



Scientia Agraria

ISSN: 1519-1125

sciagr@ufpr.br

Universidade Federal do Paraná
Brasil

Rolim RESSETTI, Robinson
DENSIDADE POPULACIONAL, BIOMASSA E ESPÉCIES DE MINHOCAS EM
ECOSSISTEMAS DE ÁREAS URBANAS
Scientia Agraria, vol. 7, núm. 1-2, 2006, pp. 61-66
Universidade Federal do Paraná
Curitiba, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=99516263009>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

DENSIDADE POPULACIONAL, BIOMASSA E ESPÉCIES DE MINHOCAS EM ECOSISTEMAS DE ÁREAS URBANAS

ABUNDANCE, BIOMASS AND SPECIES OF EARTHWORM IN ECOSYSTEMS OF URBAN AREAS

Robinson Rolim RESSETTI¹

RESUMO

As minhocas são muito sensíveis aos diferentes tipos de uso e manejo do solo em áreas agrícolas, sendo por isso utilizadas como bioindicadoras da qualidade do solo. O processo de urbanização, também, pode proporcionar grandes mudanças nas características originais dos solos, mas seu impacto sobre a população de minhocas é pouco estudado. Dessa maneira, neste trabalho avaliou-se a densidade populacional, biomassa e espécies de minhocas em ecossistemas no Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná (Curitiba, PR). Os ecossistemas amostrados foram bosque, plantação de manduirana (*Senna macranthera*) e gramado instalados e os agroecossistemas foram pastagem cultivada e pastagem perene. A extração das minhocas foi efetuada no dia 20 de março de 2003, utilizando uma solução de formaldeído. Verificou-se grande variação na densidade populacional, com 73, 44, 36, 23 e 17 ind.m⁻² para a pastagem perene, plantação de manduirana, bosque, gramado e pastagem cultivada, respectivamente. Devido às diferenças nas dimensões das minhocas entre os ecossistemas, a biomassa apresentou a sequência 26,3, 12,9, 12,3, 11,7 e 6,7 g.m⁻² para pastagem perene, pastagem cultivada, bosque, gramado e plantação de manduirana, respectivamente. Foram encontradas as espécies exóticas *Metaphire californica*, *Amyntas gracilis* (Megascolecidae) e *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae). Assim, a população de minhocas também mostra-se sensível às variações de uso do solo em condição urbana.

Palavras-chave: ambiente urbano, *Metaphire*, *Amyntas*, *Pontoscolex*.

ABSTRACT

It is well established that earthworm population is strongly affected by soil management under agricultural areas and has been used as bioindicator of the soil quality. However, the urbanization process has been increased rapidly and may also provide great changes in the soil characteristics, but its impact on the earthworm population has been seldom studied. In that way, earthworm abundance, biomass and species were determined in different ecosystems at UFPR campus, located in Curitiba city Parana state. Five ecosystems were evaluated: disturbed native forest, manduirana (*Senna macranthera*) plantation, lawn, cultivated pasture and perennial pasture. The earthworm extraction was conducted on March 2003, using formaldehyde solution. The results indicated a large variation on population with 73, 44, 36, 23 and 17 ind.m⁻² for perennial pasture, manduirana plantation, disturbed native forest, lawn and cultivated pasture, respectively. Difference on earthworm size among ecosystems provided biomass of 26.3, 12.9, 12.3, 11.7, and 6.7 g.m⁻² for perennial pasture, cultivated pasture, disturbed native forest, lawn, and manduirana plantation, respectively. Three exotic species were found in all ecosystems [*Metaphire californica*, *Amyntas gracilis* (Megascolecidae) and *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae)]. Thus, the earthworm population showed to be highly sensitive to the use of soil in urban condition.

Key-words: urban environment, *Metaphire*, *Amyntas*, *Pontoscolex*.

¹Engenheiro Agrônomo, M.Sc., Especialista em Gerenciamento Ambiental na Indústria. Av. República do Líbano, 342, CEP 82520-500, Curitiba, PR. <robinsonrr@onda.com.br>.

