

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Florestas
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica

*Lucilia Maria Parron
Junior Ruiz Garcia
Edilson Batista de Oliveira
George Gardner Brown
Rachel Bardy Prado
Editores Técnicos*

Embrapa
Brasília, DF
2015

Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais

George Gardner Brown, Cíntia Carla Niva, Maurício Rumenos Guidetti Zagatto, Stéphanie de Almeida Ferreira, Herlon Sérgio Nadolny, Guilherme Borges Xarão Cardoso, Alessandra Santos, Gabriel de Andrade Martinez, Amarildo Pasini, Marie Luise Carolina Bartz, Klaus Dieter Sautter, Marcílio J. Thomazini, Dilmar Baretta, Elodie da Silva, Zaida Inês Antonioli, Thibaud Decaëns, Patrick Marie Lavelle, José Paulo Sousa, Filipe Carvalho

Resumo: A fauna do solo inclui organismos microscópicos, como os nematóides, ácaros e colêmbolos, até os facilmente visíveis, como as minhocas, aranhas, formigas, cupins e besouros, cuja biodiversidade mundial ultrapassa 900 mil espécies conhecidas. Para viver no solo e na serapilheira desenvolveram diversas adaptações comportamentais e morfológicas, e podem ser classificados em quatro grandes grupos funcionais: predadores/parasitas, detritívoros/decompositores, geófagos/bioturbadores e fitófagos/pragas. Portanto, sua atividade está relacionada a diversos serviços ambientais, incluindo: a produção de alimentos e a produtividade primária; produtos farmacêuticos; ciclagem de nutrientes e a dinâmica da decomposição da matéria orgânica, inclusive o sequestro de carbono; a água disponível no solo; a troca de gases entre o solo e a atmosfera; a pedogênese; a conservação da biodiversidade; o controle de erosão e enchentes; a polinização; a dispersão de sementes; o tratamento de resíduos; a recreação e a educação ambiental. Contudo, o cálculo da contribuição da fauna a esses serviços e sua valoração econômica continuam representando grandes desafios para os cientistas naturais e economistas. As práticas de manejo e os sistemas de uso do solo podem afetar profundamente as populações e a atividade da fauna edáfica. Portanto, para aproveitar melhor os benefícios oriundos dos processos ecossistêmicos e serviços ambientais influenciados pela fauna edáfica é essencial considerar o manejo que preserve suas populações e atividade nos solos, especialmente em sistemas produtivos. Nesse contexto, mostramos quais organismos representam a fauna edáfica, os fatores de manejo do solo que afetam suas populações e explicamos como a atividade desses organismos contribui para os serviços ambientais.

Soil fauna biodiversity and its contribution to ecosystem services

Abstract: *The soil fauna includes microscopic organisms such as the nematodes, mites and springtails, up to the larger animals such as worms, spiders, ants, termites and beetles that are visible to the naked eye. Their biodiversity may surpass 900 thousand known species worldwide. To live in the soil and surface litter, they developed various behavioral and morphological adaptations and can be divided into four main functional groups: predators/parasites, detritivores/decomposers, geophages/bioturbators and phytophages/pests. Therefore, their activity is related to various ecosystem services, including: food and primary production; pharmaceutical products; nutrient cycling and organic matter dynamics, including C sequestration; water availability in soil; gas exchanges; soil formation; biodiversity conservation; erosion and flood control; pollination; seed dispersal; residue treatment; recreation and environmental education. However, the assessment of faunal contributions to these services and their economic valuation continue to represent major challenges to natural scientists and economists. Soil use and management can deeply affect both populations and activity of soil fauna. Therefore, to better use the benefits derived from the ecosystem processes and services affected by the soil fauna, management is key, in order to preserve their populations and activity in soils, especially in productive ecosystems.*

1. A fauna do solo: definição e diversidade

O solo, além de ser um substrato para o crescimento de plantas e produção de alimentos, também deve ser considerado um “ente” vivo, pois contém milhares de animais e micro-organismos. Essa biota forma uma complexa teia trófica, em cuja base normalmente estão as raízes, a serapilheira e a matéria orgânica do solo. A fauna edáfica inclui milhares de espécies de organismos invertebrados que variam em tamanho, desde alguns micrômetros (microfauna) até metros de comprimento (macrofauna), com ciclos de vida que variam de alguns dias até mais de 10 anos.

A microfauna (Tabela 1) consiste de animais microscópicos e inclui nematoides, rotíferos e tardígrados que vivem dentro da lâmina de água no solo. Possuem ciclos de vida rápidos, e se alimentam essencialmente de outros animais, raízes das plantas (parasitas/predadores) e micro-organismos (bactérias, protozoários, fungos, algas, actinomicetos). Os rotíferos e tardígrados são ainda pouco estudados, e junto com os nematoides de vida livre, atuam principalmente como estimuladores da mineralização de nutrientes e no controle de populações da microbiota nos solos (LAVELLE, 1997).

Os nematóides, com > 400.000 espécies estimadas no mundo entre 1.000 e 1.280 espécies conhecidas no Brasil (LEWINSOHN; PRADO, 2005a, 2005b; Tabela 1), são os invertebrados mais abundantes sobre a face da terra. Possuem diversos grupos funcionais (onívoros, fungívoros, bacterívoros, fitoparasitas, parasitas de animais, entomopatogênicos), e grande importância econômica nos ecossistemas terrestres e aquáticos (CARES; HUANG, 2008, 2012).

A mesofauna (Tabela 1) inclui organismos maiores como os ácaros (Acari), colêmbolos (Collembola), diplura, protura, enquitreídeos, sínfilos, pseudo-escorpiões e outros animais (como micro-coleópteros, formigas e outros pequenos animais que geralmente são considerados na macrofauna) que se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição, fungos e outros organismos menores (especialmente nematoides e protozoários). Atua principalmente na fragmentação de resíduos vegetais da serapilheira, o que aumenta a superfície de contato para o ataque de microrganismos, aumentando a taxa de decomposição e liberação de nutrientes para o solo. Os ácaros e colêmbolos geralmente dominam em abundância e diversidade, sendo os ácaros mais diversos, com mais de

1.500 espécies conhecidas no Brasil (FLETSCHTMANN; MORAES, 1999; Tabela 1). Os ácaros têm uma imensa diversidade de níveis funcionais, estando representados principalmente enquanto predadores ou detritívoros. Os predadores são muito importantes, controlando as populações de outros organismos no solo, especialmente a microbiota. Os colêmbolos são menos diversos que os ácaros (aprox. 270 espécies no Brasil; ABRANTES et al., 2010), e exercem importante função detritívora, contribuindo para a decomposição da matéria orgânica e o controle das populações, especialmente de fungos (MORAES; FRANKLIN, 2008).

A macrofauna abrange mais de 20 grupos taxonômicos (Tabela 1). Entre esses estão minhocas, cupins, formigas, centopeias, piolhos de cobra, baratas, aranhas, tesourinhas, grilos, caracóis, escorpiões, percevejos, cigarras, tatuzinhos, traças, larvas de mosca e de mariposas, larvas e adultos de besouros, e outros animais, que podem ser consumidores de solo (geófagos), partes vivas das plantas (fitófagos), matéria orgânica do solo (humívoros), serapilheira (detritívoros), madeira (xilófagos), raízes (rizófagos), outros animais (predadores, parasitas, necrófagos) e fungos (fungívoros) (BROWN et al., 2001a).

Entre os representantes da macrofauna, especialmente os cupins, os besouros escarabeídeos, as formigas, as milipéias e as minhocas também são denominadas “engenheiros do ecossistema”, pois suas atividades levam à criação de estruturas biogênicas (galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais), que modificam as propriedades físicas dos solos, bem como a disponibilidade de recursos para outros organismos (BROWN et al., 2001a; LAVELLE et al., 1997; TOYOTA et al., 2006). A seguir, são apresentados maiores detalhes sobre esses engenheiros, evidenciando sua contribuição a vários processos edáficos importantes.

As formigas e os cupins são insetos sociais que vivem em colônias que podem conter vários milhões de indivíduos (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; LEE; WOOD, 1971). As formigas são altamente diversificadas (2.750 espécies no Brasil; BRANDÃO, 1999), e possuem diversas funções ecológicas, atuando como engenheiros do ecossistema, cultivadores de fungos (saúvas), detritívoros, fitófagos e importantes predadores de outros organismos (FOLGARAIT, 1998). Contudo, diferentemente dos cupins, as formigas não ingerem solo, apenas o transportam com suas mandíbulas na construção de ninhos. No entanto,



o fato delas se alimentarem de outros invertebrados da superfície, bem como de secreções de afídeos, faz com que haja um transporte ativo de matéria orgânica para o solo e, assim, este termine tendo maior biodisponibilidade de certos nutrientes, como o fósforo (FROUZ; JILKOVÁ, 2008). Os cupins incluem aproximadamente 290 espécies brasileiras que se alimentam de material celulósico, acelerando a decomposição e a reciclagem dos nutrientes minerais retidos na matéria vegetal morta (CONSTANTINO; ACIOLI, 2008). Eles constroem extensas

redes de ninhos e túneis no solo, movimentando partículas tanto vertical como horizontalmente, formando agregados e aumentando a porosidade, aeração, infiltração e drenagem do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001). Apresentam simbiose com protozoários e bactérias fixadoras de nitrogênio, compensando a alta relação C/N na sua dieta. Devido à sua importância como pragas, tanto as formigas quanto os cupins são insetos relativamente bem estudados em termos biológicos, comportamentais e taxonômicos, embora ainda existam importantes dúvidas a serem elucidadas.

Tabela 1. Grupos representantes da micro, meso e macrofauna do solo, número descrito ou estimado da diversidade específica mundial e no Brasil, e as diversas funções ecológicas de alguns representantes da meso e macrofauna do solo.

Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum)	Espécies descritas no mundo	Espécies descritas no Brasil ^a	Grupo funcional			
			Geófago/ Bioturbador	Detritívoro/ Decompositor	Fitófago/ Praga	Predador/ Parasita
Microfauna						
Nematoda (nematóides)	15.000 ^b	>1.280		X	X	X
Rotifera (rotíferos)	2.000 ^b	457 ^b		X		X
Tardigrada (cursos d'água)	750 ^b	67 ^b		X		X
Mesofauna						
Hexapoda						
Collembola (colêmbolos)	8.300	270		X	X	
Diplura	800	37		X		X
Protura	731	26		X		
Chelicerata						
Acari (Ácaros)	45.000 ^c	1.500 ^c		X	X	X
Pseudoscorpionida (pseudo-escorpiões)	3.235	100		X		X
Myriapoda						
Symphyla	15.000 ^b	>1.280		X	X	X
Paupoda	2.000 ^b	457 ^b		X		X
Annelida						
Enchytraeidae	715 ^b	43 ^b	X	X		
Macrofauna						
Hexapoda						

Tabela 1. Continuação.

Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum)	Espécies descritas no mundo	Espécies descritas no Brasil ^a	Grupo funcional			
			Geófago/ Bioturbador	Detritívoro/ Decompositor	Fitófago/ Praga	Predador/ Parasita
Coleoptera (besouros)	350.000 ^{cd}	30.000 ^{cd}	X	X	X	X
Carabidae	30.000 ^c	1.132 ^c				X
Elateridae	9.300 ^c	590 ^c		X	X	X
Scarabaeidae	25.000 ^c	1.777 ^c	X	X	X	
Staphylinidae	55.440 ^c	2.688 ^c		X		X
Histeridae	4.300 ^c	520 ^c		X		X
Chrysomelidae	36.500 ^c	4.362 ^c		X	X	
Cerambycidae	35.000 ^c	5.000 ^c		X		
Tenebrionidae	18.000 ^c	1.234 ^c			X	
Neuroptera: Myrmeleontidae (formiga-leão)	2.000	359				X
Hemiptera (percevejos e cigarras)	80.000 ^c	10.191 ^c		X	X	X
Orthoptera: Gryllidae (grilos)	23.000 ^c	1.480 ^c		X	X	
Diptera (moscas)	125.000 ^c	8.700 ^c		X	X	X
Archaeognata/Zygeontoma (traças)	350 ^c	25 ^c		X	X	
Blattaria (baratas)	4.600 ^c	644 ^c		X	X	
Psocoptera	5.500 ^c	425 ^c		X	X	
Dermaptera (tesourinhas)	1.800 ^c	145 ^c		X	X	X
Isoptera (cupins)	2.800 ^c	290 ^c	X	X	X	
Hymenoptera: Formicidae (formigas)	15.776 ^c	2.750 ^c		X	X	X
Vespidae e Apidae (vespas, marimbondos e abelhas solitárias, abelhas sem ferrão, mamangaba, zangão)	28.000 ^c	4.068 ^c				X
Lepidoptera (mariposas, borboletas)	155.181 ^e	26.016 ^e			X	X
Myriapoda	1.259 ^c	119 ^c				
Diplopoda (milipéias, piolhos de cobra, gongólos)	10.000 ^c	300 ^c		X	X	
Chilopoda (centopéias)	2.500 ^c	150 ^c	X			X

Tabela 1. Continuação.

Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum)	Espécies descritas no mundo	Espécies descritas no Brasil ^a	Grupo funcional			
			Geófago/ Bioturbador	Detritívoro/ Decompositor	Fitófago/ Praga	Predador/ Parasita
Chelicerata (aracnídeos)						
Scorpionida (escorpiões)	38.884 ^c	2.587 ^c				X
Aranae (aranhas)	38.884 ^c	2.587 ^c			X	X
Opiliona (opiliões)	5.500 ^c	951 ^c				X
Palpigradi, Ambyplygi, Ricinulei, Solífuga, Schizomida, Uropygi	1.746 ^c	>47 ^c				X
Annelida						
Oligochaeta (minhocas)	3.800 ^c	306 ^c	X	X		
Malacostraca						
Isopoda (tatuzinhos)	4.250 ^b	135		X	X	
Amphipoda: Talitridae	250 ^b	>4		X		
Molusca						
Gastropoda (caracóis e caramujos)	30.000	700		X	X	
Gastropoda (lesmas)	90	35		X	X	
Nematoda						
Nematomorpha (vermes crina de cavalo)	320 ^b	12 ^b				X
Platyhelminthes: "Turbellaria" (planárias terrestres)	830 ^c	162 ^c				X
Onicophora (onicóforos)	90	4				X
Total da fauna do solo	971.037	>94.442				

^aquando a estimativa era incerta, selecionou-se o número menor e utilizou-se o signo >

^bo número de espécies indicado inclui espécies terrestres e aquáticas

^co número de espécies indicado inclui aquelas que vivem tanto no solo, na serapilheira e acima do solo

^do número inclui as espécies de todas as famílias; as principais famílias com fase de vida associada ao solo ou serapilheira se encontram detalhadas na sequência.

^eO número citado é para todas as espécies de Lepidoptera no mundo e no Brasil. Porém, a grande maioria é ativa somente acima do solo e apenas uma pequena proporção das espécies de Lepidoptera possui uma fase do ciclo de vida associada ao solo ou liteira. Por exemplo, muitas espécies colocam suas pupas na liteira, e borboletas da família Lycaenidae, que inclui > 5.000 espécies, desenvolveram uma simbiose com formigas (PIERCE et al., 2002).

Fontes: Abrantes et al. (2010); Adis (2002); Adis e Harvey (2000); Asenjo et al. (2013); Beccaloni (2014); Bellinger et al. (2014); Borror e Delong (1969); Brandão et al. (2005); Brussaard et al. (1997); Carbayo et al. (2010); Costa et al. (1988); Brown et al. (2013); Grebennikov e Newton (2009); Haas (1996); Hawksworth e Mound (1991); Knysak e Martins (1999); Lewinsohn et al. (2005); Lewinsohn e Prado (2002, 2005a, 2005b); Moreira et al. (2008); Pogue (2009); Rafael et al. (2012); Scheller (2008); Schmelz e Collado (2012); Schockaert et al. (2008); Serejo (2004, 2009); Simone (1999, 2006); Szeptycki (2007); Trajano et al. (2000); Tree of Life Web Project (1995, 2002); Wall e Moore (1999); para formigas Antweb (2014); para outros aracnídeos (informação verbal)¹.

¹ Dados apresentados por Ricardo Ott oralmente no Simpósio "Megadiversidade no solo", realizado durante o XXX Congresso Brasileiro de Zoologia em Porto Alegre, em fevereiro de 2014.

Coleoptera é a maior ordem de insetos, incluindo pelo menos uma centena de famílias (e dezenas de milhares de espécies) que apresentam os mais variados hábitos alimentares, como rizofagia, detritivoria, fungivoria e predação (COSTA et al., 1988). Entre os grupos mais importantes em sua interação com o solo, estão os escaravelhos (Scarabaeidae), que incluem as larvas chamadas vulgarmente de corós e os besouros rola-bostas. Os besouros coprófagos (“rola-bosta”) pertencem à subfamília Sacarabaeinae e, devido ao seu processo de alimentação em excrementos animais, tanto os insetos adultos quanto as larvas, são responsáveis por várias funções ecológicas como ciclagem de nutrientes, bioturbação, crescimento de plantas, dispersão secundária de sementes, controle de parasitas e, em menor escala, podem influenciar na polinização e na regulação trófica (NICHOLS et al., 2008). Utilizam também uma variedade de outros alimentos (incluindo carcaças, frutos em decomposição, fungos e serapilheira) tornando-os importantes incorporadores de matéria orgânica ao solo, escavadores de galerias e dispersores de sementes. Além destes, existem outras espécies de coleópteros que são predadoras de minhocas, diplópodes e formigas, foréticas de caramujos e generalistas.

As milipéias, também chamadas de piolhos de cobra ou gongôlos, incluem aproximadamente 10 mil espécies no mundo, consideradas principalmente “transformadoras da liteira” (LAVELLE et al., 1997), por sua forte atividade detritívora e importância para a ciclagem de nutrientes no solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2005). Algumas espécies são coprófagas e ainda outras podem causar danos a plântulas, agindo como pragas de lavouras (como soja, batatinha e mandioca; BOOCK; LORDELLO, 1952; HOFFMANN-CAMPO et al., 2013; PERACCHI; NUNES, 1972). Em algumas situações, a presença de espécies geófagas pode levar à sua ação como engenheiras do ecossistema, devido à bioturbação e incorporação da serapilheira, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo como habitat (TOYOTA et al., 2006). O número de espécies no Brasil ainda é desconhecido, mas estima-se que existam cerca de 300 espécies em 20 famílias e 111 gêneros (CORREIA; OLIVEIRA, 2005; TRAJANO et al., 2000). Além disso, pouco se sabe da biologia e ecologia das espécies brasileiras, precisando-se maiores esforços de pesquisa nesse sentido.

As minhocas são amplamente conhecidas, tanto por sua utilidade como isca para pesca, quanto por seus efeitos benéficos sobre a fertilidade do solo. Elas misturam o solo e a matéria orgânica nos seus coprólitos (dejetos) e criam túneis no solo. Além disso, algumas espécies epigeicas podem ser usadas na compostagem de resíduos orgânicos, gerando

“húmus”, adubo orgânico de alto valor na produção de mudas (LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2011). No Brasil, conhecem-se aproximadamente 300 espécies, sendo mais de 50 delas consideradas gigantes, vulgarmente chamadas de minhocuçus (JAMES; BROWN, 2008). A biologia e a ecologia destas espécies continuam, em grande parte, desconhecida, já que a maioria dos trabalhos realizados até o momento envolveu apenas algumas espécies amplamente distribuídas e majoritariamente exóticas ou peregrinas (BROWN; JAMES, 2007).

Na Tabela 1 encontra-se o espectro de organismos em cada classe de tamanho que compõe a fauna do solo, e sua riqueza específica em nível mundial e no Brasil. São quase um milhão de espécies conhecidas no mundo e > 94 mil espécies no Brasil, apesar do número estar ligeiramente inflado pelo fato de alguns grupos terem espécies que vivem em ambientes aquáticos, ou acima do solo, por exemplo, em árvores ou bromélias. Das aproximadamente 250.000 espécies estimadas da fauna edáfica no Brasil (BROWN et al., 2006), apenas algumas têm sua biologia e ecologia estudadas até o momento. Esse desconhecimento é ainda exacerbado pelos poucos taxonomistas de fauna do solo atuantes no Brasil (MARQUES; LAMAS, 2006), criando o chamado déficit taxonômico (EVENHUIS, 2007).

Como se pode observar, a riqueza de espécies é alta para muitos grupos, e o inventário da diversidade da fauna edáfica em um dado local é uma tarefa árdua e complexa. Por exemplo, após muitos anos de pesquisa, mais de 1.000 espécies de invertebrados foram identificadas em 1 m² de solo numa floresta temperada na Alemanha (SCHAEFER; SCHAUERMANN, 1990), sendo o único local no mundo onde tal esforço de caracterização foi realizado. A riqueza específica da fauna edáfica poderia superar 2.200 espécies em alguns hectares da Floresta Amazônica (MATHIEU, 2004), mas até o momento não foi realizado um estudo completo da fauna edáfica nos trópicos (BARROS et al., 2008; BROWN et al., 2006). Num determinado local, apenas algumas espécies (em média menos de 20) provavelmente seriam minhocas (FRAGOSO; LAVELLE, 1992) ou pseudoescorpiões (FRANKLIN et al., 2008), enquanto as aranhas e miriápodes seriam representados por várias dezenas de espécies cada (ADIS, 2002). Contudo, a vasta maioria das espécies provavelmente seriam nematóides (CARES; HUANG, 2008), ácaros (FRANKLIN et al., 2008) e insetos (BARROS et al., 2008), representando cada um normalmente mais de 100 espécies (sendo os Hexapoda representados principalmente por espécies de besouros e formigas), pois esses grupos podem ter alta diversidade local.

2. A ação da fauna do solo nos serviços ambientais

O reduzido número de taxonomistas resulta em dificuldades na identificação de um grande número de espécies da fauna do solo. Desta forma, ecologistas frequentemente usam o conceito do grupo funcional para facilitar na descrição das comunidades da fauna do solo e na interpretação da sua importância. Apesar de existirem grupos funcionais redundantes, essa classificação facilita na compreensão do papel desses organismos no ecossistema e seu funcionamento (BRUSSAARD, 2012). Os principais grupos funcionais da fauna do solo são: predadores/parasitas, detritívoros/decompositores, geófagos/bioturbadores e fitófagos/pragas (Tabela 1).

