nos ecossistemas agrícolas mostram-se os principais agentes na desagregação superficial e na

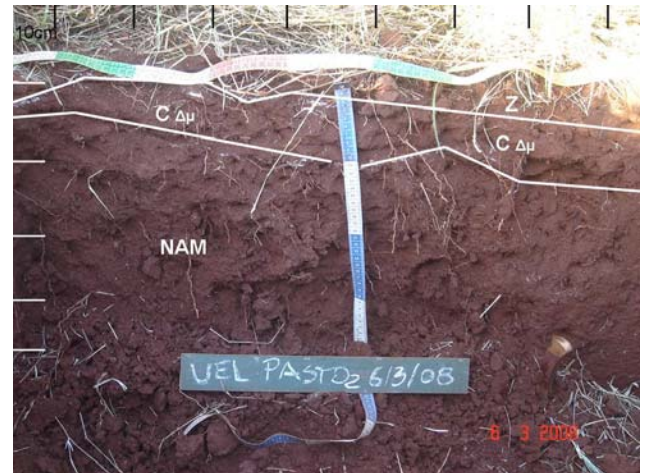
compactação do solo. Ecossistemas menos manejados como a FS, o PDE e o CA apresentaram em menor ou maior abundância estruturas cujo estado interno era caracterizado por uma distribuição de agregados porosos, com faces de ruptura rugosa e com pouca coesão a seco, caracterizando um solo com pouca ou nenhuma compactação. Já os ecossistemas mais trabalhados antropicamente, como o PA e o PC apresentaram grandes volumes compactados. O PD3 apesar de não sofrer revolvimento do solo há mais de três anos, ainda guarda no modo de organização do perfil o reflexo do antigo manejo do ecossistema.

A) Floresta Secundária



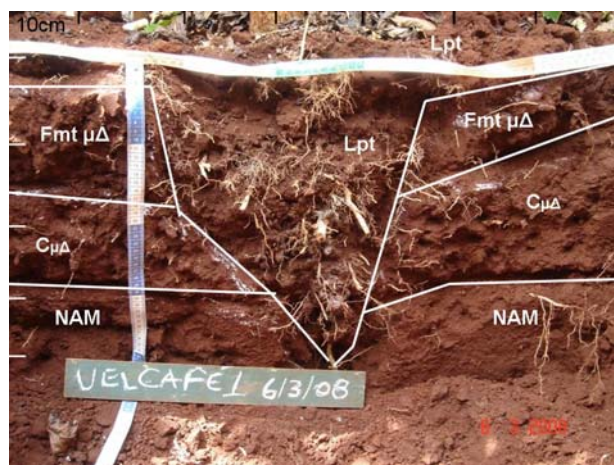
A – horizonte A, AO – horizonte AO,

B) Pastagem



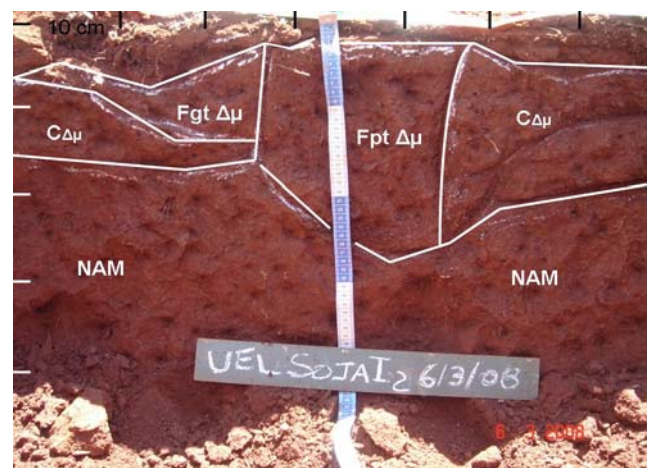
Z – estrutura laminar, C - volume homogêneo com estrutura maciça, Δμ - agregados compactados que ainda guardam características do estado não compactado, NAM – solo não alterado pelo manejo.

C) Café



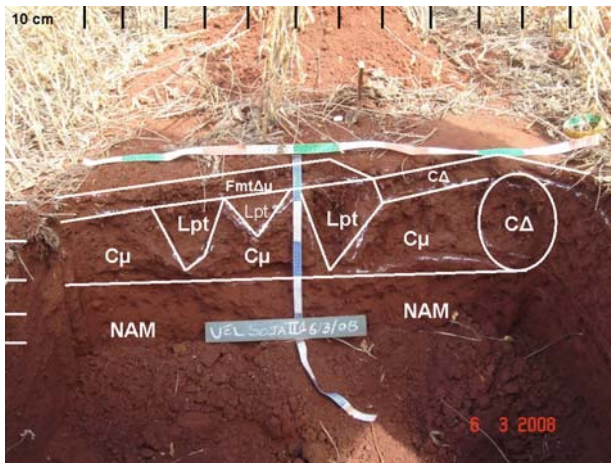
F – porosidade fissural, L – solo livre, C - volume homogêneo com estrutura maciça. pt – pequenos torrões, mt – médios torrões, μΔ - agregados que estão em processo de compactação.

D) Plantio Direto 3 anos



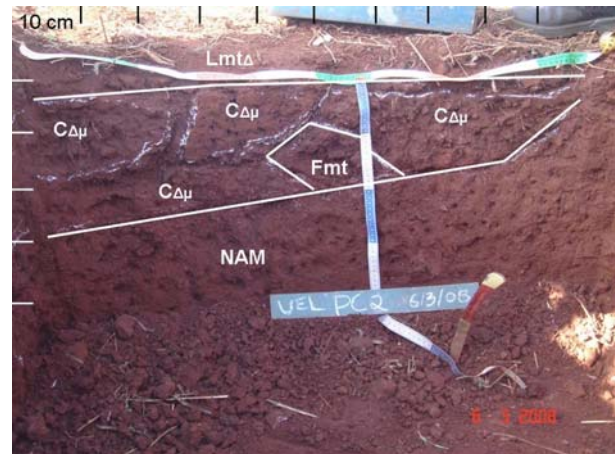
F – porosidade fissural, L – solo livre, C – volume homogêneo com estrutura maciça. pt – pequenos torrões, gt – grandes torrões, Δμ - agregados compactados que ainda guardam características do estado não compactado, NAM – solo não alterado pelo manejo

E) Plantio Direto Escarificado



F – porosidade fissural, L – solo livre, C - volume homogêneo com estrutura maciça. pt – pequenos torrões, mt – médios torrões, $\mu\Delta$ - agregados que estão em processo de compactação, NAM – solo não alterado pelo manejo.

F) Plantio Convencional



F – porosidade fissural, L – solo livre, C - volume homogêneo com estrutura maciça. mt – médios torrões, $\mu\Delta$ - agregados que estão em processo de compactação, NAM – solo não alterado pelo manejo.

Figura 3.4 –Foto dos perfis culturais realizados na Fazenda Escola da UEL, Londrina Pr, 2008.

3.5.2 Característica Química dos Ecossistemas

A caracterização química dos ecossistemas estudados e a variação dos elementos químicos entre os anos de 2007 e 2008 são apresentados nas Tabelas 3.3 e 3.4.

Nas duas análises químicas do solo, a FS apresentou o maior teor de C (carbono). Entre os ecossistemas agrícolas destacaram-se o CA e a PA no primeiro ano e PDE e CA no segundo. Nos dois anos o PC apresentou o menor valor. Independente de qual seja o ecossistema a superfície do solo (0-10 cm) sempre apresentou maior concentração de C, devido ao acúmulo de matéria orgânica na superfície do solo, o qual influencia diretamente a capacidade de troca de cátions, principalmente, nos horizontes superficiais. (CANELLAS et al., 2000; MARIN, 2002).

O valor de pH foi menor no CA e na FS. Os mesmos ecossistemas apresentaram alto teor de H+Al, indicando que estes são muito ácidos e podem apresentar toxidez ao Al (LONGO; ESPÍNDOLA, 2000). No CA o baixo pH pode ser decorrente do uso de fertilizantes nitrogenados, principalmente aqueles contendo N

na forma amoniacal ou amídica (sulfato de amônio, nitrato de amônio e/ou uréia), que geram H^+ ao serem nitrificados no solo (THEODORO et al., 2002). Segundo Barreto et al. (2006) os solos sob floresta apresentam menores valores de pH devido a mineralização da matéria orgânica e os exudados ácidos liberados pelas raízes. Tanto no trabalho dos referidos autores como nos trabalhos de Feitosa (2004), Fonseca et al. (2007) e Marques Junior et al. (2008) os fragmentos de floresta apresentaram problemas quanto a acidez do solo.

Em todos os ecossistemas a concentração de P (fósforo) foi maior na camada de 0-10 cm do solo. Os ecossistemas com Plantio Direto, Pastagem e Café em 2007 destacaram-se por apresentarem alto teor do elemento. Resultado este, similar ao encontrado por Silveira, Stone e Oliveira (2005). Para estes pesquisadores o acúmulo de P na superfície do solo deve-se a imobilidade e baixa solubilidade dos compostos de P, sobretudo em solos de natureza ácida e com altos teores de argila e metais pesados.

Diferindo dos resultados encontrados por Longo e Espíndola (2000), e Fonseca et al. (2007) a FS apresentou alto teor de Ca (cálcio). Entretanto, o baixo teor de P, foi similar ao apresentado pelos referidos pesquisadores. Entre os ecossistemas agrícolas, o PDE e o CA, apresentaram maior concentração de Ca na superfície, contrastando com o PD3, que apresentou maior concentração em profundidade no primeiro ano. Silva e Siveira (2002) e Falleiro et al. (2003), encontraram valores elevados de Ca na camada superficial do Plantio Direto. Os pesquisadores atribuíram o fato ao não-revolvimento do solo e à reciclagem dos nutrientes pelas plantas. Já, Silveira, Stone e Oliveira. (2005) observaram maior valor nas rotações de culturas manejadas de forma convencional. Provavelmente esse fato deve-se a aplicação de corretivos ao solo como o calcário, que aumenta a disponibilidade de Ca e Mg, diminui o teor de H e Al trocável, e influência diretamente a CTC, por promover um acréscimo de cargas negativas nas partículas do solo (OLIVEIRA et al., 2008), originadas das chamadas cargas dependentes de pH.