INTRODUÇÃO

Os organismos encontrados em determinada área são reflexo das interações entre as características do clima, solo e vegetação. No solo agrícola, também existem como variáveis o tipo de uso e manejo do solo, insumos e introdução de novas espécies. As interações simultâneas entre essas fontes de variação podem levar a uma comunidade composta por poucas ou grande número de espécies e diferentes valores de densidade populacional e biomassa (FRAGOSO *et al.*, 1999).

As minhocas participam ativamente na formação e desenvolvimento da maior parte dos solos, atuando na constituição e conservação de sua fertilidade natural. Isso é feito através da ingestão e mistura de partículas minerais e orgânicas com microrganismos associados e produtos de excreção, formação de agregados e construção de túneis (EDWARDS, 1983; EDWARDS e BOHLEN, 1996). Elas promovem uma fragmentação e redistribuição da matéria orgânica (M.O.) no solo, contribuindo na ciclagem e liberação de nutrientes contidos nesse material (KENNETTE *et al.*, 2002). Assim sendo, com a possível reestruturação do solo, pode existir uma correlação positiva entre o período de urbanização e o número de minhocas (SMEATAK *et al.*, 2005).

Segundo Lavelle (1983), devido a adaptações e função no ambiente, as categorias de minhocas podem ser: (a) detritívoras ou formadoras de substâncias húmicas, que se alimentam de M.O. não humificada; e (b) geófagas ou que se nutrem de partículas minerais e das reservas húmicas do solo.

De modo geral, nos trópicos as comunidades de minhocas são dominadas por espécies geófagas, devido ao tipo de M.O. predominante no solo (Edwards, 1983; Grisi *et al.* 1998). Entretanto, ao se fazer a substituição da vegetação natural, as comunidades originais de minhocas são modificadas. Tais modificações podem fazer com que as espécies nativas sejam substituídas por exóticas, estas melhor adaptadas a condições edáficas menos favoráveis.

O processo de urbanização pode determinar grandes mudanças nas características originais dos solos, e seu impacto sobre a população de minhocas é pouco estudado.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a densidade populacional, biomassa e espécies de minhocas em ecossistemas de um ambiente urbano. Esse estudo teve a finalidade de demonstrar, para alunos do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração "Ciência do Solo", do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, a prática de extração de minhocas do solo por meio químico.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os talhões amostrados pertencem ao Setor de Ciências Agrárias (SCA) da Universidade Federal

do Paraná (UFPR), localizado em Curitiba (PR), no bairro Cabral. Essa área possui clima Cfb, segundo Köppen, com temperatura média anual de aproximadamente 17° C e precipitação anual média ao redor de 1400 mm (IAPAR, 2000).

A coleta das minhocas foi realizada no dia 20 de março de 2003, no período da tarde. A geologia dos solos da área é originária de sedimentos pleistocênicos argilosos da Formação Guabirubá. As principais unidades taxonômicas originais são Cambissolos Húmicos Alumínicos lépticos/típicos e Cambissolos Háplicos Alumínicos típicos/Ta distróficos típicos. O teor de argila é maior ou igual a 70 %. A saturação por alumínio é baixa em superfície, com o solo original sendo essencialmente álico (saturação de até 92 %). Nas camadas superiores do solo, o teor de carbono apresenta valores de médios a altos. Entretanto, em algumas áreas o horizonte A se encontra enterrado (Lima, 2002)². A área pertencente ao SCA da UFPR sofreu modificações inerentes à urbanização, como retirada da vegetação e nivelamento do solo, com a finalidade de implantação de infraestrutura. Desse modo, ocorre uma heterogeneidade vertical e horizontal e a destruição da estrutura do solo (CRAUL, 1992).