Os fitófagos (inclui os rizófagos) causam danos às partes aéreas e as raízes das plantas e podem ser considerados pragas em muitas ocasiões. Esse grupo inclui principalmente os nematóides fitoparasitas, algumas formigas (por ex., as cortadeiras, que apesar de não ingerirem as plantas, cortam elas para alimentar os fungos), cigarras, tesourinhas, e milipéias, e alguns besouros (espec. escarabeídeos, tenebrionídeos e crisomélidos), moluscos (lesmas e caramujos), percevejos, grilos, tatuzinhos, colêmbolos, ácaros e sínfilos. Outros animais são considerados principalmente pragas urbanas como os cupins, baratas, escorpiões, traças, alguns besouros, aranhas, moluscos, formigas, moscas, tatuzinhos e milipéias.

Já os geófagos e bioturbadores ingerem e/ou transportam o solo, movendo-o no perfil. Esse grupo inclui apenas alguns organismos, sendo os cupins e anelídeos (minhocas, enquitreídeos) os principais representantes, apesar de outros animais como besouros e milipéias também ingerirem solo como fonte de alimento, ou na formação de galerias no solo (BROWN et al., 2001b; GASSEN, 2000; TOYOTA et al., 2006).

Os predadores e parasitas afetam negativamente a vida ou populações de outros animais e incluem uma ampla gama de animais edáficos e da liteira, especialmente aqueles

que caçam na serapilheira como os aracnídeos (Chelicerata), onicóforos, planárias, besouros (espec. stafilinídeos, carábidos e elaterídeos), ácaros, formigas, vespas, centopeias e tesourinhas. Em particular, os nematóides parasitam um grande número de animais, tanto vertebrados quanto invertebrados (incluindo, por exemplo, os Nematomorpha, Mermithidae entomoparasitas).

Os detritívoros/decompositores podem ser coprófagos (alimentam-se de fezes), necrófagos (alimentam-se de cadáveres) ou consumidores de fungos e materiais em decomposição. Entre os coprófagos mais comuns estão as milipéias, tatuzinhos, rola-bostas, minhocas. Os necrófagos incluem principalmente algumas larvas de moscas e alguns besouros (espec. Histeridae), enquanto os detritívoros incluem quase todos os animais do solo e da serapilheira, excetuando-se alguns predadores, parasitas e pragas (Tabela 1).

Portanto, a atividade dos animais edáficos pode afetar uma gama de processos ecossistêmicos que contribuem direta e indiretamente para diversos serviços essenciais para o funcionamento sustentável dos ecossistemas terrestres (LAVELLE et al., 2006). Estes incluem: a água disponível no solo (por mudanças na estrutura e agregação do solo); produção de alimentos e produtividade primária e secundária (efeitos no crescimento das plantas, produção de biomassa vegetal e animal); produtos farmacêuticos (oriundos dos organismos ou seus sub-produtos); ciclagem de nutrientes e dinâmica da decomposição da matéria orgânica, inclusive sequestro de carbono; troca de gases entre o solo e a atmosfera (incluindo a emissão de GEE); pedogênese; conservação da biodiversidade (por alteração do solo como hábitat para outros organismos); controle de erosão e enchentes (por mudanças na estrutura física do solo e de regime hídricos edáficos); polinização (principalmente por insetos); dispersão de sementes; tratamento de resíduos (por decomposição de resíduos ou degradação de pesticidas); recreação (para coleções de lazer ou uso como isca para pescar); e educação ambiental (Tabela 2).

Tabela 2. Os principais serviços ambientais do Millennium Ecosystem Assessment (2005), os processos ecossistêmicos associados a eles, e a contribuição direta ou indireta da fauna do solo a esses processos.

Categoria de serviço	Serviço	Processo ecossistêmico	Contribuição da fauna
Provisão	Água disponível	Infiltração e armazenamento de água no solo	Bioturbação, produção de fezes estáveis e galerias que aumentam a infiltração e retenção de água no solo
	Alimento	Produção de biomassa animal	Alimento para seres humanos e animais
	Produtos farmacêuticos	Produção de moléculas secundárias de uso medicinal	Fontes de biomoléculas e fármacos de interesse industrial e tradicional

Modificado de Lavelle et al., (2006), com dados de Blouin et al. (2013), Decaëns et al. (2006, 2008), Del Toro et al. (2012) e Prather et al. (2013).

Tabela 2. Continuação.

Categoria de serviço	Serviço	Processo ecossistêmico	Contribuição da fauna
Suporte	Ciclagem de nutrientes	Decomposição e humificação	Fragmentação, ingestão, estimulação da comunidade microbiana decompositora
		Regulação de perdas de nutrientes	Mineralização, alteração nas taxas de lixiviação, desnitrificação, emissão de N ₂ O, nitrificação e atividade de enzimas no solo
	Formação do solo	Pedogênese	Bioturbação, seleção de partículas, deposição de coprólitos superficiais, aumento na taxa de formação do solo
	Produtividade primária	Estimulação da atividade de simbioses e microorganismos promotores do crescimento	Estimulação seletiva de simbioses na rizosfera, nos intestinos e nos coprólitos, mudança na atividade de microorganismos promotores do crescimento vegetal
		Produção de moléculas sinalizadoras	Estimulação da produção de moléculas sinalizadoras por microorganismos
		Proteção contra pragas e doenças	Aumento no controle de pragas de forma direta e indireta (melhorando o fitness da planta)
		Produção vegetal	Consumo de partes vivas (fitófagos) ou aumento do vigor/crescimento/produtividade
Conservação da biodiversidade	Manutenção de uma comunidade biodiversa	Alteração do solo como hábitat para fauna, flora e microorganismos	
Regulação	Controle de erosão e enchentes	Regulação de escoamento	Criação de rugosidade e deposição de coprólitos superficiais, que mudam a taxa de escoamento da água e de erosão do solo
		Infiltração e armazenamento de água no solo	Mudança na estrutura do solo, aumentando a porosidade, e bioporos na superfície que aumentam a infiltração
	Regulação do clima	Produção/consumo de gases de efeito estufa (GEE)	Mudança nas taxas de emissão de GEE, especialmente N ₂ O (por desnitrificação) e CO ₂ (por respiração/decomposição)
		Sequestro de C	Formação de agregados estáveis e substâncias húmicas resistentes
	Polinização	Polinização	Insetos com fase edáfica contribuem com polinização
	Dispersão de sementes	Dispersão de sementes	Transporte, consumo e/ou dejeção de sementes com viabilidade e germinação diferenciada
Tratamento de resíduos	Destoxificação e decomposição de resíduos orgânicos	Aceleram a decomposição e estabilização de resíduos orgânicos e absorção/degradação de pesticidas e outros compostos orgânicos; alteração da disponibilidade de metais pesados	
Cultural	Recreação	NA	Alimento para peixes, aves e outros organismos, criação ou coleções como hobby, tema para exposições, arte, literatura, videogames e filmes
	Educação	NA	Instrumento para educação ambiental e para o melhor manejo das terras e culturas agrícolas

Modificado de Lavelle et al., (2006), com dados de Blouin et al. (2013), Decaëns et al. (2006, 2008), Del Toro et al. (2012) e Prather et al. (2013). NA=não se aplica.

Todos os principais tipos de serviços mencionados pelo Millenium Ecosystem Assessment (2005) são afetados pela fauna do solo (VANDEWALLE et al., 2008). Ou seja, a fauna edáfica afeta os serviços de provisão, suporte, regulação e culturais. Porém, os efeitos da fauna são principalmente indiretos, através de serviços de suporte e regulação. Apenas alguns organismos edáficos podem ser aproveitados diretamente pelos seres humanos.

2.1. Uso direto de animais edáficos

Alguns insetos e outros invertebrados podem ser consumidos como alimento humano ou por animais. Dentre esses estão formigas, cupins, grilos, minhocas, moluscos, tarântulas e larvas de besouros (PAOLETTI, 2004; SRIVASTAVA et al., 2009). Apesar de serem desprezados por muitas sociedades “modernas”, principalmente urbanas, esses animais podem ser importantes fontes de nutrientes, proteínas e aminoácidos e são consumidos por diversas culturas tradicionais, especialmente em países tropicais e subtropicais (DEFOLIART, 1997, 1999). Além disso, alguns animais também podem ser usados como isca para pesca ou alimento para peixes (por exemplo, minhocas, enquitreídeos, larvas de insetos), ou como fonte de produtos farmacêuticos ou cosméticos (por exemplo formigas, minhocas, milipéias), a serem explorados na biomedicina ou na medicina popular ou indígena (DOSSEY, 2010; ORTIZ et al., 1999; ZHENJUN, 2003). Entre esses, incluem-se anticoagulantes, anti-histamínicos, antibióticos, antivirais, substâncias afrodisíacas, ou para controle de natalidade.

2.2. Serviços culturais

Vários animais edáficos têm sido usados como instrumentos de educação ambiental, em diversos níveis, tanto para crianças quanto para adultos. Por exemplo, colêmbolos, minhocas e enquitreídeos (entre diversos outros animais edáficos) podem ser usados na avaliação da qualidade do solo (BARTZ et al., 2013; ERNST, 1995; JÄNSCH et al., 2005; PULLEMAN et al., 2012; ROMBKE et al., 2005), ou em exercícios práticos nas escolas, para mostrar a importância dos animais para a estruturação do solo ou para a decomposição da liteira ou resíduos orgânicos (como o lixo orgânico doméstico; APPELHOF et al., 1993; HOFFMAN, 1994; MCLAUGHLIN, 1986). No Brasil, no âmbito educativo, pode-se mencionar o Instituto Biológico de São Paulo, que criou recentemente o projeto “Planeta Inseto”, recebendo visitas agendadas, especialmente de escolas, para um conhecimento maior

sobre os insetos (criação de formigas cortadeiras, bichos-pau, joaninhas, etc.). Exibições permanentes ou itinerantes enfocando o “universo subterrâneo” e a vida no solo em museus na Europa e nos EUA, por exemplo em Osnabruck, Alemanha (OSNABRUCK, 2006) e no Field Museum of Natural History, Chicago (FIELD MUSEUM, 2014), são muito populares e mostram o potencial desse instrumento na conscientização da população sobre o solo e sua fauna nos serviços ambientais. Finalmente, a coleção de insetos (como besouros) ou a criação de alguns invertebrados como formigas, minhocas, grilos, escorpiões e aranhas pode ser considerado um passatempo (“hobby”), e os invertebrados edáficos têm sido amplamente usados como temas para arte (por ex., os egípcios veneravam os escaravelhos e os escorpiões; KEVAN, 1985), artesanato, publicações como livros (especialmente para crianças), sátiras, histórias em quadrinhos (por ex., LARSON, 1998) e até filmes (*Ants*, *Aracnofobia*, *Vida de Inseto*, entre outros) e videogames.