A CTC (capacidade de troca catiônica), que é obtida pela soma das bases trocáveis (Ca, Mg e K) e da acidez potencial (H + Al), foi maior na FS, no PDE e no CA. O elevado teor de Ca na FS e no PDE contribuiu para elevar a CTC do solo. Já no CA, a contribuição foi dada pelo elevado valor de H+Al e K (potássio).

A saturação de bases (V%) foi maior na FS e no PC no primeiro ano, e na FS, no PDE e PC no segundo. Na FS os valores superiores de saturação de bases podem ser explicados pelo maior retorno de restos vegetais, enquanto no PC o uso do calcário favorece a CTC na superfície do solo. A saturação de bases no PDE pode ser explicada tanto pelo maior retorno de restos vegetais, como pela calagem superficial (FERREIRA et al., 2008).

3.5.3 A Densidade Populacional e a Biomassa das Minhocas

A densidade populacional e a biomassa das minhocas variaram de acordo com o grau de perturbação do ambiente e a época de coleta (Tabela 3.5). Este resultado concorda com os obtidos por Shuster et al. (2003), Jordan et al. (2004), Metzke et al. (2007) e Pfiffner e Luka (2007), onde as populações de minhocas foram beneficiadas pela estrutura, diversidade, cobertura vegetal, mas prejudicadas pelo manejo agrícola.

As respostas da comunidade da fauna edáfica a fatores climáticos variam de ano para ano, e conforme o regime hídrico da estação. Brown et al. (2004) sugerem a época chuvosa como a melhor para amostragens, bem como a necessidade de amostragens em diferentes anos.

Tabela 3.5 – Densidade populacional (ind/m²) e biomassa (g/m²) de minhocas e enquitreídeos (total de adultos, jovens, fragmentos e ovos) coletadas em 2007 e 2008 na profundidade de 0-20. Londrina-PR

Sistemas	ago/07		fev/08		ago/08		nov/08	
	Seca		Chuva		Seca		Chuva	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
CA	5,3 ab	0,045 ab	35,5 d	0,27 a	32 c	0,018d	71,11 d	0,393 bc
FS	257,7 a	0,992 a	1.308,4 a	11,4a	1.251,5a	9,782 a	1.749,33a	43,481 a
PA	19,5 ab	0,059 ab	83,5 bd	0,482 a	172,4 cb	0,23 cb	145,7d	0,308 c
PC	3,5 b	0,011b	16 d	0,00003 b	277,3 ab	0,195b	231,1 bcd	0,401 c
PDE	1,7 b	0,02 b	60,4cd	0,225 b	112cd	0,186 a	174,2 bd	2,318bc
PD3	-----	-----	304 abc	1,95 a	282,6 ab	3,602ab	668,4 ab	6,057abc

CA; Café, PD4; Plantio Direto de 4 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio convencional, FS; Floresta Secundária, PA; Pastagem. Valores na mesma coluna com mesmas letras não diferem entre si pelo teste Kruskal-Wallis e Dunn ($p < 0.05$).

Segundo os autores, este processo contribui para garantir uma representação adequada dos padrões de diferenças ou semelhanças sobre os parâmetros biológicos entre os diferentes ecossistemas e os possíveis efeitos das práticas agrícolas a curto e/ou longo prazo.

No presente trabalho, o final do outono e o início do inverno de 2008 foi mais úmido que o do ano anterior (Anexo A e B). Este evento refletiu na abundância e biomassa dos organismos coletados (Figuras 3.5). Em agosto de 2007 a baixa precipitação acumulada no mês (10 mm) reduziu a densidade populacional e biomassa total nos ecossistemas amostrados (respectivamente 288 ind/m² e 1,235 g/m²); já em agosto de 2008 (185,9 mm), com o aumento das chuvas, houve também o aumento da abundância e biomassa total das minhocas (2.128 ind/m² e 15,705 g/m²).

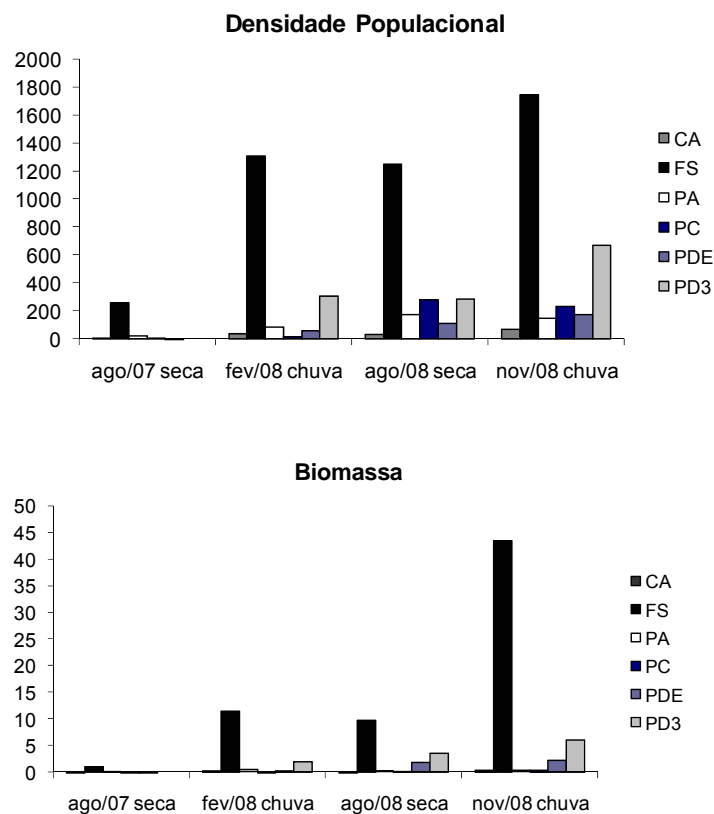


Figura 3.5 – Variação da densidade populacional (ind/m²) e biomassa (g/m²) das minhocas nos ecossistemas de Londrina, PR, em diferentes épocas de coleta nos anos de 2007/2008.

Durante a estação chuvosa é comum o aumento na população de minhocas. Nunes (2006) observou em Jaguapitã, uma relação positiva entre densidade e biomassa totais de minhocas coletadas, e a precipitação acumulada nos 15 dias anteriores às amostragens. Brigante (2000) encontrou 187 inds.m⁻² (3.66 gmf.m⁻²) no inverno e 279 inds.m⁻² (7.13 gmf.m⁻²) no verão, sob pastagem com *Brachyaria decumbens*, Tanck et al. (2000) obtiveram a maior densidade populacional e biomassa de *Amyntas* spp. em períodos de primavera e verão, sugerindo serem estas as épocas mais favoráveis ao desenvolvimento destes organismos no segundo planalto paranaense.

Na estação seca de 2007, o CA, o PA e a FS apresentaram semelhança estatística ($P < 0.05$ Kruskal-Wallis e Dunn) (Tabela 3.5). A Pastagem foi o ecossistema agrícola com maior abundância e biomassa de minhocas, seguido do Café. Na mesma época, em 2008, o CA e o PDE apresentaram os menores valores.

Em todas as coletas o ecossistema PD3 foi semelhante ao da FS, enquanto o PDE foi significativamente diferente do PC apenas na coleta da época seca de 2008.

Em agosto de 2008 o Café e a Pastagem apresentaram baixa abundância e biomassa, contrastando com o resultado do mesmo período, do ano anterior. Apesar de serem encontrados poucos indivíduos da Subordem Lumbricina (minhocas) no PC, este ecossistema apresentou alta densidade populacional de enquitreídeos (88%). Este evento fez com que a densidade populacional fosse estatisticamente semelhante a FS, enquanto a biomassa foi similar aos ecossistemas agrícolas.

Apesar de possuir um dos solos mais ácidos, o fragmento de Floresta Secundária apresentou alta população de minhocas. Provavelmente devido à diversidade vegetal, e a qualidade da matéria orgânica, que refletiu nos maiores teores de Ca, C e V(%). Já no CA o pH interferiu na abundância, distribuição e diversidade das minhocas. Resultado semelhante foi observado em pastagens da Austrália, onde a acidez elevada do solo (pH CaCl₂ = 4,0), foi o fator limitante à colonização por *Aporrectodea trapezoides* (CHAN; MEAD, 2003). Ricci et al. (1999) encontraram menor abundância e biomassa de minhocas no Café convencional, com o pH entre 4,4 e 3,9 quando comparado ao orgânico, com pH 5,9 a 5,7.

Outro fator importante na área com Café foi o aspecto do manejo, que evita acúmulo de matéria orgânica superficial (folhas, etc). Tal fato pode ter

reduzido a disponibilidade de alimentos, nichos e demais condições microclimáticas necessárias aos oligoquetos. O microclima é importante para a colonização das minhocas. À medida que estes organismos encontram menor temperatura, umidade mais alta e menor variação entre esses fatores, se estabelecem na área (MARTIUS et al., 2004). Aquino et al. (2008) observaram menor densidade populacional das minhocas em café sem proteção ao sol, com manejos convencionais, quando comparados aos de manejos orgânicos com sombra.

A PA semelhante em abundância e biomassa de indivíduos ao PC apresentou no perfil cultural compactação causada pelo tráfego animal. Benito et al. (2008) encontraram resultado semelhante em pastagens sob Latossolo Vermelho distroférico na cidade de Rolândia, PR, onde a atividade da macrofauna teve relação com as estruturas observadas no perfil, sobretudo a estrutura microagregada (μ). Segundo Benito, Guimarães e Pasini (2008), o pisoteio do animal aumenta a densidade aparente na pastagem em relação à semeadura direta e influencia a abundância dos organismos presentes no solo.

A queima acidental em grande parte da Pastagem é outro fator importante. Em pastagens com Araucária no Estado de São Paulo a ação do fogo diminuiu drasticamente as populações de minhocas, onde, só foi possível amostrar de forma significativa utilizando o método do TSBF adaptado, com 40 x 40 cm (BARETTA et al., 2006).

A caracterização química da PA mostrou que a quantidade de carbono na profundidade de 0 a 10 cm no primeiro ano de coleta foi inferior a quantidade encontrada no CA, e no segundo ano, só não foi menor que a encontrada no PC (Tabela 3.3 e 3.4).

Todavia deve ser destacado que a pastagem foi o único ecossistema com coleta de espécie nativa de minhoca, além de ser o ecossistema agrícola que manteve elevada população de minhocas em condições de reduzida precipitação pluviométrica.