Os diferentes ecossistemas amostrados foram bosque com, aproximadamente, 7500 m², plantação de manduirana com 500 m² e gramado com 2000 m² e os agroecossistemas foram pastagem cultivada com 6000 m² e pastagem perene com, aproximadamente, 900 m². Entre as espécies do bosque, encontram-se araucária (*Araucaria angustifolia*), guatambu (*Rauvolfia* sp.), monjoleiro (*Anadenanthera colubrina*), paineira (*Chorisia speciosa*), aroeira (*Schinus terebinthifolius*), ipê-amarelo (*Tabebuia alba*), ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla*), jacarandá (*Dalbergia brasiliensis*), pinus (*Pinus elliotii*), cedro (*Cupressus lusitanica*) (Roderjan e Tramujas, 1997) e eucalipto (*Eucalyptus* sp.), com o solo coberto, principalmente, por espécies diferentes de *Paspalum* e *Axonopus*. Nas pastagens perene e cultivada predominam quicuí (*Penisetum clandestinum*), grama-sempre-verde (*Axonopus repens*) e grama-forquilha (*Paspalum notatum*). A prática mecânica na pastagem cultivada é uma escarificação a cada dois anos, sendo as pastagens utilizadas por ovinos, bovinos e eqüinos. A plantação de manduirana é constituída por *Senna macranthera*, com o solo coberto por vegetação espontânea. O gramado é formado, basicamente, por grama-forquilha (*Paspalum notatum*), apresentando também tanchagem (*Plantago* sp.), entre outras. A escolha dos ecossistemas foi de modo a evidenciar as diferenças encontradas, nas estatísticas avaliadas, em função das condições de uso e manejo do solo.

Para as análises químicas foram coletadas, com trado calador, 15 amostras simples, para formar uma composta por ecossistema, na camada de 0-5 cm. Os resultados se encontram na Tabela 1.

²LIMA, V. C. Solos no Ambiente Urbano: caracterização e propriedades. Curitiba: UFPR, 2002. (não publicado).

TABELA 1 – Caracterização química dos solos nos ecossistemas estudados, na profundidade de 0-5 cm, Curitiba (PR), 2003.

Ecossistema	pH CaCl ₂	Al ³⁺	H+Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	T	P	C	m	V
----- cmol _c .dm ⁻³ -----							mg ₃ .dm ⁻³		g ₃ .dm ⁻³	%	%
Bosque	5,0	0,0	9,4	11,8	4,9	0,56	26,7	4,6	54,6	0	64,7
Gramado	4,6	1,1	12,5	6,7	3,2	0,38	22,8	2,1	53,4	9,7	45,1
Pastagem cultivada	5,3	0,0	6,7	12,5	4,2	0,58	24,0	6,8	43,8	0	72,1
Pastagem perene	4,6	1,0	11,1	6,5	3,4	0,38	21,4	2,3	51,0	8,9	48,1
Plantação de manduirana	5,6	0,0	5,4	13,9	7,3	0,94	27,5	69,2	49,8	0	80,4

Al³⁺ (alumínio), H+Al (hidrogênio+alumínio), Ca²⁺ (cálcio), Mg²⁺ (magnésio), K⁺ (potássio), T (CTC total), P (fósforo), C (carbono), m (saturação de alumínio), V (saturação de bases).

A amostragem dos diferentes ecossistemas foi realizada em locais com distância mínima entre si de 5 m (LEE, 1985), escolhidos aleatoriamente. Os resíduos da superfície do solo foram retirados com uma enxada, fixando-se em seguida um anel metálico de 0,407 m de diâmetro e 0,108 m de altura, com área de 0,1301 m². No interior do anel adicionou-se lentamente, para completa absorção pelo solo, 5 L da solução extratora formaldeído a 0,22 % (Raw, 1959). As minhocas expulsas das galerias foram coletadas manualmente ou com uma pinça metálica e lavadas rapidamente, sendo, em seguida, colocadas em frascos com solução de formaldeído a 4 % (TALAVERA, 1987).