2.3. Tratamento de resíduos e contaminantes

Apesar da degradação de compostos orgânicos ser realizada diretamente (e principalmente) por microorganismos, via processos bioquímicos, a fauna do solo exerce um papel relevante neste processo, devido à sua estreita relação com a microbiota do solo. Por exemplo, é conhecida a capacidade das minhocas em acelerar a degradação aeróbica de contaminantes como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e alguns agrotóxicos via a ingestão de solo, reduzindo sua adsorção e aumentando a biodisponibilidade para os microorganismos responsáveis pelos processos degradativos (ANDREA et al., 2004; EJSACKERS et al., 2001; PAPINI; ANDREA, 2001; SANCHEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014). A capacidade destes organismos em alterar a estrutura, a biomassa e o perfil funcional das comunidades microbianas (SHEEHAN et al., 2008), também pode contribuir para a degradação de diferentes compostos orgânicos quando esta é dependente destes fatores (NATAL DA LUZ et al., 2012; SHUTTLEWORTH; CERNIGLIA 1995; WEISSENFELS et al. 1992). Assim, a introdução de minhocas como ferramentas de biorremediação tem sido testada para incrementar a biodegradação de compostos orgânicos persistentes em sedimentos contaminados e depositados no solo (HICKMAN; REID, 2008).

2.4. Dispersão de sementes

As formigas podem fazer a dispersão tanto primária quanto secundária de sementes (LEAL et al., 2011; RICO-GRAY;

OLIVEIRA, 2007). Cerca de 3.000 espécies de plantas, de mais de 80 famílias em diferentes ecossistemas do mundo têm sementes preparadas para transporte pelas formigas (mirmecocoria), mas estima-se que pelo menos 11.000 espécies de plantas de flor dependam das formigas como dispersoras (LENGYEL et al., 2009). Na Caatinga brasileira esse tipo de dispersão tem um papel relevante, e é mais frequente entre espécies madeireiras de Euphorbiaceae (LEAL et al., 2007). No entanto, certas plantas, apesar de não possuírem elaiossomas (estruturas externas à semente, ricas em nutrientes, que por sua vez são transportadas por formigas), são igualmente dispersadas ou consumidas por formigas granívoras.

Como já citado anteriormente, os besouros coprófagos possuem um importante papel na dispersão secundária de sementes. Eles não se alimentam das sementes, mas as dispersam quando estão enterrando as fezes dos animais e as sementes estão presentes no alimento. A realocação das sementes pode ser tanto vertical quanto horizontal. Existe assim um benefício para a sobrevivência das sementes pela redução da predação e mortalidade, favorecimento do microclima para germinação e emergência e diminuição da aglutinação de sementes e conseqüentemente a competição entre as mudas (NICHOLS et al., 2008). Já a passagem de sementes pelo trato intestinal das minhocas pode afetar sua germinação, viabilidade e crescimento, favorecendo algumas espécies e inibindo outras (EISENHAUER et al., 2009). Sementes enterradas em maiores profundidades (por ex., 10 cm) por insetos e minhocas tenderiam a ter menor germinação e predação que aquelas localizadas em profundidades menores (1-3 cm) ou na superfície (SHEPERD; CHAPMAN, 1998). A dispersão de sementes, realizada por formigas, besouros, minhocas e diversos outros invertebrados edáficos, pode influenciar grandemente a composição da comunidade vegetal em diversos ecossistemas (BEATTIE; HUGHES, 2002; FOREY et al., 2011; RISSING, 1986;), e por isso mesmo este serviço é de extrema importância para a conservação de espécies vegetais.

2.5. Polinização

A polinização é um serviço afetado por apenas alguns representantes da fauna edáfica, principalmente artrópodes como abelhas, moscas, mariposas, borboletas, besouros e formigas, que possuem uma fase do ciclo de vida desenvolvido acima do solo, em proximidade às plantas. Algumas espécies de abelhas como as mamangabas e as abelhas sem ferrão são importantes polinizadoras tanto nos sistemas agrícolas quanto florestais (FREITAS; PEREIRA, 2004). Apesar de restritos a

algumas espécies de plantas, os besouros Scarabaeinae são importantes, e muitas vezes obrigatórios polinizadores de plantas das famílias Araceae e Lowiaceae (NICHOLS et al., 2008). E, no caso de formigas, elas frequentemente visitam flores, mas fazem polinização apenas em algumas espécies de plantas (GARCIA et al., 1995; GÓMEZ; ZAMORA, 1992; PEAKALL et al., 1991; PUTERBAUGH, 1998; RICO-GRAY; OLIVEIRA, 2007).

2.6. Pedogênese

Há mais de 140 anos atrás, no seu último livro, Darwin (1881) evidenciou o papel da bioturbação realizada pela fauna edáfica, nesse caso as minhocas, na pedogênese (formação de horizontes subsuperficiais no solo), e o enterramento ao longo do tempo, de pedras e ruínas arqueológicas (do império romano ou neolíticas) na Inglaterra. Ele foi o primeiro a mostrar que as minhocas podiam influenciar a pedogênese tanto bioquímica quanto biomecanicamente (JOHNSON, 2002). A gênese de latossolos e formação de stone-lines no Brasil, tanto por minhocas, quanto por formigas e cupins foi enfatizada por Miklós (1996), e o transporte de partículas mais finas por esses organismos também pode afetar a textura do horizonte superficial do solo, alterando os teores de areia grossa e argila no perfil do solo (JOUQUET et al., 2011; NOOREN et al., 1995).

A atividade bioturbadora das minhocas ao longo do tempo, pode levar à formação de horizontes tipo "mull", formados de coprólitos (NIELSEN; HOLE, 1964). Na Dakota do Sul (EUA), essa atividade levou à formação de uma classe especial de solo chamada de Vermissolos (um tipo de Mollisol), onde as dejeções de minhocas ocupam quase 1 m do solo superficial (BUNTLEY; PAPENDICK, 1960). Em diversos países como Canadá, Nova Zelândia e EUA, a invasão de minhocas asiáticas e européias vem transformando há décadas os solos de florestas e pastagens, gerando um horizonte A tipo "mull", através da incorporação da liteira superficial (LANGMAID, 1964; STOUT, 1983). Esse fenômeno pode aumentar a produtividade da pastagem (STOCKDILL, 1982), mas também pode afetar negativamente as populações e biodiversidade de outros organismos (plantas, animais e microorganismos) tanto acima quanto dentro do solo (BOHLEN et al., 2004; EISENHAUER et al., 2007; YEATES, 1981). Por outro lado, a fauna edáfica pode ser bastante importante no processo de regeneração de áreas degradadas por mineração, e na formação de solo em outras áreas que precisam ser recuperadas para fins produtivos (BAL, 1982; BUTT, 2008; JOUQUET et al., 2014; PARKER, 1989).

2.7. Produtividade primária

Os invertebrados edáficos podem afetar o crescimento das plantas (produtividade primária) direta e/ou indiretamente, e de forma positiva e/ou negativa. Nesse último caso, o efeito dos invertebrados seria um desserviço ambiental. Os efeitos diretos incluem a fitofagia ou rizofagia, que diminui diretamente a biomassa das plantas. Porém, em baixos níveis de pressão herbívora ou rizófaga, a planta pode responder com crescimento compensatório, aumentando a produção vegetal. Uma lista dos animais fitófagos/rizófagos se encontra na Tabela 1. Os efeitos diretos positivos sobre as plantas pela fauna edáfica são pouco conhecidos e envolvem a liberação de moléculas sinalizadoras (como o ácido indolacético, hormônio promotor do crescimento vegetal), provavelmente induzida principalmente por microorganismos na rizosfera (BLOUIN et al., 2013).

A maioria dos efeitos dos animais do solo sobre as plantas são indiretos, e envolvem mudanças sobre as condições ambientais consideradas importantes para o crescimento das plantas, como: pH, toxidez de alumínio, concentração de nutrientes essenciais para as plantas, nível de pressão de doenças e pragas, competição, atividade de microorganismos promotores do crescimento (incluindo simbioses), aeração e disponibilidade de água na zona de crescimento das raízes, entre outros.

A atividade dos organismos decompositores e mineralizadores modifica a disponibilidade de nutrientes para a planta e os teores de C no solo, que podem afetar tanto a atividade microbiana, quanto a capacidade de troca de cátions e a agregação do solo, fatores também importantes para o crescimento vegetal. Já a ação dos bioturbadores afeta principalmente as condições físicas do solo para as raízes, mas em determinados casos, também a disponibilidade de nutrientes e água, e a atividade de pragas e de microorganismos benéficos e patogênicos (BROWN et al., 2004; LAVELLE et al., 2004). Por exemplo, Blouin et al. (2005), Boyer et al. (1999) e Loranger-Merciris et al. (2012) observaram como as minhocas podiam diminuir os impactos negativos dos nematóides sobre o milho, arroz e a banana, respectivamente. Outros autores observaram diminuição na infestação de doenças fúngicas ou bacterianas e o aumento na colonização por micorrizas ou bactérias fixadoras de nitrogênio, levando ao aumento da produtividade de culturas agrícolas importantes (ver revisão em BROWN et al., 2004). Finalmente, tem-se proposto também que as minhocas podem afetar a expressão gênica das plantas (BLOUIN et al., 2005), afetando sua capacidade de “tolerar” melhor infestação de pragas, melhorando sua “saúde”.

Além dos efeitos sobre a ciclagem de nutrientes (ver a seguir), a atividade de besouros coprófagos pode também auxiliar no bem-estar animal em sistemas de produção agropecuário. Por exemplo, Bergstrom et al. (1976) verificaram redução (24 a 90%) no número de ovos de nematóides parasitas em fezes de ovinos e bovinos, quando besouros coprófagos estavam presentes, e Nichols et al. (2008) relataram diversos exemplos de redução de parasitas e de moscas hematófagas pela atividade coprofágica. No Brasil, o besouro introduzido *Digitonthophagus gazella*, além de besouros nativos, tem causado redução significativa na população da mosca-dos-chifres, *Haematobia irritans* (BIANCHINI et al., 1992; HORNER; GOMES, 1990). Os besouros coprófagos podem enterrar até 12 ton de fezes por ano, que são depositadas no solo por um único bovino.

2.8. Ciclagem de nutrientes e regulação do clima

Os animais detritívoros e geófagos, e os necrófagos, coprófagos e predadores (Tabela 1) são importantes na decomposição da matéria orgânica e animais vivos e mortos. Ao ingerirem ou fragmentarem a serapilheira, aumentam a superfície para ação microbiana decompositora, acelerando sua decomposição. Além disso, a incorporação desses resíduos no solo e/ou nas fezes de invertebrados também acelera os processos de decomposição. Os organismos geófagos afetam as taxas de decomposição da matéria orgânica dentro do perfil do solo. Todas essas ações contribuem para a mineralização e ciclagem de nutrientes importantes para a vida de outros organismos no solo, tanto animais, quanto plantas (raízes) e microorganismos. A disponibilidade de N, P, Ca, Mg e vários outros nutrientes importantes para as plantas pode ser grandemente afetada pela fauna do solo, alterando a taxa de absorção dos mesmos pelas raízes e o crescimento das plantas (LAVELLE et al., 1992).