O PD3 quando comparado com o PDE apresentou diferenças significativas na biomassa e densidade populacionais na coletas de fevereiro e agosto de 2008. Os dados da primeira coleta no PDE, anterior a escarificação, apontam o adensamento e o baixo estoque de carbono, como as maiores influências na redução da população das minhocas (STINNER; HOUSE, 1990; PAOLETTI; BRESSAN, 1996). Provavelmente a escarificação efetuada no PDE também tenha

contribuído, modificando as características do ambiente, seja expondo os organismos à radiação solar, com conseqüente desidratação, ou mesmo a exposição a inimigos naturais na superfície.

Em Londrina, Brown et al. (2003, 2008) em um ensaio de longa duração nos sistemas de Cultivo Mínimo, Convencional e Plantio Direto, encontraram correlação positiva significativa entre a idade dos sistemas e as populações de minhocas. Os pesquisadores observaram que o PC, ao longo prazo, tende a reduzir drasticamente as populações de minhocas; no entanto, o Plantio Direto as beneficia, por ser um ambiente mais estável e que tende a aumentar gradativamente o estoque de carbono no solo, principalmente nas camadas superficiais (BROWN et al., 2008).

No PC a diversidade vegetal (pousio) no ano 2008 aliado a chuva e ao pH próximo à neutralidade favoreceu a densidade de enquitreídeos. Entretanto as grandes estruturas compactadas observadas no perfil, o baixo estoque de carbono, e a freqüente movimentação do solo associada ao uso de agrotóxicos prejudicaram as populações da Subordem Lumbricina. Diversos estudos mostram que o Manejo Convencional do uso do solo com arado, escarificador, grade niveladora e defensivos químicos, muitas vezes diminuem a abundância e biomassa de diversos organismos, inclusive das minhocas (KLADIVKO, 2001; EDWARDS, 2004; CHAN, 2004; PFIFFNER; LUKA 2007; OUELLET et al., 2008).

O Manejo Convencional expõe as minhocas a insolação, inimigos naturais, provocam danos diretos nos corpos das minhocas e criam condições que prejudicam o crescimento, desenvolvimento e reprodução das mesmas. Já manejos mais conservacionistas como o Plantio Direto, que promove maior proteção ao solo com menor perturbação física, cobertura vegetal superficial quase constante, e maior adição de resíduos e matéria orgânica ao solo, favorecem a abundância da fauna edáfica (BROWN et al., 2008).

3.5.4 A Diversidade das Minhocas nos Ecossistemas Agrícolas

Nas quatro coletas de TSBF e durante o período de amostragem nos “*pitfalls*”, foi capturado um total de 12 espécies de minhocas representando três

famílias da Subordem Lumbricina e uma da Subordem Tubificina (Tabela 3.6). Destas espécies apenas duas eram nativas (*Glossoscolex SP* e *Pontoscolex corethrurus*). Apesar de *Pontoscolex corethrurus*, ser uma espécie nativa no país, ela é considerada peregrina na região de estudo. Todas as outras espécies identificadas eram exóticas.

Nas armadilhas de queda foram coletadas 37 minhocas representando três espécies da Subordem Lumbricina; *Dichogaster bolau*, *D. gracilis* e *Amyntas gracilis*; todas, espécies epigéicas. Ainda que do método de coleta de minhocas usado (*pitfall*) não seja o ideal para quantificar populações de minhocas no campo, ele pode ser útil para avaliar a atividade e abundância de espécies que se movem na superfície do solo e o potencial de invasão/colonização das mesmas (BAKER; LEE 1993; CALLAHAM JR., HENDRIX; ROSS, 2002; HENDRIX, 2002; FERNANDES; UEHARA-PRADO; BROWN, 2008). Fernandes, Uehara-Prado e Brown (2008) utilizando o método, observaram em áreas de Floresta Atlântica com diferentes históricos de perturbação, elevada atividade das espécies de *Amyntas* nas regiões mais antropizadas.

Tabela 3.6 – Minhocas identificadas em ecossistemas de Londrina Pr, em coletas de TSBF e *pitfalls* nos anos de 2007 e 2008.

Família/Gênero/Espécie	Grupos ecológicos ¹	Ecossistema	Origem
Subordem Lumbricina			
Acanthodrilidae	
<i>Dichogaster</i> spp*.	?	CA, FS, PA, PC,PDE,PD3.	Exótica
<i>Dichogaster</i> sp.1**	?	FS, PA, CA, PDE,PD3.	Exótica
<i>Dichogaster</i> sp.2**	?	FS , PA, PDE, PD3.	Exótica
<i>Dichogaster affinis</i> (Michaelsen, 1890)	Endogêica	FS , PA, CA,PC, PDE,PD3.	Exótica
<i>Dichogaster gracilis</i> (Michaelsen, 1892)	?	PDE, PD3.	Exótica
<i>Dichogaster saliens</i> (Beddard, 1892)	Endogêica	FS , PDE, PD3.	Exótica
<i>Dichogaster bolau</i> (Michaelsen, 1891)	Epigêica	PD3.	Exótica
Megascolecidae	
<i>Amyntas</i> sp*.	?	FS .	Exótica
<i>Amyntas gracilis</i> (Kinberg, 1867)	Epigêica	FS .	Exótica
Glossoscolecidae	
<i>Glossoscolex</i> sp.	?	PA.	Nativa
<i>Pontoscolex corethrurus</i> (Muller, 1857)	Endogêica	FS , PD3.	Peregrina
Subordem Tubificina			
Enchytraeidae		FS , PA, CA,PC, PDE,PD3.	

CA; Café, PD3; Plantio Direto de 3 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio Convencional, FS; Floresta Secundaria,PA; Pastagem.

* Indivíduos juvenis.

**Espécies não identificadas, possíveis novas espécies.

Fonte: Fragoso et al. (1997, 1999).

Nas amostragens realizadas na Fazenda escola foram encontradas, duas espécies do gênero *Dichogaster* cujas características taxonômicas não se enquadram nas descrições das espécies conhecidas no país, existindo a possibilidade do registro de novas espécies. De acordo com Brown e James (2007) até 1997 eram conhecidas apenas 10 espécies de minhocas no Paraná. Em coletas realizadas no norte e leste do Estado, em apenas 11% dos municípios, foram encontradas 55 espécies das quais mais de 25 eram novas. Em cada novo lugar amostrado no Paraná, encontraram-se normalmente, pelo menos uma nova espécie e um novo registro. Baseado nas estimativas de Fragoso (2001) existe no mínimo 62 espécies no Paraná.

As espécies mais comuns tanto na Floresta Secundária quanto nos ecossistemas agrícolas foram as epigéicas *Dichogaster*, totalizando 51,31%, seguido dos enquitreídeos com 45,18% dos organismos capturados. As espécies *Dichogaster* foram as mais abundantes na Floresta Secundária e no Plantio Direto (Tabela 3.7). Os mesmos ecossistemas apresentaram o maior número de espécies (11 e 9 espécies respectivamente), enquanto o Café e o Convencional foram os ecossistemas com menor número de espécies identificadas (5 e 6 espécies) (Tabela 3.5).

Tabela 3.7 – Composição de espécies de minhocas (%) encontradas nos ecossistemas de Londrina, Pr. 0-20 cm profundidade nos anos 2007/2008.

Espécie	CA	PA	FS	PC	PDE	PD3	TOTAL
<i>Dichogaster</i> spp.*	16,129	11,11111	20	4	33	43	128
<i>Dichogaster</i> sp.1**	3,22581	2,777778	6	0,6667	1,910828	0,441501	15
<i>Dichogaster</i> sp.2**	0	1,388889	0,0467	0	17,83439	2,428256	22
<i>Dichogaster affinis</i>	11,2903	13,88889	13	5	3,184713	7,064018	53
<i>Dichogaster gracilis</i>	3,22581	2,083333	7	2,3333	24	25	64
<i>Dichogaster saliens</i>	1,6129	0,694444	1,3072	0	1,273885	13	17
<i>Dichogaster bolau</i>	0	0	0,1401	0	1,910828	3,311258	5,362142
<i>Amyntas</i> spp*.	0	0	3	0	0	0	3
<i>Amyntas gracilis</i>	0	0	0,9337	0	0,636943	0	1,570649
<i>Glossoscolex</i> sp.	0	0,694444	0	0	0	0	0,694444
<i>Pontoscolex corethrurus</i>	0	0	1,1671	0	0	0,220751	1,387884
Enchytraeidae	65	67	48	88	15,92357	5,298013	289
<i>Total</i>	100	100	100	100	100	100	

CA; Café, PD4; Plantio Direto de 3 anos; PDE; Plantio Direto Escarificado, PC; Plantio convencional, FS; Floresta Secundária, PA; pastagem.

* Indivíduos juvenis.

** Espécies não identificadas, possíveis novas espécies.

As espécies de minhocas encontradas nos ecossistemas eram na maioria exóticas com domínio de endogêicas, em relação ao grupo funcional. As endogêicas são dominantes na maioria dos ecossistemas, principalmente nos ecossistemas agrícolas (FRAGOSO et al., 1999, PAOLETTI et al., 1998), devido a grande sensibilidade das epigêicas e anécicas ao estresse físico no ambiente (KUHLE, 1983, WERNER; DINDAL, 1989). Por outro lado, as espécies endogêicas parecem responder de forma mais rápida ao estresse químico, quando comparada aos outros grupos ecológicos.