A densidade populacional e a biomassa foram obtidas simultaneamente do material preservado, lavando-se as minhocas com água, utilizando-se uma pisseta, para retirada de resíduos aderidos. Em seguida, foram secas em papel toalha por, aproximadamente, um minuto, com a biomassa obtida em balança com precisão de miligrama.

Para realização da taxonomia, as minhocas permaneceram um período de duas semanas em etanol 70 %, para amolecimento dos tecidos, sendo, posteriormente, identificadas segundo Sims e Gerard (1985), Righi (1990) e James (2004).

Foi considerado um delineamento experimental inteiramente casualizado, com cinco tratamentos (tipo de ecossistema) e cinco repetições. Para a ANOVA, utilizou-se os dados de quatro repetições, devido ao fato de algumas extrações terem fornecido resultado nulo. Os resultados de densidade populacional e de biomassa foram transformados em indivíduos por metro quadrado (ind.m⁻²) e grama por metro quadrado (g.m⁻²), respectivamente. Também, foi calculada a biomassa média (g.espécime⁻¹) por ecossistema. Esses resultados foram submetidos à análise de variância, com as médias comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os ecossistemas gramado e pastagem cultivada apresentaram os menores valores de

densidade populacional (23,1 e 17,3 ind.m⁻², respectivamente) (Tabela 2). Na Austrália, Baker *et al.* (1997) encontraram os menores valores de densidade populacional de minhocas em áreas urbanas com gramados e plantas ornamentais (ao redor de 65 ind.m⁻²), em relação a talhões com pastagens e pomares. A espécie exótica *Allolobophora caliginosa* (Lumbricidae) era a mais freqüente em áreas urbanas. Na Região Metropolitana de Nova Iorque, Steinberg *et al.* (1997) encontraram uma densidade populacional e biomassa de minhocas de 25 ind.m⁻² e 2,2 g.m⁻², respectivamente. A maior parte dos espécimens presentes eram espécies exóticas da família Megascolecidae (*Amyntas agrestis* e *A. gracilis*). A densidade populacional é similar à encontrada no presente trabalho (23,1 ind.m⁻²) (Tabela 2), mas a biomassa é muito menor (2,2 g.m⁻² e 11,7 g.m⁻² em Steinberg *et al.*, 1997 e nesse trabalho, respectivamente). Esse fato é devido a Steinberg *et al.* (1997) terem apresentado os dados de biomassa como grama de matéria seca por metro quadrado (gMS.m⁻²). Mas, ao se utilizar o fator de correção 0,15 (Peterson e Luxton, 1982 citados por ISO/DIS 23611-1, 2004), obtemos um valor igual a 14,7 g.m⁻², que mostra que a biomassa também é similar. O ecossistema gramado apresenta uma alta densidade do solo, uma vez que esse talhão sofreu um corte de, aproximadamente, 1,50 m para nivelamento do solo. Dessa maneira, a vegetação está estabelecida sobre horizontes subsuperficiais. A atividade das minhocas é pequena em solos com densidade alta e aeração reduzida (EDWARDS, 1983; HAYNES e HAMILTON, 1999 citados por HAYNES *et al.*, 2003). Para *Metaphire californica*, que compõe 75 % das minhocas presentes nesse talhão, o pH na camada amostrada (4,6) (Tabela 1) está abaixo do limite inferior (5,2) e o teor de argila (maior ou igual a 70 %) muito acima da faixa tolerada (24-28 %) (FRAGOSO *et al.*, 1999), desse modo contribuindo nos resultados encontrados. Por outro lado, a cobertura permanente (gramíneas) provém boas condições de proteção contra predadores, fornece alimento continuamente e ajuda a evitar maiores flutuações na temperatura do solo (EDWARDS, 1983; MOTA, 1989; PAOLETTI, 1999).