A ação de bactérias tanto no trato intestinal quanto nas dejeções de invertebrados pode aumentar a emissão de GEE, como o CO₂, CH₄ e N₂O (BRÜMMER et al., 2009; DEPKAT-JACOB et al., 2012, 2013; DRAKE; HORN, 2007; LUBBERS et al., 2013; NGUGI et al., 2011). Os tratos intestinais e a zona interna das dejeções são anaeróbicas ou micro-aerofílicas e possuem altas concentrações de C, N e atividade microbiana, condições ideais para a emissão de N₂O e CH₄. Porém, em contrapartida, a estabilização de coprólitos ou a produção de ninhos compactos pode reduzir essa atividade microbiana e levar, em curto prazo

(alguns meses ou anos), ao sequestro de C e N, reduzindo as emissões de GEE (BROWN et al., 2000; FONTE; SIX, 2010; ZHANG et al., 2013).

2.9. Outros serviços de regulação e suporte: regulação da erosão, do escoamento da água e sua disponibilidade no solo

A ação bioturbadora de animais que movimentam o solo ou ingerem partículas de solo produzindo estruturas biogênicas, pode afetar profundamente a estrutura e arquitetura do solo, influenciando as taxas de escoamento e infiltração de água e a capacidade de armazenar água no perfil edáfico. Diversos estudos têm mostrado o impacto positivo da bioturbação na taxa de infiltração de água no solo, realizada por cupins (LEONARD; RAJOT, 2001; MANDO; MIEDEMA, 1997), formigas (LOBRY DE BRUYN; CONACHER, 1994) e minhocas (EHLERS, 1975; VAN SCHAIK et al., 2014). Os macroporos abertos na superfície funcionam como “ralos de escoamento” para a água das chuvas (VAN SCHAIK et al., 2014), para aumentar a porosidade do solo, e como vias preferenciais de crescimento das raízes (BROWN et al., 2004). Em sistemas agrícolas, a incorporação de pastagens na rotação favorece o aparecimento de invertebrados formadores de macroporos que promovem a infiltração de água do solo, reduzindo o escoamento superficial (COLLOF et al., 2010). Além disso, os dejetos estáveis deixados na superfície do solo aumentam a rugosidade, quebram a tensão superficial e

reduzem o encrostamento e o escoamento de água. Apesar disso, em alguns casos, na ausência de cobertura vegetal e com pluviosidade extrema, os dejetos ou as partículas de solo deixadas na superfície por estes organismos podem escorrer mais facilmente (CERDÁ; JURGENSEN, 2008; VAN HOOFF, 1983). Contudo, de forma geral, a bioturbação do solo por parte dos engenheiros edáficos pode ser considerada mais benéfica do que prejudicial ao solo (LAVELLE et al., 1997), exceto em casos quando a espécie engenheira é uma invasora no ecossistema (BOHLEN et al., 2004).

2.10. Conservação da biodiversidade

Na Figura 1 observa-se como as atividades físicas da fauna, incluindo a bioturbação e a desintegração da serapilheira e mistura da matéria orgânica do solo podem afetar as propriedades e processos no solo, e alguns dos serviços ambientais. Essas ações da fauna edáfica podem afetar profundamente as características do solo como hábitat para outros animais, plantas e microorganismos. Esse é o caso, especialmente, para os engenheiros do ecossistema, que contribuem para uma regulação da biodiversidade nos ecossistemas, em escalas que vão desde os órgãos internos do próprio animal (por ex., a vida de organismos simbióticos ou parasitas obrigatórios de invertebrados), até o ecossistema (JOUQUET et al., 2007), como por exemplo a formação de ilhas de vegetação arbórea em áreas alagadas (especialmente por cupins; DANGERFIELD et al., 1998).



Figura 1. Relação entre as atividades da fauna do solo, as características e processos edáficos importantes para a geração de serviços ambientais.

Porém a ação efetiva da fauna do solo nesses processos ecossistêmicos varia muito, dependendo de sua abundância, da composição da comunidade (especialmente em termos de diversidade funcional; DE BELLO et al., 2010) e de fatores ambientais, como o tipo de ecossistema, clima e solo onde vivem. A abundância de determinados grupos da fauna pode alcançar vários milhões de indivíduos m^{-2} para a microfauna, dezenas de milhares de indivíduos m^{-2} para a mesofauna e centenas a milhares de indivíduos m^{-2} para a macrofauna. A biomassa pode perfazer várias $ton\ ha^{-1}$ (BROWN et al., 2001a), muitas vezes superando a biomassa da fauna que se encontra acima do solo. Esse é o caso, frequentemente, para os engenheiros do ecossistema como as minhocas, formigas e cupins, muito comuns na região tropical e com efeitos importantes sobre os processos edáficos (JOUQUET et al., 2011; LAVELLE; SPAIN, 2001).

Numa perspectiva meramente agrônômica, algumas das funções moduladas pela fauna do solo podem ser substituídas por agroquímicos (agrotóxicos, fertilizantes) e uso de energia (preparo do solo). Contudo, a biota do solo merece um tratamento diferenciado, sendo atualmente um dos pilares na busca de uma agricultura mais ecológica,

visando a sustentabilidade. Desta forma, ela deve ser uma aliada do sistema produtivo.

Como exemplificado na Figura 2, é possível uma análise sobre as relações entre o uso do solo e a atividade e biodiversidade da fauna edáfica de diversas formas, gerando as seguintes perguntas:

Quais são as principais ações da fauna edáfica nos ecossistemas terrestres e quais grupos são responsáveis por essas atividades?

Como a mudança no uso do solo e a adoção de práticas específicas de manejo afeta a fauna edáfica?

Como essas ações afetam os serviços ambientais?

Como esses serviços podem ser valorados?

Nessa seção, mostrou-se como a fauna edáfica afeta os serviços ambientais (pergunta 1). Nas seções seguintes, pretende-se responder às demais perguntas (2 a 4), abordando como o manejo e o uso do solo afetam as populações da fauna edáfica, e como medir a contribuição da fauna edáfica a esses serviços e seu valor econômico. Posteriormente, conclui-se o tema com alguns desafios para o futuro, com o intuito de se aprimorar a adoção de práticas que conservem a fauna edáfica, visando aproveitar melhor os serviços que elas providenciam aos ecossistemas terrestres.

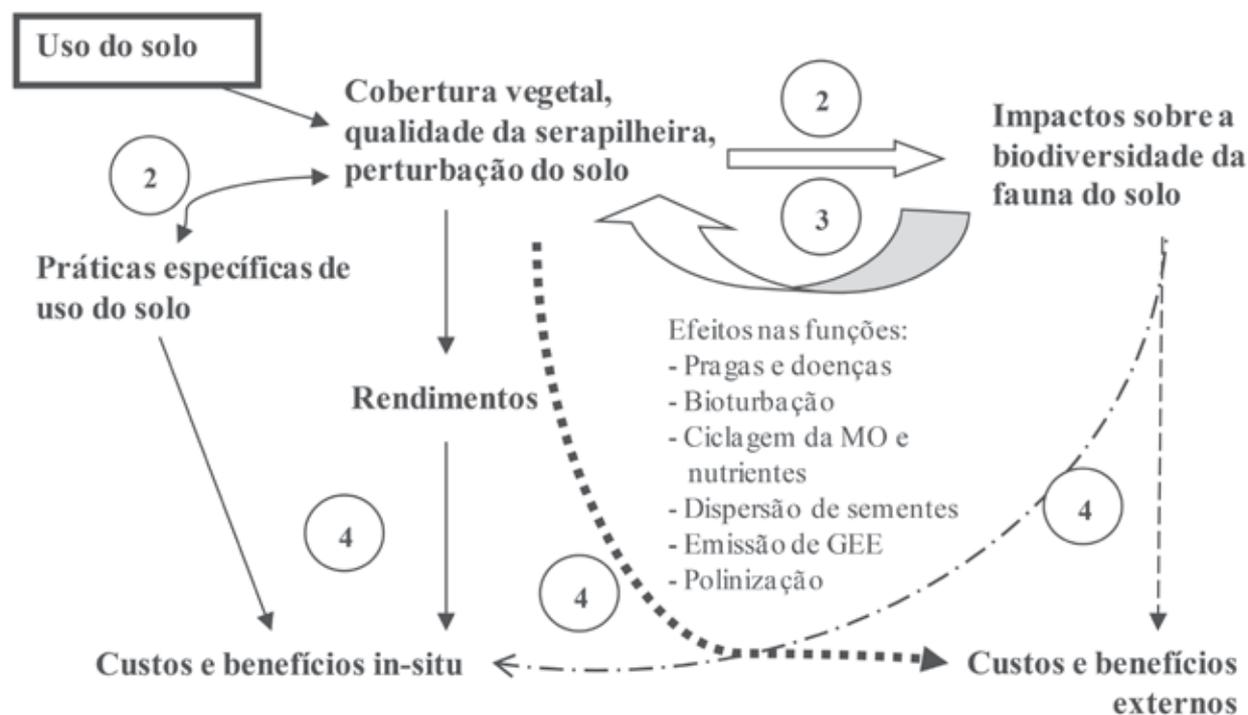


Figura 2. Representação esquemática da relação entre o manejo do solo e as mudanças no uso da terra, a biodiversidade no solo, e os serviços ambientais modulados pela fauna edáfica (modificado de SUSILO et al., 2004). Os números nas figuras referem-se às questões científicas (2-4) assinaladas no texto.

3. O manejo e uso do solo e as populações da fauna edáfica

A abundância e a diversidade da meso e macrofauna do solo dos ecossistemas naturais e dos agroecossistemas pode ser afetada por vários fatores edáficos (tipo de solo, minerais predominantes, temperatura, pH, matéria orgânica, umidade, textura e estrutura), vegetais (tipo de vegetação e cobertura), históricos do uso da terra (especialmente humana, mas também geológica), topográficos (posição fisiográfica, inclinação) e climáticos (precipitação pluviométrica, temperatura, vento e umidade relativa do ar). Assim, intervenções antrópicas que afetam esses fatores, tanto em sistemas naturais quanto em agrícolas, podem afetar a dinâmica das comunidades edáficas e, por consequência, as funções ecológicas nas quais estão envolvidos (BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

Em escalas maiores (paisagem), a fauna do solo é afetada pelo clima e sua interação com o tipo de solo e vegetação que esse clima pode sustentar, enquanto em escalas menores (propriedade), a fauna edáfica é afetada pelo sistema de uso e manejo do solo, especialmente o tipo de cobertura vegetal (BROWN et al., 2006). Existe um forte elo entre a biodiversidade acima e abaixo do solo, especialmente porque as plantas e sua diversidade determinam o funcionamento do ecossistema edáfico via fatores como (VAN NOORDWIJK; SWIFT, 1999):

Qualidade da liteira, quantidade e tempo da deposição, que serve como fonte de energia para a biota edáfica;

Balanço hídrico edáfico e microclima na superfície do solo, através do controle da taxa de evapotranspiração (pela cobertura vegetal, tipo de vegetação e serapilheira);

Atividade das raízes que modulam a rizosfera, e quantidade e qualidade da exudação de carbono orgânico e de material estrutural para decomposição. Os exudados das raízes afetam mais a microfauna na rizosfera, enquanto o material mais estrutural serve como alimento para os detritívoros, que fragmentam o material, tornando-o mais acessível à ação microbiana.