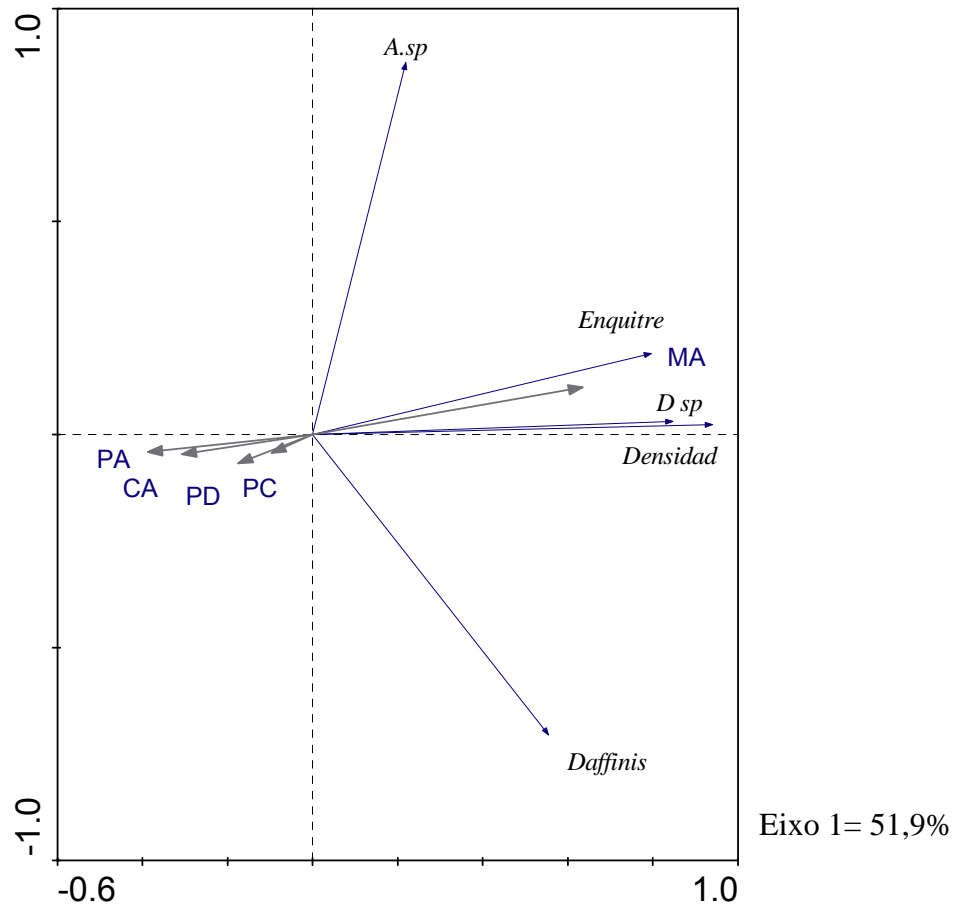
As espécies *Amyntas gracilis*, *Dichogaster affinis*, *D.boulai*, *D.saliens* *D. gracilis* e *Pontoscolex corethrurus* coletadas neste trabalho, são espécies comuns nos ecossistemas agrícolas da região de Londrina, Pr (BROWN; JAMES, 2007). Para Fragoso et al. (1999) estas espécies possuem grande tolerância ao estresse edáfico e climático. Na Fazenda Escola da UEL, as espécies *D. affinis* e *D. gracilis*, foram as mais tolerantes às condições locais, sendo as espécies mais abundantes em todos os ecossistemas agrícolas.

A análise da ACP, nas quatro épocas de coleta, destacou *D. gracilis* como uma espécie indicadora do efeito do manejo agrícola, devido a sua maior abundância nessas áreas, independente da época do ano ou estresse climático. Já *D. affinis*, os enquitreídeos e a densidade total dos organismos mostram-se indicadores de equilíbrio no ecossistema (Figuras 3.6. a 3.9.)

No presente trabalho a FS e PC foram os ecossistemas mais abundantes em enquitreídeos. Silva et al. (2006), estudando a população de oligoquetos em áreas agrícolas de Dourados MS, observaram alta abundância destes organismos nas áreas de Floresta e Plantio Direto. Para os autores isso se deve ao maior aporte de matéria orgânica presente no solo. Para Brown et al. (2008), os enquitreídeos foram indicadores de cultivo de culturas anuais manejadas de modo convencional, em áreas experimentais da Embrapa-Soja. Possivelmente, tanto no presente estudo, como nos trabalhos apresentados, ocorram espécies distintas de enquitreídeos, tolerantes a diferentes variações ambientais. Deste modo é importante que os futuros trabalhos dediquem-se a identificação deste grupo.

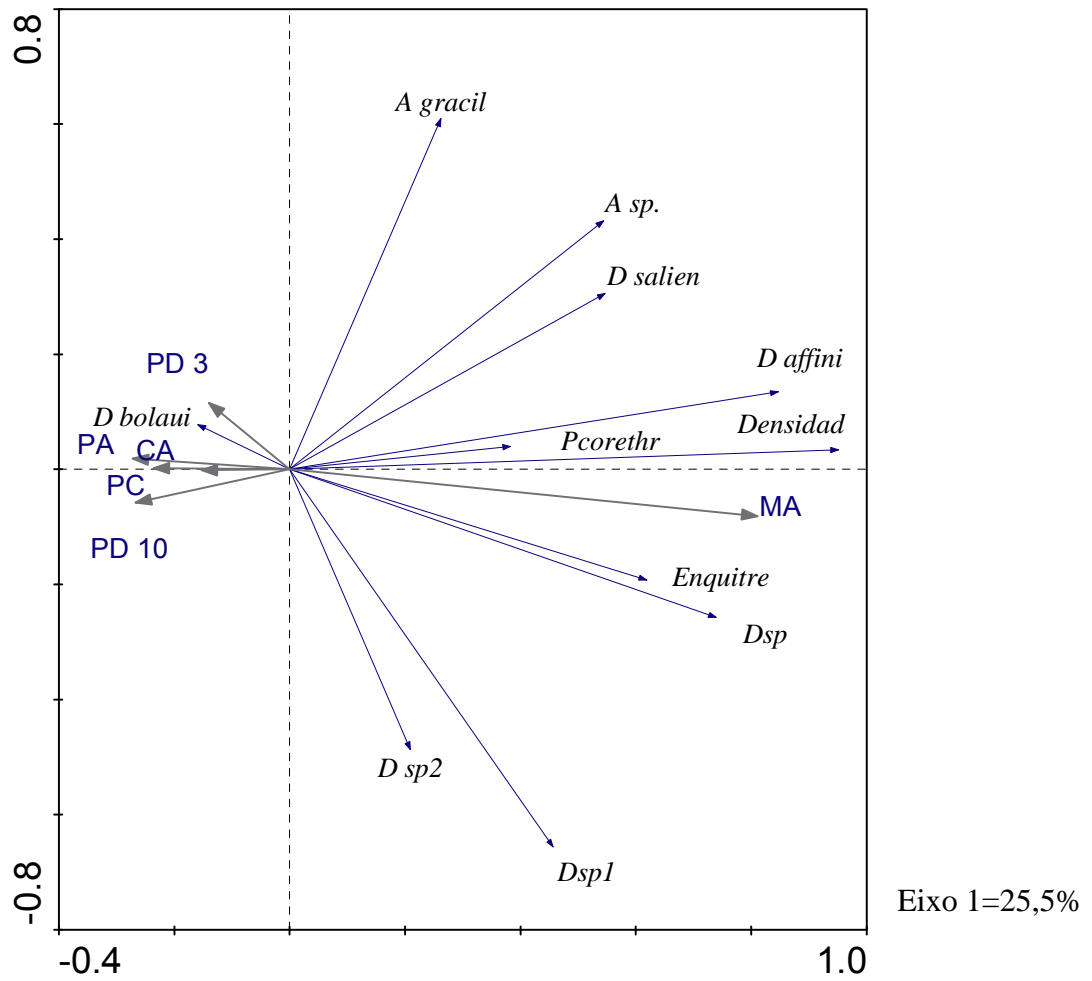
As diferenças qualitativas na intensidade do gradiente de uso da terra parecem refletir na diversidade de espécies identificadas. A FS (11), o PDE e PD3 (9) foram os ecossistemas com maior número de espécies, seguido do PA (8),

enquanto o PC (5) e o CA (6) foram os menos diversos. Certamente o histórico dos ecossistemas, e a característica física e química dos mesmos contribuíram para o baixo número de espécies e dominância do gênero *Dichogaster*, principalmente da espécie *D. gracilis*, que é relativamente tolerante as atividades agrícolas (PAOLETTI et al., 1998).



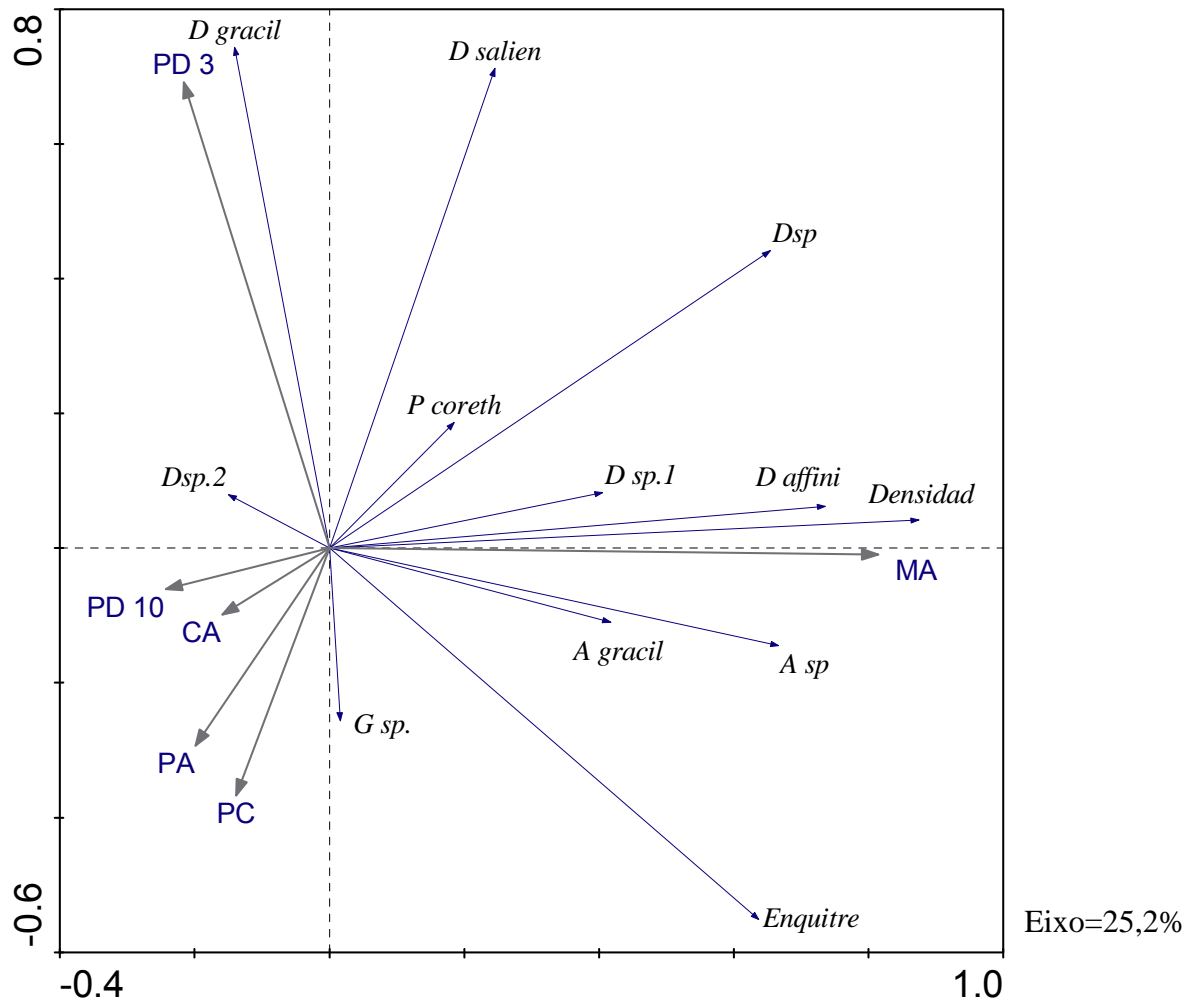
A.sp- *Amyntas sp*; *D.sp*- *Dichogaster sp*; *D.affini*- *Dichogaster affini*; *Enquitre*- *Enquitreídeos*; *Densidad*- *Densidade total*.