Essa condição pode favorecer o crescimento e desenvolvimento das minhocas já estabelecidas (EDWARDS, 1983; PAOLETTI, 1999), fato observado na biomassa média (Tabela 2) e na maior relação clitelados:aclitelados entre os ecossistemas avaliados (66,7 : 33,3) (Tabela 3). Os indivíduos clitelados (ou adultos) estão aptos

à reprodução e os aclitelados (ou jovens) apresentam clitelo subdesenvolvido ou ausente (LJUNGSTRÖM, 1970). Essa alta relação indica que, nesse ecossistema, as minhocas estão bem adaptadas e não necessitam de uma taxa de reprodução elevada para garantir sua permanência (LAVELLE, 1983).

TABELA 2 – Densidade populacional, biomassa e biomassa média obtidas com o extrator formaldeído a 0,22 % (Raw, 1959) em cinco ecossistemas distintos, Curitiba (PR), 2003.

Ecossistemas	Densidade populacional ----- ind.m ⁻² -----	Biomassa ---- g.m ⁻² ----	Biomassa média ---- g.espécime ⁻¹ ---
Bosque	35,9 C*	12,3 B	0,318 B
Gramado	23,1 D	11,7 B	0,493 A
Pastagem cultivada	17,3 E	12,9 B	0,306 B
Pastagem perene	73,0 A	26,3 A	0,339 B
Plantação de manduirana	44,2 B	6,7 C	0,118 C
Teste de Bartlett - χ^2	0,269 ^{ns}	2,325 ^{ns}	3,747 ^{ns}
Coeficiente de Variação	6,28 %	5,13 %	7,40 %
Diferença mínima significativa	5,3	1,6	0,051

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade.

TABELA 3 – Relação entre a densidade populacional das minhocas cliteladas:acliteladas (em %) obtida com o extrator formaldeído a 0,22 % (Raw, 1959), Curitiba (PR), 2003.

Extrator	Pastagem perene	Pastagem cultivada	Gramado	Bosque	Plantação manduirana
Formaldeído 0,22 %	60 : 40	27,3 : 72,7	66,7 : 33,3	33,3 : 66,7	8 : 92

A menor densidade populacional foi encontrada na pastagem cultivada (Tabela 2). As práticas de revolvimento do solo podem reduzir a população de minhocas entre 40 e 60 %, devido a danos mecânicos diretos e destruição de seu habitat (EDWARDS, 1983; PAOLETTI, 1999). Um período de dois anos entre cultivos também pode ser insuficiente para que ocorra recuperação da população (DECAËNS e JIMÉNEZ, 2002). Em adição, as características do solo nesse talhão podem não ser apropriadas para *M. californica* e *Pontoscolex corethrurus*, principalmente o elevado teor de argila (maior ou igual a 70 %) (FRAGOSO *et al.*, 1999). Por outro lado, deve ser ressaltado que as minhocas, assim como outros organismos do solo, podem apresentar uma distribuição espacial agrupada. No caso das minhocas, as manchas podem variar desde 1 m até 50 m de diâmetro (POIER e RICHTER, 1992 e ROSSI, 1998 citados por JIMÉNEZ *et al.*, 2001), com possível diferença marcante na distribuição de adultos e jovens e, também, de espécies. Essas manchas não são estáticas e, por essa razão, nem sempre apresentam correlação com as características químicas e físicas do solo (ROSSI *et al.*, 1997; JIMÉNEZ *et al.*, 2001).

A área pertencente à plantação de manduirana exibiu os menores valores de biomassa e biomassa média (Tabela 2). Esses resultados podem ser

causados pela compactação da área. A compactação do solo reduz a atividade das minhocas pelo aumento na densidade do solo e redução na aeração (EDWARDS, 1983; HAYNES e HAMILTON, 1999 citados por HAYNES *et al.*, 2003). Os teores de argila (maior ou igual a 70 %) (Lima, 2002)³, cálcio e magnésio (13,9 e 7,3 cmol_c.dm⁻³, respectivamente) (Tabela 1) estão mais de duas vezes acima do máximo tolerado por *M. californica* (teor de argila 28 % e de cálcio e magnésio 5,8 e 3,5 cmol_c.dm⁻³, respectivamente) (FRAGOSO *et al.*, 1999). Nesse talhão, as minhocas também podem estar com seu ciclo de vida modificado como reflexo de uma adaptação a condições edáficas desfavoráveis (MELE e CARTER, 1999). A menor relação clitelados:aclitelados (8 : 92) (Tabela 3) indica uma taxa de reprodução elevada como forma de assegurar a permanência de *M. californica* (LAVELLE, 1983) (Tabela 4). Outros estudos são necessários para confirmar essas hipóteses.