Os ecossistemas exercem funções determinantes na composição das comunidades da fauna do solo e, conseqüentemente, na sua capacidade de afetar as propriedades e processos edáficos. O manejo do solo e mudanças no uso da terra, como a urbanização e a conversão de florestas tropicais em lavouras para a

agricultura itinerante ou para pastagens, provocam sérios impactos sobre a biodiversidade, tanto acima quanto abaixo do solo, apesar das mudanças na biota edáfica serem mais lentas e de mais difícil detecção (SUSILO et al., 2004). Não obstante, como muitos organismos edáficos possuem alto endemismo e dispersão limitada, a recolonização da biota edáfica pode ser também mais lenta, dificultando o processo de recomposição da mesma.

Trabalhos recentes na Amazônia central têm demonstrado a importância de se manter a diversidade da macrofauna do solo para que o solo tenha boa estrutura e fertilidade, já que mesmo grupos importantes da macrofauna, como as minhocas, quando não estão associados a vários outros organismos no solo, podem causar problemas à estrutura e funcionamento do solo, inclusive compactação superficial e impedimento na circulação de ar e água (BARROS et al., 2001, 2004; CHAUVEL et al., 1999). Em sistemas de cultivo com diferentes graus de diversificação de espécies cultivadas, os sistemas com maior número de árvores consorciadas (como alguns sistemas agroflorestais) também têm maior diversidade e quantidade de organismos da macrofauna (e, provavelmente, de outros grupos da biota do solo) (BARROS et al., 2008). Assim, a manutenção da diversidade de plantas nos ecossistemas e, conseqüentemente, da biota do solo diversificada, junto com uma permanente cobertura da superfície do solo, são essenciais para manter o solo potencialmente ativo e dinâmico (“vivo”), resultando em produção qualitativa mais sustentável.

Por serem sensíveis e reagirem às mudanças induzidas por atividades antrópicas e naturais ao solo e sua cobertura vegetal, as populações e a diversidade da fauna do solo podem ser usadas como bioindicadores do uso do solo ou da sua fertilidade, dando uma noção do seu estado atual e de mudanças induzidas por forças internas e externas (bióticas e abióticas) através do tempo (BROWN JUNIOR, 1997a, 1997b; PAOLETTI, 1999). Essas mudanças afetam a distribuição da fauna do solo de acordo com a disponibilidade de recurso alimentar, alterando assim as interações ecológicas intra e interespecíficas. Geralmente, as espécies mais sensíveis a alterações no meio ambiente (por exemplo, espécies epigeicas, que vivem na serapilheira), podem desaparecer



com o desmatamento (BROWN JUNIOR, 1997b), ou com maior perturbação ao solo (uso de arado, agrotóxicos; Figura 3).

Já as práticas conservacionistas, como o uso de adubos verdes, plantio direto, e sistemas agroflorestais, por exemplo, podem afetar positivamente as populações da fauna do solo (Figura 3). Em geral, as populações de minhocas e colêmbolos aumentam no sistema de plantio direto, com a ausência de preparo do solo e a presença de cobertura verde, matéria orgânica em decomposição e sistema radicular densamente distribuído (BROWN et al., 2003; HOUSE; PARMELEE, 1985).

O uso da fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo é um fenômeno recente, tendo sido adotado no monitoramento da qualidade do solo em vários países Europeus apenas a partir do início do século XXI (PULLEMAN et al., 2012). Várias características de alguns grupos da fauna favorecem seu uso como indicadores, destacando-se: diversidade conveniente (número de espécies manejável e não alto demais), ciclo de vida curto, “sedentarismo” (não migratório), distribuição ampla do grupo (em muitos habitats) mas com fidelidade de habitat para táxons, resposta à perturbação, abundante no solo ou serapilheira, facilidade na amostragem, triagem e identificação, e relação entre as populações e as características ambientais e propriedades/processos físicos, químicos e biológicos do solo e, frequentemente, à produtividade (FREITAS et al., 2006; PAOLETTI, 1999). Portanto, a abundância, biomassa, os grupos funcionais e a biodiversidade de vários invertebrados edáficos podem ser usados como indicadores para monitorar mudanças quantitativas e qualitativas nos ambientes afetados pelo uso do solo (LAVELLE et al., 1994; PAOLETTI, 1999).

Dentre os principais grupos de macroinvertebrados edáficos, as minhocas têm recebido bastante atenção e são frequentemente usadas como bioindicadoras da qualidade do solo. Contudo, Doube e Schmidt (1997) consideram que a abundância e/ou composição específica das minhocas nem sempre indicam a saúde do solo. Por outro lado, o número de espécies nativas ou exóticas pode ser um indicador válido do nível de perturbação de um determinado ecossistema: quanto maior o número de espécies nativas e menor o de exóticas, menor é o nível de distúrbio (HUERTA et al., 2005). Esse mesmo fenômeno também se aplica aos cupins (LAWTON et al., 1998) e a vários outros animais edáficos, apesar de ainda não haver

uma síntese publicada sobre o tema, incluindo uma ampla gama da fauna invertebrada do solo. As minhocas também apresentam outras características interessantes para uso como bioindicadoras: 1) acumulam metais pesados no tecido e são sensíveis a muitos agrotóxicos e por isso são usadas em ensaios ecotoxicológicos padronizados pela ISO e ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014); 2) sua atividade está intimamente ligada a características físicas do solo, e elas também favorecem a estruturação do mesmo; 3) contribuem para a fertilidade do solo através de sua participação na decomposição e mineralização de nutrientes; 4) são reconhecidas pelos agricultores como indicadoras de “terra boa” (BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).



Figura 3. Esquema diagramático ilustrando como o manejo antrópico em nível local (por exemplo, uma propriedade agrícola ou uma parcela/talhão) afeta as populações e diversidade de meso e macrofauna no solo. A posição das práticas no eixo vertical representa sua contribuição relativa (importância hipotética) ao aumento ou à diminuição nas populações e diversidade da fauna (modificado de BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

Contudo, há diversos problemas relacionados ao uso da fauna como bioindicadora da qualidade do solo (PAOLETTI, 1999). A distribuição da fauna do solo é frequentemente agregada (não uniforme) e a amostragem da mesma envolve

muitos métodos diferentes, frequentemente específicos para cada grupo (BIGNELL, 2009). Portanto, o número e tamanho das amostras devem ser determinados pelo conhecimento da ecologia do organismo em questão e da heterogeneidade da distribuição espacial dentro do hábitat estudado. Por isso, os métodos tendem a ser específicos para grupos ou organismos particulares, pré-definidos para avaliação. Insetos sociais como as formigas e os cupins possuem distribuição agregada e podem forragear a grandes distâncias de seus ninhos (WOOD, 1988), enquanto animais menores, especialmente os não alados, possuem distribuição mais restrita (GILLER et al., 1997).

4. Avaliando a contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais

A intrínseca dificuldade de se trabalhar com uma fauna altamente diversificada, críptica e pouco visível (pois habita o solo e a serapilheira), tem dificultado estimativas de sua biodiversidade e abundância, e a avaliação de sua importância funcional. Além disso, as relações entre a biodiversidade e a abundância total dos grupos da fauna com a funcionalidade do ecossistema não são sempre diretas. Obviamente, a abundância de alguns grupos chave como pragas pode refletir diretamente no serviço de produção de alimentos, mas na maior parte dos casos, as relações entre os serviços e a fauna são indiretas, e de complexa mensuração. Portanto, a resposta ao “e daí” da pergunta sobre a importância da fauna do solo para os serviços ambientais, continua sendo um grande desafio para os ecologistas do solo (BARRIOS, 2007; LAVELLE, 2000).

Então, como medir a importância desses animais para o funcionamento do ecossistema e como as mudanças nos ecossistemas poderiam alterar essas contribuições? Existem mecanismos ou métodos padronizados ou amplamente utilizados que podem facilitar essas medições? A resposta a essas perguntas não é simples e depende do serviço ecossistêmico a ser avaliado. Normalmente, a avaliação do impacto da fauna sobre os serviços é realizada usando indicadores da atividade da fauna, ainda que em alguns casos (por exemplo, para uso direto), a avaliação pode ser direta (Tabela 3). A seguir, são destacados dois processos ecossistêmicos influenciados pela fauna do solo (bioturbação e decomposição), como eles podem ser avaliados, e como eles se relacionam, indiretamente, com os serviços ambientais.

A bioturbação afeta uma ampla gama de processos ecossistêmicos, incluindo: pedogênese (formação de camadas edáficas), escoamento da água na superfície do solo, arquitetura do solo e sua estruturação em poros e agregados, e capacidade do solo de armazenar água. Para avaliar a contribuição da fauna a esses processos, deve-se medir a proporção de agregados biológicos no solo (VELÁSQUEZ et al., 2007a, 2007b, 2012), a quantidade de dejetos ou ninhos na superfície ou dentro do solo, a estabilidade desses agregados/estruturas biológicas, a porosidade do solo e a quantidade de bioporos, que podem ser evidenciados usando o perfil cultural (SILVA et al., 2011; TAVARES-FILHO et al., 1999) ou outros métodos de mais fácil aplicação (por ex., o “Visual Soil Assessment” ou VSA e o “Visual Evaluation of Soil Structure” ou VSA e o “Visual Evaluation of Soil Structure” ou VESS; GUIMARÃES et al., 2011; SHEPHERD et al., 2009), a infiltração da água no solo, a capacidade de armazenamento de água no solo e a condutividade hidráulica (Tabela 3). Esses processos podem ser usados como indicadores de serviços ambientais como a manutenção da estabilidade do solo e alteração do ciclo hidrológico no solo.

A importância dos animais do solo na decomposição da matéria orgânica (detritívoria) tem sido avaliada em muitos experimentos ao redor do mundo, desde o início do IBP (International Biological Programme) da UNESCO, nos anos 1960 e 1970. Usando *litter-bags* de nylon com diferentes tamanhos de malha (Figura 4), pode-se estimar a contribuição da micro, meso e macrofauna do solo no desaparecimento (perda de biomassa) da serapilheira, indicando indiretamente sua contribuição à decomposição (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2006). A importância dos besouros rola-bosta e de outros organismos detritívoros e predadores pode ser avaliada usando-se armadilhas de queda com iscas de atração (com fezes, atum, etc.). Este é um método indireto, que avalia a atratividade e qualifica a população dos invertebrados atraídos, mas existem também métodos de quantificação de perda de iscas, que podem ser posicionadas na superfície ou dentro do solo como os *litter-bags*, para avaliar a importância desses animais para a decomposição de restos orgânicos. Finalmente, os *bait-lamina* (Figura 5) avaliam a atividade alimentar de organismos eu-edáficos (endogêicos) através de pequenos palitos de plástico com orifícios preenchidos com isca e inseridos no solo. O consumo dessa isca permite avaliar a intensidade e a distribuição vertical da

atividade alimentar de invertebrados edáficos e, em menor escala, a atividade microbiana (KRATZ, 1998; RÖMBKE, 2014). Este método é recomendado para avaliar a função habitat do solo (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR

STANDARDIZATION, 2014), mas de forma indireta, a contribuição da biota do solo sobre a decomposição e, conseqüentemente, a ciclagem de nutrientes, também pode ser medida.



Foto: George Gardner Brown

Figura 4. Três classes de *litter-bags* com diferentes tamanhos de abertura de malha, na superfície do solo após a colheita do trigo sob sistema de plantio direto, na Embrapa Soja em Londrina, PR, em outubro de 2005.