Figura 3.6 – Análises da ACP na coleta de agosto de 2007. Londrina, PR



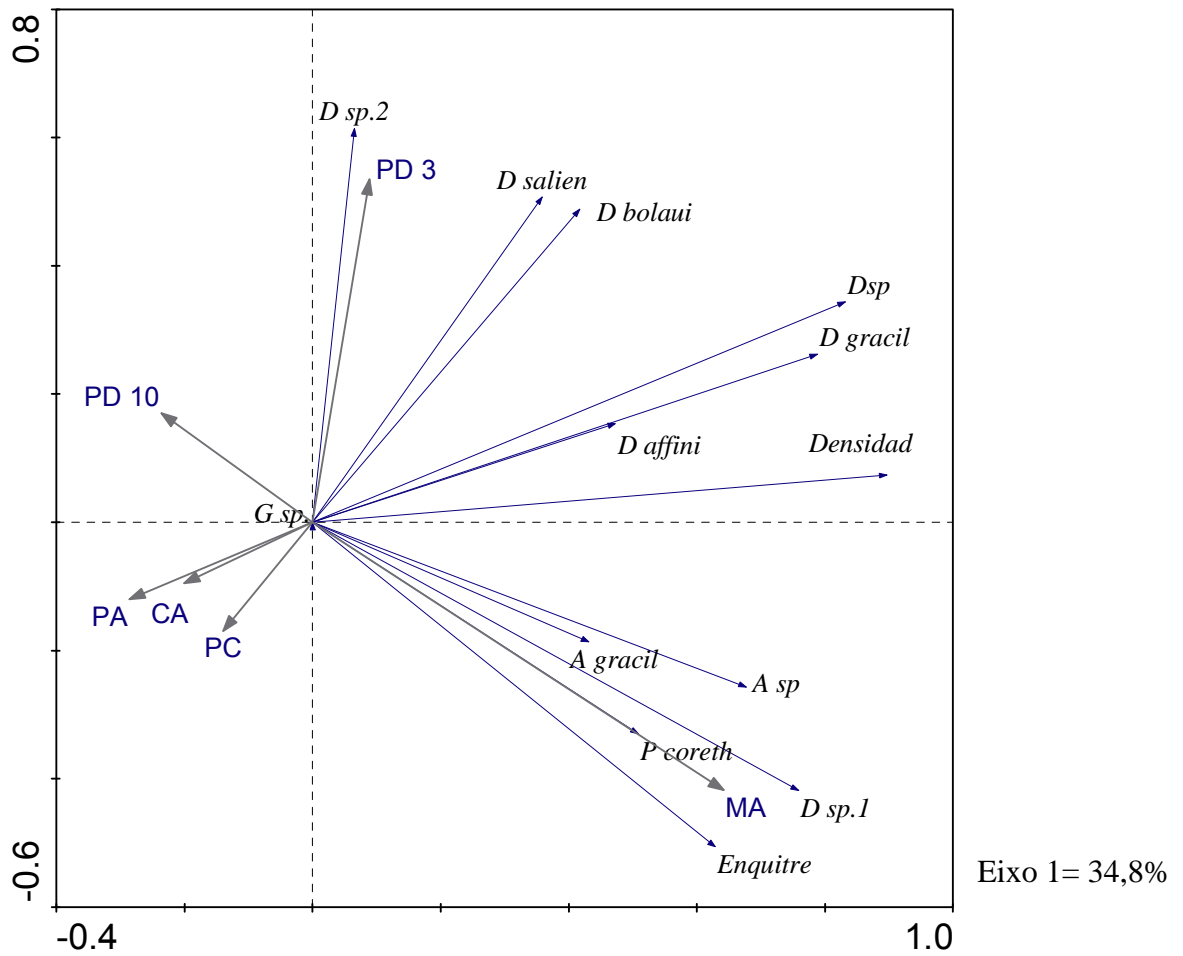
A.sp- *Amyntas sp*; *A. gracil*- *Amyntas gracilis*; *D.sp*- *Dichogaster sp*; *D.sp1*- *Dichogaster sp1*; *D.sp2*- *Dichogaster sp2*; *D. salien*- *Dichogaster saliens*; *D.affini*- *Dichogaster affini*; *P coreth*- *Pontoscolex corethrurus*; *Enquitre*- *Enquitreídeos*; *Densidad*- *Densidade total*.

Figura 3.7 – Análises da ACP na coleta de fevereiro de 2008. Londrina, PR



A.sp- *Amyntas sp*; *A. gracil*- *Amyntas gracilis*; *D.sp*- *Dichogaster sp*; *D.sp1*- *Dichogaster sp1*; *D.sp2*- *Dichogaster sp2*; *D.gracil*- *Dichogaster gracilis*; *D. salien*- *Dichogaster saliens*; *D.affini*- *Dichogaster affini*; *P coreth*- *Pontoscolex corethrurus*; *G.sp*- *Glossoscolex sp*; *Enquite*- *Enquiteídeos*; *Densidad*- *Densidade total*.

Figura 3.8 – Análises da ACP na coleta de agosto de 2008. Londrina, PR



A.sp- *Amyntas sp*; *A. gracil-* *Amyntas gracilis*; *D.sp-* *Dichogaster sp*; *D.sp1-* *Dichogaster sp1*; *D.sp2-* *Dichogaster sp2*; *D.gracil-* *Dichogaster gracilis*; *D. salien-* *Dichogaster saliens*; *D.affini-* *Dichogaster affini*; *P coreth-* *Pontoscolex corethrurus*; *G.sp-* *Glossoscolex sp*; *Enquitre-* *Enquitreídeos*; *Densidad-* *Densidade total*.

Figura 3.9 – Análises da ACP na coleta de novembro de 2008. Londrina, PR

O potencial das minhocas como bioindicadores em sistemas agrícolas, vem sendo citado freqüentemente por diversos pesquisadores (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; LOBRY DE BRUYN, 1997; PAOLETTI et al., 1998; SEPP et al., 2005). Muitos trabalhos apontam a diversidade, a densidade e a biomassa das populações de minhocas como indicadores de qualidade no ecossistema (FRAGOSO et al., 1997; SHUSTER et al., 2003; JORDAN et al. 2004; SMITH et al., 2008). A densidade e biomassa de minhocas, por exemplo, podem ser bons indicadores de alterações no ambiente, enquanto os grupos funcionais/ecológicos, a presença de espécies exóticas, e a diversidade das espécies, analisados em conjunto, indicam de modo mais refinado que tipo de estresse está alterando a estrutura da comunidade em certa área.

No entanto, tratando-se de organismos vivos, generalizações devem ser evitadas, pois muitas espécies não têm o grupo funcional definido, enquanto que outras podem apresentar características de mais de um grupo funcional.

Destaca-se ainda, que a maioria dos Estados brasileiros possui poucas áreas com inventários de diversidade, com reduzido conhecimento sobre o comportamento das espécies e da dinâmica das populações ao longo do tempo. Neste sentido, o Paraná, recentemente, tem resgatado e gerado contribuições científicas ao conhecimento da macrofauna do solo.

CONCLUSÕES

1. A população e diversidade de minhocas é maior na Mata e em áreas com Plantio Direto, comparativamente a áreas com Plantio Convencional e Cultura de Café, em Londrina-PR.

2. O ecossistema com Pastagem, embora não apresente elevada população de minhocas, mantém diversidade/riqueza semelhante as áreas em Plantio Direto e superior ao Plantio Convencional.

3. As espécies *Dichogaster sp2*, *Dichogaster gracilis* e *Dichogaster saliens* são caracterizadas como bioindicadores ambientais, pois foram influenciadas pelo manejo agrícola nos ecossistemas de Londrina, PR.

4. Os enquitreídeos são encontrados em maior abundância na Mata e em área com Plantio Convencional, ou seja, tanto em áreas equilibradas ecologicamente, quanto em áreas com acentuado manejo agrícola.

REFERÊNCIAS

- ALY, M. A. S.; SCHRÖDER, P. Effect of herbicides on glutathione S-transferases in the Earthworm, *Eisenia fétida*. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 15, n. 2, p. 143-149, 2008.
- ANDERSEN, A. N. My bioindicator or yours? Making the selection. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 3, n. 2, p. 61-64, 1999.
- ANDERSEN, A. N.; FISHER, A.; BEN, D.; HOFFMANN, B. D.; READ, J. L.; RICHARDS, R. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. **Austral Ecology**, Carlton, v. 29, n. 1, p. 87-92, 2004.
- ANJOS, L. ; LOPES, E. V. A composição da avifauna do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 145-156, 2006.
- AQUINO, A. M.; DIONISIO, J. A.; ROSSETTI, R. R.; CORREIA, M. E. F.; NUNES, D. H.; PASINI, A. **Minhocas**: aspectos gerais e ecológicos em sistemas agrícolas. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. (Documentos, 207).
- AQUINO, A. M.; MELOVIRGINIO FILHO, E.; RICCI, M. S. F.; CASANOVES, F. Populações de minhocas em sistemas agroflorestais com café convencional e orgânico. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 4, p. 1184-1188, jul./ago. 2008.
- AZEVEDO, V. F.; PEREIRA, M. G.; CORRÊA NETO, T. A.; SCHERMACK, V.; MACHADO, D. L. Alterações na comunidade da fauna edáfica em função da queima em floresta secundária na Flona Mário Xavier. **Revista da Universidade Rural: Série Ciências da Vida**, Seropédica, v. 28, n. 1, p. 9-17, 2008.
- BAKER, G. H.; LEE, E. Earthworms. In: CARTER, M. R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton : Lewis Publishers, 1993. p. 359-371.
- BARETTA, B.; BROWN, G. G.; JAMES, S. W.; CARDOSO, E. J. B. N. Earthworm populations sampled using collection methods in atlantic forests with. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 384-392, 2007.