O ecossistema bosque possui muitas espécies plantadas de ocorrência natural no Brasil (RODERJAN e TRAMUJAS, 1997). Entretanto, também estão presentes coníferas e eucalipto, além de apresentar trânsito de pedestres. Como a serrapilheira produzida por essas últimas não é palatável nem atrativa às minhocas (PAOLETTI, 1999; HAYNES *et al.*, 2003),

³Id.

nesse talhão as minhocas apresentam uma alta taxa de reprodução (Tabela 3) e, também, ocorre apenas uma espécie (*M. californica*) (Tabela 4). Além do alto teor de argila, o teor de cálcio ($11,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (Tabela 1) também está muito acima do máximo tolerado por *M. californica* ($5,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (FRAGOSO *et al.*,

1999). O alto número de indivíduos jovens (Tabela 3) pode indicar um esforço para garantir a permanência nesse ambiente (LAVELLE, 1983). O impacto antrópico (ex. compactação) causado nessa área também deve ser considerado na interpretação dos resultados.

TABELA 4 – Espécies de minhocas em diferentes ecossistemas presentes no Setor de Ciências Agrárias (SCA), UFPR (em %), Curitiba (PR), 2003.

Espécies	Pastagem perene	Pastagem cultivada	Gramado	Bosque	Plantação manduirana
<i>Metaphire californica</i> (M)*	95,8	50	75	100	100
<i>Amyntas gracilis</i> (M)	4,2	0	0	0	0
<i>Pontoscolex corethrurus</i> (G)	0	50	25	0	0

*M – família Megascolecidae; G – família Glossoscolecidae.

As maiores densidade populacional e biomassa foram encontradas no ecossistema pastagem perene (Tabela 2). Nesse mesmo ecossistema, ocorreu um grande número de indivíduos adultos (60 %) (Tabela 3). Em uma pastagem perene na Colônia Castrolanda (Castro, PR), Ressetti (2004) também encontrou esse ecossistema apresentando a maior relação clitelados:acitelados (27,8 : 72,2) com o extrator formaldeído a 0,22 % (RAW, 1959), em relação aos ecossistemas plantio direto (14,3 : 85,7) e mata (21,6 : 78,4). Esse fato mostra a importância de práticas conservacionistas na manutenção da atividade biológica do solo, que é um indicativo de sua qualidade (PAOLETTI, 1999; RÖMBKE *et al.*, 2005). As áreas com pastagens implantadas são favoráveis ao crescimento e desenvolvimento de minhocas (FRAGOSO *et al.*, 1999). O solo não revolvido, com cobertura permanente, mantém sua estrutura e apresenta as melhores condições de manutenção da atividade biológica, levando a um processo de ciclagem de nutrientes equilibrado. A rede de túneis construída pelas minhocas, que pode atuar como um meio de drenagem adicional, também é mantida intacta (CHAN e HEENAN, 1993 citados por EDWARDS e BOHLEN, 1996). Dessa maneira, a menor pressão antrópica promove o desenvolvimento de um ambiente edáfico mais harmonioso, onde não se faz necessária uma taxa de reprodução elevada (Tabela 3). Os teores de cálcio e magnésio ($6,5$ e $3,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente) (Tabela 1) também estão próximos aos limites superiores tolerados para *M. californica* ($5,8$ e $3,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente) (FRAGOSO, 1999), dessa forma não sendo limitantes.