Dois trabalhos recentes na Amazônia brasileira e colombiana (GRIMALDI et al., 2010, 2014) e nos *Llanos* colombianos (LAVELLE et al., 2014) avaliaram a relação entre a presença e atividade da fauna edáfica e alguns serviços ambientais como: produtividade agrícola, regulação do clima (via sequestro de C e emissão de GEE), funções hidrológicas do solo (via infiltração de água), estabilidade do solo (via macro-agregação), potencial de provisão de nutrientes para as plantas (via avaliação da qualidade química do solo) e conservação da biodiversidade. Os serviços ambientais foram medidos usando indicadores da provisão dos serviços (Tabela 3) e foram correlacionados com a macrofauna do solo através de análises multivariadas, incluindo análise de coinerchia e

redundância. Essas análises comparam matrizes de dados de diferentes classes (por exemplo, dados socioeconômicos, físico-químicos do solo, ambientais abióticos e da macrofauna edáfica), buscando correlações significativas. Eles encontraram relação significativa entre a macrofauna do solo (qualidade biológica) e a qualidade química e física do solo, a produtividade agrícola/primária, o C no solo e na vegetação, a conservação da biodiversidade e a condição socioeconômica dos proprietários das terras. Apesar de ser um método indireto (correlação, não causalidade), os métodos são robustos e dão uma boa noção da relação de causa-efeito, especialmente nos casos em que se sabe de antemão o tipo de relação existente entre os parâmetros medidos.



Foto: Cintia Carla Niva

Figura 5. À esquerda, *Bait-lamina* prontos para serem inseridos no solo (preenchidos com isca), e à direita, aspecto das lâminas instaladas no campo (Embrapa Cerrados, Planaltina, DF).

5. Valoração econômica dos serviços ambientais da fauna edáfica

A avaliação econômica do impacto da fauna sobre os serviços ambientais esbarra em frequentes entraves, tanto de ordem metodológica quanto de ordem prática, já que muitos dos parâmetros ou indicadores que podem ser medidos não estão diretamente correlacionados com serviços ambientais, ou suas medidas estão em proporções ou unidades métricas diferenciadas. Além disso, a mensuração depende de atribuições de valor frequentemente subjetivas, que precisam ser transformadas em um valor econômico. A disposição de pagar por serviços ou benefícios oriundos da atividade da fauna edáfica pode ser calculada apenas em casos excepcionais, onde o animal em questão, ou o serviço em questão possui um impacto econômico direto para o beneficiário (Tabela 3). No caso de pragas urbanas ou

agrícolas e florestais, pode-se facilmente calcular a disposição a pagar por um programa ou pacote de tecnologias de manejo integrado de pragas (MIP) envolvendo um agente de controle biológico, por exemplo.

Contudo, para a maioria dos casos, a relação da presença ou atividade da fauna está associada a processos ecossistêmicos (por exemplo, decomposição e bioturbação) que afetam os serviços de suporte, de regulação ou culturais. Nesses casos, a importância econômica precisa ser avaliada estimando-se a contribuição dos animais aos processos, e o potencial impacto econômico que a eliminação desses animais teria no processo ecossistêmico e no serviço ambiental associado. Por exemplo, o impacto da macro e da mesofauna para a decomposição, estimada por *litter-bags*, pode dar uma noção do valor econômico desses animais, considerando os nutrientes liberados pela liteira ao solo,

especialmente N e P, que são de importância primordial para a agricultura. De igual maneira, o desaparecimento das iscas nos *bait-lamina* servem como medida da contribuição da biota do solo ao processo de decomposição dentro do solo. Assim, o valor de substituição, considerando o custo economizado com a diminuição na adubação com fertilizantes nitrogenados e fosfatados, num agroecossistema com uma população dada de macro e mesofauna poderia

ser estimada, em unidades monetárias por hectare, para uma determinada cultura agrícola. Outra forma de calcular a contribuição da biota edáfica à decomposição, é pelo custo de tratamento de resíduos orgânicos como o lixo orgânico domiciliar e agroindustrial e restos de culturas agrícolas e esterco animais (Tabela 3). O custo do processamento desses resíduos foi avaliado por Pimentel et al. (1997) em 760 bilhões de USD ano⁻¹, em escala mundial.

Tabela 3. Os principais indicadores e processos ecossistêmicos a serem medidos para avaliar o potencial valor econômico da contribuição da fauna do solo aos serviços ambientais (veja Tabela 2), e o valor econômico estimado para alguns serviços por Pimentel et al. (1997).

Serviço ecossistêmico	Processo ecossistêmico ou parâmetro a ser medido	Método de cálculo do valor ¹	Valor econômico estimado (10 ⁹ US\$ ano ⁻¹) ²
Água disponível	Proporção e arranjo das estruturas biogênicas, capacidade de campo	Indireto: Custo de reposição de água	?
Alimento	Uso por comunidades indígenas/locais ou para alimentação animal	Direto: Custo de aquisição no mercado	<<180
Produtos farmacêuticos	Isolamento e caracterização química das moléculas, uso em medicina popular ou industrial	Direto: Custo de aquisição de produto similar no mercado	?
Ciclagem de nutrientes	Decomposição em litter-bags e usando bait-lamina	Indireto: Custo de reposição para nutrientes	760
	Atividade enzimática, emissão de N ₂ O/desnitrificação/nitrificação, frações de matéria orgânica nos agregados	Indireto: Custo de reposição para nutrientes	?
Formação do solo	Produção de dejeções superficiais, arquitetura do solo, datação do solo, NIRS de dejeções	Indireto: Custo de reposição do solo	25
Produtividade primária	DNA dos coprólitos, taxa de colonização das raízes	Indireto: Custo evitado para inoculação	?
	Bioensaios com estruturas biogênicas	Custo evitado e/ou de reposição	?
	Avaliação do "vigor" ou "saúde" das plantas associadas à maior presença/manchas de fauna	Indireto: Custo evitado para controle de pragas	160
	Fitofagia, biomassa vegetal associada à maior presença/manchas de fauna	Indireto: Custo evitado para controle de pragas	?

Tabela 3. Continuação.

Serviço ecossistêmico	Processo ecossistêmico ou parâmetro a ser medido	Método de cálculo do valor ¹	Valor econômico estimado (10 ⁹ US\$ ano ⁻¹) ²
Conservação da biodiversidade	Efeitos sobre a arquitetura do solo e a dinâmica da matéria orgânica no ecossistema	Indireto: Custo de reposição e disposição de pagar para conservação	?
Controle de erosão e enchentes	Produção de estruturas biogênicas superficiais	Indireto: Custo de reposição do solo, custo evitado em enchentes	?
	Morfologia do solo (proporção de agregados/poros biológicos), capacidade de campo, taxa de infiltração, condutividade hidráulica	Indireto: Custo evitado em enchentes ou para irrigação	?
Regulação do clima	Emissão de GEE das dejeções, ninhos, de áreas com maior presença/manchas de fauna	Indireto: Custo de reposição de N	?
	C presente nas estruturas/agregados biogênicos, NIRS de dejeções	Indireto: Valor de aquisição de C no mercado	?
Polinização	Determinação dos insetos e sua presença/atividade em plantas dependentes da polinização	Indireto: Custo evitado	<<200
Dispersão de sementes	Sementes associadas a estruturas biogênicas e domínios funcionais no solo	Indireto: Custo evitado	?
Tratamento de resíduos	Avaliação de resíduos dos contaminantes no solo, avaliação da atividade microbiana e perfil funcional estimulados pela meso e macrofauna	Indireto: Custo evitado na limpeza da contaminação	121
Recreação	Uso como isca para pesca, para fotografia ou coleções	Direto: Custo de aquisição no mercado; Indireto: Disposição de pagar	>29
Educação	Uso em programas de educação ambiental e de MIP, uso como bioindicadores da qualidade do solo	Direto: Custo no mercado; Indireto: Disposição de pagar	?

¹ Baseado parcialmente em Huguenin et al. (2006)

² O valor calculado por Pimentel et al. (1997) considera toda a biota do solo (incluindo microbiota), não somente a fauna edáfica.

A bioremediação de solos e o tratamento de contaminantes é feito principalmente por microorganismos. Contudo, a fauna edáfica pode contribuir indiretamente, estimulando a atividade detoxificação microbiana. A contribuição da biota edáfica a esse processo foi estimada, mundialmente, em USD \$121 bilhões ano⁻¹ por Pimentel et al. (1997) (Tabela 3). Já o valor do controle biológico, estimado pela contribuição de inimigos naturais ao controle de pragas em lavouras e florestas

mundialmente, alcançou 160 bilhões de USD ano⁻¹, e o valor da polinização, realizada principalmente por insetos, aves e morcegos, foi estimado em 200 bilhões de USD ano⁻¹ em nível mundial (Tabela 3). É provável que a contribuição da fauna do solo a esse serviço seja bem menor, pois apenas alguns representantes contribuem com a polinização.

O custo de erosão do solo afetado (positiva ou negativamente) pela atividade da fauna pode ser calculado

pelo custo de reposição do solo e dos nutrientes presentes no mesmo a uma área (PIMENTEL et al., 1995). No caso da biota do solo, a contribuição pode ser indiretamente valorada calculando sua contribuição à pedogênese, ou seja formação de solo *in-loco*. Portanto, Pimentel et al. (1997) estimaram a contribuição da biota do solo à formação do solo em áreas agrícolas em 25 bilhões de US dólares ano⁻¹ em escala mundial (Tabela 3). Contudo, esse valor refere-se apenas à formação em solos agrícolas, e não inclui o valor para outros fins como, por exemplo, a formação do solo em outros ecossistemas e a importância do enterramento e conservação de restos arqueológicos pela bioturbação. Outro estudo, na Nova Zelândia, calculou a contribuição das minhocas para a pedogênese em áreas agrícolas no valor de USD\$ 0,60 a 11,60 ha⁻¹ ano⁻¹, considerando taxas de formação de solo de 1.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ por uma população de minhocas pesando 1.000 kg ha⁻¹ (SANDHU et al., 2010).

Os benefícios diretos do uso da biota do solo na etnofarmacologia e para o desenvolvimento de novos produtos farmacêuticos não foram estimados por Pimentel et al. (1997), mas sabe-se que vários produtos usados em medicamentos possuem origem na fauna do solo. Essa área precisa ser melhor explorada e sua contribuição econômica quantificada. Já o uso direto de produtos extraídos da natureza como fonte de alimento (inclui plantas e animais) foi estimada em USD 180 bilhões ano⁻¹, mundialmente (Tabela 3), enquanto a pesca recreativa nos EUA (uma boa parte das iscas para pesca são animais edáficos) movimenta um mercado de aproximadamente 26 USD bilhões ano⁻¹ (PIMENTEL et al., 1997).