BARETTA, D.; BROWN, G. G.; JAMES, S. W.; NERONI, R. N.; DENISE, L. C.; MESCOLOTTI, D. L. C.; CARDOSO, E. J. B. N. **Populações de minhocas amostradas usando diferentes métodos de extração em floresta de *Araucaria angustifolia* no parque Estadual de Campos do Jordão, SP.** 2006. Disponível em: <http://www.biota.org.br/publi/banco/docs/15321_1218653271.pdf>. Acesso em: 10 out. 2008.

BARRETO, A. C.; LIMA, F. H. S., FREIRE, M.B.C.S., ARAUJO, Q.R., FREIRE, F.J. Características químicas e físicas de um solo sob floresta, sistema agroflorestal e pastagem no sul da Bahia. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 19, n. 4, p. 415-425, 2006.

BARROS, E. ; GRIMALDI, M.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; MITJA, D.; THIERRY DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazonia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 26, n. 2, p.157-168, 2004.

BARROS, R.; DEGRANDE, P. E.; RIBEIRO, J. F.; RODRIGUES, A. L. L.; NOGUEIRA, R. F.; FERNANDES, M. G. Flutuação populacional de insetos predadores associados a pragas do algodoeiro. **Arquivos do Instituto de Biologia**, São Paulo, v. 73, n. 1, p. 57-64, 2006.

BENITO, N. P.; GUIMARÃES, M. F.; PASINI, A. Caracterização de sistemas de manejo em Latossolo Vermelho utilizando parâmetros biológicos, físicos e químicos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 3, p. 473-484, 2008.

BINET, F.; KERSANTE, A.; MUNIER-LAMY, C.; LE BAYON, R. C.; BELGY, M. J.; SHIPITALO, M. J. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a silt loam soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 6, p. 1255–1263, 2006.

BIRKÁS, M.; JOLÁNKAI, M.; GYURICZA, C.; PERCZE, A. Tillage effects on compaction, earthworms and other soil quality indicators in Hungary. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 78, n. 2, p. 185–196, 2004.

BLAKEMORE, R. J. **Cosmopolitan earthworms** – an eco-taxonomic guide to the peregrine species of the world. Kippax: Verm Ecology, 2002. CD-ROM.

BLANCANEUX, P.; FREITAS, P. L.; AMÁBILE, R. F.; CARVALHO, A. E. Lês semis direct comme pratique de conservation des sols dès Cerrados Du Brésil central. **Cahiers Orstom: Serie Pédologie**, Paris, v. 28, n. 2, p. 253-275, 1993.

BLANCHART, E.; ABRECHT, A.; ALEE, J.; DUBOISSET, A.; GILOT, C.; PASHANASI, B.; LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L. Effects of earthworms on soil structure and physical properties. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. New York: CAB International, 1999. p. 149-172.

BOKHORST, S.; HUISKES, A.; CONVEY, P.; VAN BODEGOM, P. M.; AERT, R. Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 40, n. 7, p.1547-1556, 2008.

BONGERS, T.; FERRIS, H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 14, n. 6, p. 224-228, 1999.

BORGES, E. N.; LOMBARDI NETO, F.; CORRÊA, G. F., BORGES, E. V. S. Alterações físicas introduzidas por diferentes níveis de compactação em latossolo vermelho-escuro textura média. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 9, p. 1663-1667, 1999.

BOUCHÉ, M. B. Stratégies lombriciennes. In: LOHM, U.; PERSSON, T. (Ed.). **Soil organisms as components of ecosystems**. Stockholm: Swedish Natural Science Research Council, 1977. p. 122-132. (Ecological Bulletins, 25)

BRADY, N.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002.

BRIGANTE, J. **Comparação de algumas comunidades de macrofauna e microrganismos de solo, encontrados em áreas de mata e pastagens, em um Latossolo**. 2000. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

BROWN JUNIOR, K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: SYMPOSIUM OF ROYAL ENTOMOLOGICAL SOCIETY, 15., London. **Anais...** London: Academic Press, 1991. p. 349-404.

BROWN JUNIOR, K. S. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. In: MARTOS, H. L. ;MAIA, N. B. (Ed.). **Indicadores ambientais**. Sorocaba: PUC / Shell Brasil, 1997. p. 143-155.

BROWN JUNIOR, K. S. The use of insects in the study, inventory, conservation and monitoring of biological diversity in Neotropical habitats, in relation to traditional land use systems. In: AE, S. A.; HIROWATARI, T.; ISHII, M.; BROWER, L. P. (Ed.). **Decline and conservation of butterflies in Japan III**. Osaka: Lepidopterological Society of Japan/Nippon Life Insurance Foundation, 1996. p. 128-149.

BROWN, G. G. How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? **Plant and Soil**, Hague, v. 170, n. 1, p. 209-231, 1995.

BROWN, G. G.; BENITO, N. P.; PASINI, A.; SAUTTER, K. D.; GUIMARÃES, M. F.; TORRES, E. No-tillage greatly increases earthworm populations in Paraná state, Brazil. **Pedobiologia**, Jena, v. 47, n. 5-6, p. 764-771, 2003.

BROWN, G. G.; JAMES, S. W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: BROWN, G.G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa Soja, 2007. p. 297-381.

BROWN, G. G.; JAMES, S. W.; PASINI, A.; NUNES, D. H.; MATSUMURA, C. Y.; KORASAKI, V.; MARTINS, P. T.; TORRES, E. **Avaliação da população de minhocas como bioindicadores ambientais no norte e leste do Estado do Paraná**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 33-46. (Documentos, 253).

BROWN, G. G.; PASINI, A.; OLIVEIRA, L. J.; KORASAKI, V.; SAUTTER, K. D.; PEREIRA, S. D.; TORRES, E. A vida do solo no sistema plantio direto: Macro, micro e mesofauna, suas funções e importância. In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 11., 2008, Londrina. **Anais...** Londrina: FEBRAPDP, 2008. p. 97-105.

BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 4. ed. Rio de Janeiro: F. Bastos, 1976.

CALLAHAM JR., M. A.; HENDRIX, P. F.; ROSS, J. P. Occurrence of an exotic earthworm (*Amyntas agrestis*) in undisturbed soils of the southern Appalachian Mountains, USA. **Pedobiologia**, Jena, v. 47, p. 466-470, 2003.

CANELLAS, L. P.; BERNER, P. G.; SILVA, S. G.; SILVA, M. B. ; SANTOS, G. A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 25, n. 1, p. 133 – 143, 2000.

CARMO, M. S. Agricultura sustentável: uma necessidade para o desenvolvimento. In: UZÊDA, M. C. (Org.). **O desafio da agricultura sustentável: alternativas viáveis para o sul da Bahia**. Ilhéus: Editus, 2004.

CARVALHO JÚNIOR, I. A.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M., Modificações causadas pelo uso e a formação de camadas compactadas e/ou adensadas em um latossolo vermelho-escuro textura média, na região do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, Campinas, v. 22, p. 505-514, 1998.

CARVALHO JÚNIOR, I. **Estimativas de parâmetros sedimentológicos para estudo de camadas compactadas e/ou adensadas em latossolo de textura média, sob diferentes usos**. 1999. 83 f. Dissertação (Mestrado em agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

CASSAGNE, N.; SPIEGELBERGER, T.; CÉCILLON, L.; JUVY, B.; BRUN, J. J. The impact of soil temperature increase on organic matter and faunal properties in a frozen calcareous scree in the French Alps. **Geoderma**, Amsterdam, v. 146, n. 1-2, p. 239-247, 2008.

CHAN, K. Y. Impact of tillage practices and burrows of a native Australian anecic earthworm on soil hydrology. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 27, n. 1, p. 89-96, 2004.

CHAN, K. Y.; MEAD, J. A. Soil acidity limits colonisation by Aporetodea trapezoides, an exotic earthworm. **Pedobiologia**, Jena, v. 47, p. 225-229, 2003.

CHANEY, K.; SWIFT, R. S. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 35, n. 2, p.223 – 230, 1984.

CIVIDANES, F. L. Efeitos do sistema de plantio e da consorciação soja-milho sobre artrópodes capturados no solo. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 1, p. 15-23, jan. 2002.

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, 2002. (Série Documentos, 157).

CURRY, J. P.; SCHMIDT, O. The feeding ecology of earthworms: a review. **Pedobiologia**, Jena, v. 50, n. 6, p. 463-477, 2007.

DAVIDSON, D. A.; GRIEVE, I. C. Relationships between biodiversity and soil structure and function: evidence from laboratory and field experiments. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 33, n. 2, p. 176-185, 2006.

DECAENS, T.; DUTOIT, T.; ALARD, D.; LAVELLE, P. Factors influencing soil macrofaunal communities in post pastoral successions of western France. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 9, n. 1-3, p. 361-367, 1998.

DECAËNS, T.; JIMÉNEZ, J. J.; GIOIA, C.; MEASEY, G. J.; LAVELLE, P. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal Soil Biology**, Montrouge, v. 42, Suppl. 1, p. S23-S38, 2006.

DERPSCH, R.; ROTH, C.H.; SIDIRAS, N.; KÖPKE, U. Fundamentos do controle de erosão dos solos: bases do projeto. In: _____. **Controle da erosão no Paraná Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Londrina: IAPAR, 1991. p. 47-52.

DOUBE, B. M.; SCHMIDT, O. Can the abundance or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soil? In: PANKHURST, C. A.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Ed.). **Biological indicators of soil health**. Wallingford: CAB, 1997. p. 265-295.

EDWARDS, C. A. **Earthworm ecology**. Boca Raton: CRC Press, 2004.

FALLEIRO, R. M., SOUZA, C. M., SILVA, C. S. W., SEDIYAMA, C. S., SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, n.6, p. 1097-1104, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v27n6/19204.pdf>>. Acesso em: 18 mar. 2009.

FAVILA, M. E.; HALFFTER, G. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. **Acta Zoologica Mexicana**, Mexico, n. 72, p. 1-25, 1997.