Todas as espécies encontradas são exóticas, peregrinas e/ou introduzidas. As espécies nativas apenas persistem onde a influência antrópica não é significativa e a vegetação nativa não é substituída (FRAGOSO *et al.*, 1999). Outra espécie exótica encontrada no SCA, em uma extração posterior, é a asiática *A. corticis* (observação pessoal).

Com referência às minhocas, devem ser feitas

as seguintes observações: (a) ocorre flutuação na densidade populacional, biomassa e relação clitelados:acitelados no decorrer do ano; e (b) as manchas de minhocas são dinâmicas e podem ser formadas por uma ou mais espécies (LAVELLE, 1983; LEE, 1985; ROSSI *et al.*, 1997; JIMÉNEZ *et al.*, 2001).

CONCLUSÕES

O ecossistema pastagem perene apresenta os maiores valores de densidade populacional e biomassa de minhocas.

O ecossistema pastagem cultivada apresenta a menor densidade populacional e a plantação de manduirana a menor biomassa.

Nos ecossistemas avaliados ocorre o predomínio de espécies exóticas de minhocas, principalmente da família Megascolecidae.

AGRADECIMENTOS

Aos Engenheiros Agrônomos Celina Milani, Nylton Lorençato e Mirian Yamashita, pelo auxílio na extração das minhocas e coleta das amostras de solo. Ao Prof. Dr. Aníbal de Moraes, Depto. de Fitotecnia e Fitossanitarismo da UFPR, pela identificação das espécies da família Poaceae presentes nas pastagens, no gramado e no bosque. Ao Prof. Dr. Antonio Carlos V. Motta, Depto. de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR, pela contribuição na elaboração do resumo e do abstract. Ao Prof. Dr. Jair Alves Dionísio, Depto. de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR, pela oportunidade de realização desse trabalho. Ao funcionário Ozie Lima Martins, pelas valiosas informações prestadas. Ao Engenheiro Agrônomo Edmilson Cesar Paglia, M.Sc., doutorando no Depto. de Fitotecnia e Fitossanitarismo da UFPR, à Bióloga Adriana Souza dos Santos, M.Sc. e ao Engenheiro Agrônomo Juliano Schwarzbach, mestrando no Depto. de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR, pela colaboração.