FEITOSA, A. A. N. **Diversidade de espécies florestais arbóreas associadas ao solo em toposeqüência de fragmento de Mata Atlântica de Pernambuco**. 2004. 102 f. Dissertação - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2004.

FERNANDES, J. O.; UEHARA-PRADO, M.; BROWN, G. G. Minhocas exóticas como indicadoras de perturbação antrópica em áreas de Floresta Atlântica. **Acta Zoologica Mexicana**, Mexico, 2008. no prelo.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M.; RALISCH, R.
Fertilidade de solo sob diferentes sistemas de pastagem extensiva. 2008.

Disponível em:

,http://www.projetomariadebarro.org.br/repositorio/File/rogerio_rmferreira_fertibio_2008.pdf.. Acesso em: 10 mar. 2009.

FLECK, M. P. A.; BOURDEL, M. C. Método de simulação e escolha de fatores na análise dos principais componentes. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 267-272, 1998.

FONSECA, G. C.; CARNEIRO, M. A. C.; COSTA, A. R., OLIVEIRA, G. C.; BALBINO, L. C. Atributos físicos, químicos e biológicos de latossolo vermelho distrófico de cerrado sob duas rotações de cultura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 22-30, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS-FAO.
Sustainable agricultural production: implications for international agricultural research. Rome, 1989. (FAO. Research and technology paper, 4).

FRAGOSO, C. Las lombrices de tierra de Mexico (Oligochaeta; Annelida) Diversidad, ecología y manejo. **Acta Zoologica Mexicana**, n. 1, p.131-171, 2001. (Nueva série). Número especial.

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

FRAGOSO, C.; KANYONYO, J.; MORENO, A.; SENAPATI, B. K.; BLANCHART, E.; RODRIGUEZ, C. A survey of tropical earthworms: taxonomy, biogeography and environmental plasticity. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CAB, 1999. p.1-26.

FRANCIS, G. S.; FRASER, P. M. The effects of three earthworm species on soil macroporosity and hydraulic conductivity. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 10, n. 1-2, p. 11-19, 1998.

FREGONEZI, G. A. F.; BROSSARD, M.; GUIMARÃES, M. F.; MEDINA, C.C. Modificações morfológicas e físicas de um latossolo argiloso sob pastagens. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, n. 4, p. 1017-1027, 2001.

FROUZ, J.; ELHOTTOVA, D.; KURAZ, V.; SOURKOVA, M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 33, n. 3, p. 308-320, 2006.

GONZÁLEZ, G.; SEASTEDT, T. R. Comparison of the abundance and composition of litter fauna in tropical and subalpine forests. **Pedobiologia**, Jena, v. 44, n. 5, p. 545-555, 2000.

GUERRA, M. P.; NODARI, R. O.; REIS, M. S.; ORTH, A. I. A diversidade dos recursos genéticos vegetais e a nova pesquisa agrícola. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 521-528, 1998.

HANSEN, J. W. Is agricultural sustainability a useful concept. **Agricultural Systems**, Essex, v. 50, n. 2, p. 117-143, 1996.

HATLEY, C. L.; MACMAHON, J. Spider community organization: seasonal variational and role of vegetation architecture. **Environmental Entomology**, College Park, v. 9, n. 5, p. 632-639, 1980.

HENDRIX, P. F. Soil fauna. In: SUMMER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press., 2002. p. 45-94.

IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>> Acesso em: 30 jan. 2009.

IVASK, M.; KUU, A.; SIZOV, E. Abundance of earthworm species in Estonian arable soils. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 43, Suppl. 1, p. 39-42, 2007.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, Buenos Aires, v. 69, n. 3, p. 373-386, 1994.

JORDAN, D.; MILES, R. J.; HUBBARD, V. C. LORENZ, T. Effect of management practices and cropping systems on earthworm abundance and microbial activity in Sanborn Field: a 115-year-old agricultural field. **Pedobiologia**, Jena, v. 48, n. 2, p. 99-110, 2004.

JOUQUET, P.; DAUBER, J.; LAGERLÖF, J.; LAVELLE, P.; LEPAGE, M. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 32, n.2, p. 153-164, 2006.

KIMBERLING, D. N.; KARR, J. R.; FORE, L. S. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). **Ecological Indicators**, St. Louis, v. 1, n. 2, p. 63-81, 2001.

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

KLADIVKO, E. J. Tillage systems and soil ecology. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, n. 1-2, p. 61-76, 2001.

KNAPPER, C. F. U.; PORTO, R. P. Ocorrência de oligoquetas nos solos do Rio Grande do Sul. **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 1, p. 137-166, 1979.

KOBIYAMA, M. Variação do movimento da água do solo devido a atividade de minhocas: simulação numérica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 197-202, 1996.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Pánuco: Fondo Cultura Econômica, 1948.

KORASAKI, V. **Besouros e Scarabaeoitea em fragmentos florestais, Londrina - Paraná**. 2007. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, 2007.

KUHLE, J. C. Adaptation of earthworm populations to different soil treatments in apple orchards. In: INTERNATIONAL COLLOQUIUM OF SOIL ZOOLOGY, 8., 1982, Louvain-la-Neuve. **Proceedings...** Louvain-la-Neuve: Université Catholique de Louvain, 1983. p. 487-501.

LAMANDÉ, M.; HALLAIRE, V.; CURMI, P.; PÉRÈS, G.; CLUZEAU, D. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. **Catena**, Amsterdam, v. 54, p. 637-649, 2003.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, Paris, v. 33, n. 1, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, London, v. 27, p. 93-132, 1997.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 42, Suppl. 1, p. S3-S15, 2006.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001.

LE BAYON, R. C.; BINET, F. Earthworms change the distribution and availability of phosphorous in organic substrates. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 2, p. 235-246, 2006.

LOBRY DE BRUYN, L. A. The status of soil macrofauna as indicators of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 23, n. 2, p. 167-178, 1997.

LONGCORE, T. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 4, p. 397-409, 2003.

LONGO, R. M.; ESPÍNDOLA, C. R. Alterações em características químicas de solos da região amazônica pela introdução de pastagens. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 30, n. 1, p. 71-80, 2000.

LUCZAK, J. Spiders in agrocenoses. **Polish Ecological Studies**, Warsaw, v. 5, n. 1, p. 151-200, 1979.

LUKKARI, T.; TENO, S.; VAISANEN, A.; HAIMI, J. Effects of earthworms on decomposition and metal availability in contaminated soil: Microcosm studies of populations with different exposure histories. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 2, p. 359-370, 2006.

MAFRA, A. L.; MIKLÓS, A. A. W.; MELFI, A. J.; ESCHENBRENNER, V.; VOLKOFF, B. Ação das minhocas na estrutura e composição química de um solo arenoso hidromorfo do amazonas. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa Soja, 2007. p. 407-419.

MANICHON, H.; GAUTRONNEAU, Y. **Guía metódica del perfil cultural** – informe 54. La Paz: IBTA/ORSTOM, 1996.

MANSOUR, F.; RICHMAN, D. B.; WHITCOMB, W. H. Spider management in agroecosystems: habitat manipulation. **Environmental Management**, New York, v. 7, n. 1, p. 43-49, 1983.

MARC, P.; CANARD, A.; YSNEL, F. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 74, n. 1-3, p. 229-273, 1999.

MARIN, A. M. P. **Impactos de um sistema agroflorestal com café na qualidade do solo. 2002**. 83 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002

MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, T. G.; BARBIERI, D. M. Variabilidade espacial de matéria orgânica, P, K e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar por longo período. **BioTerra: Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 143-152, 2008.

MARTIUS, C.; HÖFER, H.; GARCIA, M.; RÖMBKE, J.; FÖRSTER, B.; HANAGARTH, W. Microclimate in agroforestry systems in central Amazonia: does canopy closure matter to soil organisms? **Agroforestry Systems**, Dordrech, v. 60, n.3, p. 291-304, 2004.

McGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998.

MCIVER, J. D.; MOLDENKE, A. R.; PARSONS, G. Litter spieder succession after clear-cutting in a western coniferous forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 22, n. 7, p. 984-992, 1992.

MELE, P. M.; CARTER, M. R. Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 50, n. 1, p. 1-10, 1999.

METZKE, M.; POTTHOFF, M.; QUINTERN, M.; HEß, J.; JOERGENSEN, R.G. Effect of reduced tillage systems on earthworm communities in a 6-year organic rotation. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 43, Suppl. 1, p. S209-S215, 2007.

MOORE, J. L.; BALMFORD, A.; BROOKS, T.; BURGESS, N. D.; HANSEN, L. A.; RAHBEK, C.; WILLIAMS, P. H. Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 1, p. 207–218, 2003.

NEGRETE-YANKELEVICH, S.; FRAGOSO, C.; NEWTON, A. C.; WILLIAM HEAL, O. W. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 35, n. 2, p. 340-355, 2007.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 89-111, 2004.

NUNES, D. H. **Espécies de minhocas em ecossistemas degradados de Jaguapitã-PR**. 2006. 58 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

NUNES, D. H.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; BROWN, G. G. Minhocas como bioindicadoras da qualidade ambiental: um estudo de caso na região de Jaguapitã, Pr, Brasil. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa Soja, 2007. p. 467-480.

OLIVEIRA, C. M.; NAPPO, M. E.; PASSOS, R. R.; MENDONÇA, A. R. Comparação entre atributos físicos e químicos de solo sob pastagem. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça, v. 7, n.12, 2008. Disponível em: <<http://www.revista.inf.br/florestal12/pages/artigos/REEF-ANOVII-VOL12-ART08.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2009.

OLIVEIRA, T. S. **Efeitos dos ciclos de umedecimento e secagem sobre propriedades físicas e químicas de quatro latossolos brasileiros**. 1992. 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1992.

OUELLET, G.; LAPEN, D. R.; TOPP, E.; SAWADA, M.; EDWARDS, M. A heuristic model to predict earthworm biomass in agroecosystems based on selected management and soil properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 39, n. 1, p. 35-45, 2008.

PAOLETTI, M. G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems Environmental**, Amsterdam, v. 74, n. 1-3, p. 137-155, 1999.

PAOLETTI, M. G.; BRESSAN, M. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 15, n. 1, p. 21-62, 1996.

PAOLETTI, M. G.; FAVRETTO, M. R.; STINNER, B. R.; PURRINGTON, F. F.; BATER, J. E. Invertebrates as bioindicators of soil use. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 34, n. 1-4, p. 341-362, 1991.

PAOLETTI, M. G.; SOMMAGGIO, D.; FAVRETTO, M. R.; PETRUZZELLI, G.; PEZZAROSSA, B.; BARBAFIERI, M. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 10, n. 1-2, p. 137-150, 1998.

PEREIRA NETO, O. C.; GUIMARÃES, M.F., RALISCH, R., FONSECA, I.C.B. Análise do tempo de consolidação do sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.11, n.5, p. 489-496, 2007.

PIFFNER, L., LUKA, H. Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 37, n. 1, p. 84-191, 2007.

PITKÄNEN, J. E.; NUUTINEN, V. Earthworm contribution to infiltration and surface runoff after 15 years of different soil management. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 9, n. 1-3, p. 411-415, 1998.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. 9. ed. São Paulo: Nobel, 1994.

REYNOLDS, J. W.; JORDAN, G. A. A preliminary conceptual model of megadrile activity and abundance in the Haliburton Highlands. **Megadrilologica**, Tallahassee, v. 2, n. 2, p. 1-9, 1975.

RICCI, M. S. F.; AQUINO, A. M.; SILVA, E. M. R.; PEREIRA, J. C.; REIS, V. M. **Transformações biológicas e microbiológicas ocorridas no solo de um cafezal convencional em conversão para orgânico**. Seropédica: Embrapa Agrobiologica, 1999. (Comunicado técnico, n. 31).

RIECHERT, S. E.; LOCKLEY, T. Spiders as biological control agent. **Annual Review of Entomology**, Stanfort, v. 29, p. 299-320, 1984.

RIGHI, G. **Minhocas de Mato Grosso e Rondônia**. Brasília: CNPq/AED, 1990. Programa Polonoroeste. (Relatorio de Pesquisa, 12).

ROBINSON, J. V. The effect of architectural variation in habitat on a spider community a experimental field study. **Ecology**, Tempe, v. 62, n. 1, p. 73-80, 1981.

RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; DIDDEN, W. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 62, n. 2, p. 249-265, 2005.

SALMON, S.; ARTUSO, N.; FRIZZERA, L.; ZAMPEDRI, R. Relationships between soil fauna communities and humus forms: response to forest dynamics and solar radiation. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 40, n. 7, p. 1707-1715, 2008.

SAUTTER, K. D.; BROWN, G. G.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; NUNES, D. H.; JAMES, S. W. Ecologia e biodiversidade das minhocas no Estado do Paraná, Brasil. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa, 2007. p. 383-396.

SENA, M. M.; POPPI, R. J.; FRIGHETTO, R. T. S.; PEDRO J. VALARINI, P. J. Avaliação do uso de métodos quimiométricos em análise de solos. **Química nova, São Paulo**, v. 23, n. 4, p. 547-556, 2000.

SEPP, K.; IVASK, M.; KAASIK, A.; MIKK, M.; PEEPSON, A. Soil biota indicators for monitoring the Estonian agri-environmental programme. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 108, n. 3, p. 264–273, 2005.

SHUSTER, W. D.; SHIPITALO, M. J.; BOHLEN, P.J.; EDWARDS, C. A. Population dynamics of ambient and altered earthworm communities in row-crop agroecosystems in the Midwestern U.S. **Pedobiologia**, Jena, v. 47, n. 5-6, p. 825-829, 2003.

SILESHI, G.; MAFONGOYA, P. L. Variation in macrofaunal communities under contrasting land use systems in eastern Zambia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 33, n. 1, p. 49-60, 2006.

SILVA, C. C.; SILVEIRA, P. M. Influência de sistemas agrícolas em características químico-físicas do solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, n. 3, p. 505-515, 2002.

SILVA, R. F. **Biofuncionamento e sustentabilidade do solo em diferentes agroecossistemas na Estado de Mato Grosso do Sul**. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em latossolo da região do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006a.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Populações de oligoquetos (Annelida: Oligoehaeta) em um Latossolo vermelho submetido a sistemas de uso do solo. **Ciencia Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 673 -677, 2006b.

SILVEIRA, A. N.; STONE, L.T., OLIVEIRA, L. F. C. Efeito do preparo e rotação de culturas em alguns atributos químicos de um latossolo vermelho distrófico. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 21, n. 3, p. 85-91, 2005.

SMITH, R. G.; MCSWINEY, C. P.; GRANDY, S. A.; SUWANWAREE, P.; SNIDER, R. M.; ROBERTSON, R. M.; PHILIP, G. Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 100, n. 1-2, p. 83-88, 2008.

STINNER, B. R.; HOUSE, G. J. Arthropods and other invertebrates in conservation-tillage agriculture. **Annual Reviews of Entomology**, Stanford, v. 35, p. 299-318, 1990.

STRAALEN, N. M. Van. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 9, n. 1-3, p. 429-437, 1988.

SUTHAR, S. Earthworm communities a bioindicator of arable land management practices: a case study in semiarid region of Índia. **Ecological Indicators**, St. Louis, v. 9, n. 3, p. 588-594, 2009.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 372 p. (Studies in Ecology, 5).

TAVARES FILHO, J.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M. F.; MEDINA, C. C.; BALBINO, L. C.; NEVES, C. S. V. J. Método do perfil cultural para avaliação do estado físico de solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 23, p. 393-399, 1999.

THEODORO, V.C. A.; ALVARENGA, M. I. N.; GUIMARÃES, R. J.; MOURÃO JÚNIOR, M. **Sistemas de produção orgânico, em conversão e convencional do cafeeiro (*coffea arabica* L.) na região sul de minas gerais**. 2002. Disponível em <<http://www.planetaorganico.com/trabVanesa1.htm>> Acesso em: 13 mar. 2009.

UEHARA-PRADO, M. Effects of Land Use on Ant Species Composition and Diaspore Removal in Exotic Grasslands in the Brazilian Pantanal (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, California, v. 45, n. 3, p. 915-923, 2005.

UZÊDA, M. C.; GACIA, M. A.; COSTA, J. R. Análise das relações entre populações de enchytraeidae e minhocas e seu uso como bioindicador da qualidade do solo. In: BROWN, G.G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa, 2007. p. 489-495.

VEIGA, M.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Compactação do solo no sistema plantio direto: causas, níveis críticos e soluções. In: : ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 11., 2008, Londrina. **Anais...** Londrina: FEBRAPDP, 2008. p. 134-140.

WERNER, M. R., DINDAL, D. L. Earthworm community dynamics in conventional and low-input agroecosystems. **Revue de Ecologie et Biologie du Soil**, Paris, v. 26, n. 4, p. 427-437, 1989.

WINK, C.; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.

ANEXOS

ANEXO A – Tabela 4.1

Tabela 4.1– Precipitação pluviométrica referente ao ano de 2007 em Londrina PR.

DIA	Ano – 2007 Precipitação (mm)											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	40,5	0,0	2,6	0,0	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	0,0
3	20,2	9,4	22,6	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	0,0
4	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0
5	48,3	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0
6	46,8	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,2
7	42,4	14,2	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,2
8	13,8	0,2	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4	0,0	0,0
9	1,4	4,4	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	6,2
10	3,9	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	104,8	3,6
11	0,0	26,1	6,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	46,6	24,8
12	6,7	1,6	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0
13	0,0	0,0	45,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	40,4
14	7,0	0,0	8,3	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	27,4	17,8	0,0
16	0,0	0,0	30,2	0,0	0,0	0,0	35,6	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
17	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	53,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	55,4	1,1	14,4	0,0	0,0	0,0	33,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
19	1,6	13,7	0,3	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	62,2
20	42,6	56,8	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	1,2
21	0,0	7,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,6
22	1,0	0,2	0,0	0,1	31,8	0,0	0,0	0,0	3,4	7,9	0,0	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,0	19,4	0,0	41,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
24	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
25	0,0	0,0	0,0	19,1	0,0	0,0	54,8	0,0	0,0	14,6	0,0	0,0
26	9,3	21,9	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,0	0,5	19,0
27	2,4	21,5	0,0	4,7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	4,0
28	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	4,8
29	26,6	_____	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,9	0,5	0,0	0,0	0,0
30	0,0	_____	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,1
31	12,7	_____	0,0	_____	0,0	_____	0,0	0,0	_____	10,8	_____	0,0
TOTAL	389,7	180,8	138,2	38,8	69,3	6,4	223,0	10,8	3,9	86,2	200,2	217,3

ANEXO B – Tabela 4.2

Tabela 4.2 – Precipitação pluviométrica referente ao ano de 2008 em Londrina PR.

DIA	Ano – 2008 Precipitação (mm)											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	0,0	15,4	15,8	0,0	0,0	19,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	25,6	0,0	0,0	1,3	59,8	0,0	0,0	1,6	0,0	49,8	1,2	8,8
3	0,0	0,0	0,0	26,5	1,8	0,0	0,0	40,6	0,0	0,0	43,5	3,3
4	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	0,0	36,4	10,0	0,0
6	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,4	1,8	0,0	26,5	0,0
7	0,0	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4	0,0	22,0	0,0
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,5	0,0	0,0	0,0	0,0
9	0,0	0,0	58,8	0,0	0,0	1,5	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0
10	0,0	29,6	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,8	0,0	0,0	32,1	0,0
11	0,0	51,8	23,6	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0
12	0,5	14,8	8,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	16,5	0,0
13	2,0	0,0	13,5	9,8	0,0	6,0	0,0	1,8	23,0	0,0	9,5	0,0
14	2,8	0,5	1,3	28,8	0,0	0,0	0,0	18,8	16,2	0,0	5,3	0,0
15	0,2	3,5	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	29,4	0,0	5,0	0,0	0,0
16	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	15,5
17	1,6	0,0	1,7	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8
18	28,6	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	2,0
19	18,4	1,0	0,8	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
20	13,0	4,0	12,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	0,0	0,0	0,0
21	35,2	24,2	14,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,4	0,0	0,0	0,0
22	0,0	0,3	3,8	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
23	0,0	23,8	0,0	12,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
24	0,0	1,6	6,9	0,0	0,0	16,2	21,8	0,0	0,0	0,0	8,4	0,0
25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2
26	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	7,2
27	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	16,8
28	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	19,0	19,0	0,0	13,8	24,2	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
30	2,2		0,0	13,2	10,0	0,3	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	0,0
31	0,0		0,0		0,0		0,0	0,0		0,0		13,8
TOTAL	167,3	196,7	165,2	124,9	95,8	53,6	24,0	185,9	81,2	108,3	175,6	87,4