REFERÊNCIAS

1. BAKER, G.H.; THUMLERT, T.A.; MEISEL, L.S.; CARTER, P.J.; KILPIN, G.P. "Earthworms Downunder": a survey of the earthworm fauna of urban and agricultural soil in Australia. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.29, n.3/4, p.589-597, 1997.
2. CRAUL, P.J. The description of urban soil. In: **Urban Soil in Landscape Design**. New York: John Wiley & Sons, 1992. p.85-121.
3. DECAËNS, T.; JIMÉNEZ, J.J. Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. **Plant and Soil**, The Hague, v.240, p.133-143, 2002.
4. EDWARDS, C.A. Earthworm ecology in cultivated soils. In: SATCHELL, J.E. (Coord.) **Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture**. London: Chapman and Hall, 1983. p.123-138.
5. EDWARDS, C.A.; BOHLEN, P.J. Role of earthworms in soil structure, fertility and productivity. In: **Biology and Ecology of Earthworms**. 3ª. London: Chapman & Hall, 1996. p.196-217.
6. 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. (Coord.) **Earthworm Management in Tropical Agroecosystems**. Oxon: CAB International, 1999. p.01-25.
7. GRISI, B.; GRACE, C.; BROOKES, P.C.; BENEDETTI, A.; DELL'ABATE, M.T. Temperature effects on organic matter and microbial biomass dynamics in temperate and tropical soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.30, n.10/11, p.1309-1315, 1998.
8. HAYNES, R.J.; DOMINY, C.S.; GRAHAM, M.H. Effect of agricultural land use on soil organic matter status and the composition of earthworm communities in KwaZulu-Natal, South Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.95, p.453-464, 2003.
9. IAPAR (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ). **Cartas Climáticas do Paraná**. Versão 1.0. Londrina: IAPAR, 2000. 1 CD-ROM.
10. ISO/DIS 23611-1 - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION -. **Soil Quality – sampling of soil invertebrates**. Part 1: hand-sorting and formalin extraction of earthworms. Geneva: International Organization for Standardization, 2004. 18p.
11. JAMES, S.W. An illustrated key to the earthworms of the Samoan Archipelago (Oligochaeta: Glossoscolecidae, Megascolecidae, Moniligastridae). **Micronesica**, Mangilao, v.37, n.01, p.01-13, 2004.
12. JIMÉNEZ, J.J.; ROSSI, J.P.; LAVELLE, P. Spatial distribution of earthworms in acid-soil savannas of the eastern plains of Colombia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.17, p.267-278, 2001.
13. KENNETTE, D.; HENDERSHOT, W.; TOMLIN, A.; SAUVÉ, S. Uptake of trace metals by the earthworm *Lumbricus terrestris* L. in urban contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.19, p.191-198, 2002.
14. LAVELLE, P. The structure of earthworm communities. In: SATCHELL, J.E. (Coord.) **Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture**. London: Chapman and Hall, 1983. p.449-466.
15. LEE, K.E. Appendix: field sampling methods. In: **Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use**. Florida: Academic Press, 1985. p. 331-349.
16. LJUNGSTRÖM, P.-O. Introduction to the study of earthworm taxonomy. **Pedobiologia**, Jena, v.10, p.265-285, 1970.
17. MELE, P.M.; CARTER, M.R. Species abundance of earthworms in arable and pasture soils in south-eastern Australia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.12, p.129-137, 1999.
18. MOTA, F.S. Temperatura do solo e plantas cultivadas. In: **Meteorologia Agrícola**. 7ª. São Paulo: Nobel, 1989. p.181-199.
19. PAOLETTI, M.G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.74, p.137-155, 1999.
20. RAW, F. Estimating earthworm populations by using formalin. **Nature**, London, v.184, p.1661-1662, 1959.
21. RESSETTI, R.R. **Determinação da Dose de Alil isotiocianato em Substituição à Solução de Formol na Extração de Oligochaeta Edáficos**. Curitiba: UFPR, 2004. 57p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Área de Concentração Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1884/509>>. Acesso em 09 NOV 2004.
22. RIGHI, G.R. **Minhocas de Mato Grosso e de Rondônia**. Brasília: CNPq, 1990. 157p.
23. RODERJAN, C.V.; TRAMUJAS, A. de P. O bosque do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, Curitiba, v.16, n.01, p.229-235, 1997.
24. RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; DIDDEN, W. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Duluth, v.62, p.249-265, 2005.
25. ROSSI, J.P.; LAVELLE, P.; ALBRECHT, A. Relationships between spatial pattern of the endogeic earthworm *Polypheretima elongata* and soil heterogeneity. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.29, n.3/4, p.485-488, 1997.
26. SIMS, R.W.; GERARD, B.M. Family Megascolecidae. In: **Earthworms - Synopsis of the British Fauna**. London: The Linnean Society of London, 1985. p.126-136.
27. SMETAK, K.M.; MAYNARD, J.J.; LLOYD, J. Earthworm population density and carbon and nitrogen in different aged urban landscapes. In: THE ASA-CSSA-SSSA INTERNATIONAL ANNUAL MEETINGS, 2005, Salt Lake. **Resumos**. Disponível em: <<http://crops.confex.com/crops/2005am/techprogram/P7864.HTM>>. Acesso em 23 FEV 2006.
28. STEINBERG, D.A.; POUYAT, P.V.; PARMELEE, R.W.; GROFFMAN, P.M. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.29, n.3/4, p.427-430, 1997.
29. TALAVERA, J.A. Lombrices de tierra presentes en la laurisilva de Tenerife (Islas Canarias). **Miscellània Zoològica**, Barcelona, v.11, p.93-103, 1987.

Recebido em 19/09/2005

Aceito em 30/03/2006