Infelizmente, não há casos de estudo contemplando uma ampla gama de serviços ambientais, e ainda há vários gargalos a serem sobrepostos na avaliação econômica dos serviços ambientais da fauna edáfica. Por isso, a maior parte dos serviços apresentados Tabela 3 continua sem estimativa de valoração. Para tal, é preciso produzir dados que associem os processos ecossistêmicos com os serviços, e a contribuição da fauna a esses processos. Além disso, no caso de áreas produtivas (agrícolas e florestais), é preciso obter dados da produtividade e dos ganhos e custos envolvidos na produção, e o valor de mercado dos insumos (por exemplo, agrotóxicos, fertilizantes, combustível), comodidades e alguns recursos naturais (por exemplo, 1 ton de solo, 1 L de água) envolvidos no processo. Finalmente, é importante lembrar que alguns dos serviços

são de mensuração ou valoração extremamente difícil. Esse é o caso, especialmente, para os serviços culturais (recreação, educação), os de uso direto, que envolvem aspectos culturais e tradições humanas, e os serviços de valor existencial ou estratégico, como a conservação da biodiversidade, que normalmente envolvem disposição a pagar.

6. Considerações finais

O estudo da meso e macrofauna do solo é ainda incipiente no Brasil. Alguns grupos ou algumas espécies economicamente mais importantes (como pragas agrícolas ou florestais) possuem estudos de taxonomia, biologia e comportamentos mais elucidados. Porém, a maioria dos invertebrados edáficos continua pouco estudada, especialmente pelo reduzido número de taxonomistas atuantes neste grupo, no Brasil.

Pode-se avançar no conhecimento deste componente essencial dos solos estudando a composição de organismos ao nível de grandes grupos taxonômicos, ou os processos ecológicos afetados pela fauna (decomposição, ciclagem de nutrientes, agregação), o que amplia as possibilidades de sua utilização como indicadores da qualidade ambiental (BARRIOS, 2007). Contudo, independente da abordagem de estudo desta comunidade, é importante consultar taxonomistas para identificar os animais em questão, validando as informações biológicas, comportamentais e ecológicas, dentre outras.

Existe uma ampla literatura disponível sobre os impactos das mudanças no uso do solo e do manejo do solo nas populações da fauna edáfica. Sabe-se que as práticas que reduzem as perturbações físicas, bem como priorizam a manutenção de cobertura vegetal constante e a entrada de materiais orgânicos diversificados de forma mais contínua, são as mais benéficas para as referidas populações, tendo o substrato solo como sua moradia e local de alimentação. Entre essas práticas está a adoção de sistemas integrados de produção que incluem pastagens, árvores e lavouras, a adoção do sistema de plantio direto com rotação de culturas, sistemas orgânicos de produção e sistemas agroflorestais (BALBINO et al., 2011; CORDEIRO et al., 2004; DERPSCH et al., 2010; SILVA et al., 2006).

Conhecer as comunidades da fauna edáfica é um requisito essencial na busca por um adequado e sustentável manejo do solo que, além de conservar a biodiversidade, também possibilita ações importantes desses organismos no ecossistema. Sabendo-se que cada organismo pode ter uma influência distinta sobre os processos edáficos e a

produtividade vegetal, sua abundância ou biomassa pode alcançar patamares importantes, tanto positivos quanto negativos (BROWN et al., 2001a). O Brasil possui a maior biodiversidade do planeta (LEWINSOHN; PRADO, 2005a), e a fauna do solo é um importante componente dessa diversidade. Apesar de estarem, na sua maioria, ocultos (“invisíveis”), pelo fato de se localizarem dentro do solo ou da serapilheira, este grupo gera importantes serviços ambientais, que são, infelizmente, pouco reconhecidos e valorizados. Cabe a nós, cientistas do solo, a missão de aperfeiçoar as formas efetivas e comparáveis de se avaliar e quantificar esses serviços (preferivelmente *in situ*) e difundir esse (re)conhecimento para subsidiar o manejo sustentável dos ecossistemas terrestres, em prol da atual e futuras gerações.

Referências

- ABRANTES, E. A.; BELLINI, B. C.; BERNARDO, A. N.; FERNANDES, L. H.; MENDONÇA, M. C.; OLIVEIRA, E. P.; QUEIROZ, G. C.; SAUTTER, K. D.; SILVEIRA, T. C.; ZEPPELINI, D. Synthesis of Brazilian Collembola: an update to the species list. *Zootaxa*, v. 2388, p. 1-22, 2010.
- ADIS, J. **Amazonian Arachnida and Myriapoda**. Moscow: Pensoft, 2002.
- ADIS, J.; HARVEY, M. S. How many Arachnida and Myriapoda are there world-wide and in Amazonia? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v. 35, p. 139–141, 2000.
- ANDRÉA, M. M.; PAPINI, S.; PERES, T. B.; BAZARIN, S.; SAVOY, V. L. T.; MATALLO, M. B. Glyphosate: influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. *Planta Daninha*, Campinas, v. 22, p. 95-100, 2004.
- ANTWEB V5.19.4. Disponível em: <<http://www.antweb.org/>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- APPELHOF, M.; FENTON, M. F.; HARRIS, B. L. **Worms eat our garbage**: classroom activities for a better environment. Kalamazoo: Flower Press, 1993.
- ASENJO, A.; IRMLER, U.; KLIMASZEWSKI, J.; HERMAN, L. H.; CHANDLER, D. S. A complete checklist with new records and geographical distribution of the rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of Brazil. *Insecta Mundi*, v. 277, p. 1-419, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15537**: ecotoxicologia terrestre: ecotoxicidade aguda: método de ensaio com minhocas. Rio de Janeiro, 2014. 13 p.
- BALBINO, L. C.; BARCELOS, A. O.; STONE, L. F. **Marco referencial**: integração lavoura-pecuária-floresta. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2011. 130 p.
- BAL, L. **Zoological ripening of soils**. I. The concept and impact in pedology, forestry and agriculture. II. The process in two Entisols under developing forest in a recently reclaimed Dutch polder. Wageningen: Pudoc Center for Agricultural Publishing and Documentation, 1982. (Agricultural Research Reports, 850).
- BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 64, p. 269-285, 2007.
- BARROS, E.; CURMI, P.; HALLAIRE, V.; CHAUVEL, A.; LAVELLE, P. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma*, Amsterdam, v. 100, p. 1193-1213, 2001.
- BARROS, E.; GRIMALDI, M.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; MITJA, D.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 26, p. 157-168, 2004.
- BARROS, E.; MATTHIEU, J.; TAPIA-CORAL, S.; NASCIMENTO, A. R. L.; LAVELLE, P. Comunidades da macrofauna do solo na Amazônia brasileira. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 171-191.
- BARTZ, M. L.; PASINI, A.; BROWN, G. G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 69, p. 39-48, 2013.
- BEATTIE, A. J.; HUGHES, L. Ant-plant interactions In: HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. (Ed.). **Plant-animal interactions and evolutionary approach**. Oxford: Blackwell Science, 2002. p. 211-235.

- BECCALONI, G. W. **Cockroach species file online**: version 5.0/5.0. 2014. Disponível em: <<http://Cockroach.SpeciesFile.org>>. Acesso em: 21 jan. 2015.
- BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola of the world**. 2014. Disponível em: <<http://www.collembola.org>>. Acesso em: 14 jan. 2015.
- BERGSTROM, R. C.; MAKI, L. R.; WERNER, B. A. Small dung beetles as biological control agents: laboratory studies of beetle action on trichostrongylid eggs in sheep and cattle faeces. **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**, v. 43, n. 2, p. 171-174, 1976.
- BIANCHIN, I.; HONER, M. R.; GOMES, A. Controle integrado da mosca-dos-chifres na região Centro-Oeste. **Hora Veterinária**, Porto Alegre, v. 11, n. 65, p. 43-46, 1992.
- BIGNELL, D. E. Towards a universal sampling protocol for soil biotas in the humid tropics. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 44, n. 8, p. 825-834, 2009.
- BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; DAI, J.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J. E.; CLUZEAU, D.; BRUN, J.-J. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 64, p. 161-182, 2013.
- BLOUIN, M.; ZUILY-FODIL, Y.; PHAM-THI, A. T.; LAFFRAY, D.; REVERSAT, G.; PANDO, A. Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 202-208, 2005.
- BOHLEN, P. J.; SCHEU, S.; HALE, C.; MCLEAN, M. A.; MIGGE, S.; GROFFMAN, P.; PARKINSON, D. Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests. **Frontiers in Ecology and Environment**, Washington, DC, v. 2, p. 427-435, 2004.
- BOOCK, O. J.; LORDELLO, L. G. E. Diplópoda depredador de tubérculos de batatinha. **Bragantia**, Campinas, v. 12, n. 10-12, p. 343-347, 1952.
- BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: USP, 1969.
- BOYER, J.; MICHELLON, R.; CHABANNE, A.; REVERSAT, G.; TIBERE, R. Effects of trefoil cover crop and earthworm inoculation on maize crop and soil organisms in Reunion Island. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 28, p. 364-370, 1999.
- BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M.; YAMAMOTO, C. I.; SCOTT-SANTOS, C. Invertebrados terrestres. In: LEWINSOHN, T. M. (Ed.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. v. 1. p. 205-259.
- BRANDÃO, C. R. F. Hymenoptera: Formicidae. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLO, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. 5. Invertebrados Terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 213-223.
- BROWN, G. G.; BAROIS, I.; LAVELLE, P. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 36, p. 177-198, 2000.
- 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**, v. 47, p. 764-771, 2003.
- BROWN, G. G.; CALLAHAM, M. A.; NIVA, C. C.; FEIJOO, A.; SAUTTER, K. D.; JAMES, S. W.; FRAGOSO, C.; PASINI, A.; SCHMELZ, R. M. Terrestrial oligochaete research in Latin America: The importance of the Latin American Meetings on Oligochaete Ecology and Taxonomy. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 69, p. 2-12, 2013.
- BROWN, G. G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. **Acta Zoológica Mexicana: Nueva Série**, Xalapa, v. 26, p. 1-18, 2010. Anais do 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas.
- BROWN, G. G.; EDWARDS, C. A.; BRUSSAARD, L. How earthworms affect plant growth: burrowing into the mechanisms. In: EDWARDS, C. A. (Ed.). **Earthworm ecology**. Boca Raton: CRC Press, 2004. p. 13-49.

- BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRON, J. C.; BUENO, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V.; RODRÍGUEZ, C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**: Nueva Série, Xalapa, n. especial, p. 79-110, 2001a.
- 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.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no-tillage agroecosystems. In: PROCEEDINGS of the International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems. Montreal: UNU/CBD, 2001b. 20 p.
- BROWN, G. G.; RÖMBKE, J.; HOFER, H.; VERHAAG, M.; SAUTTER, K.; SANTANA, D. L. Q. Biodiversity and function of soil animals in Brazilian agroforestry systems. In: GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; FREITAS, M. S.; VIANA, A. P.; JASMIN, J. M.; MARCIANO, C. R.; CARNEIRO, J. G. A. (Ed.). **Sistemas agroflorestais**: bases científicas para o desenvolvimento sustentado. Campos dos Goytacazes: UENF, 2006. p. 217-242.
- BROWN JUNIOR, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, London, v. 1, p. 25-42, 1997a.
- 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: PUCC/Shell Brasil, 1997b. p. 143-155.
- BRÜMMER, C.; PAPAN, H.; WASSMANN, R.; BRUGGEMANN, N. Fluxes of CH₄ and CO₂ from soil and termite mounds in south Sudanian savanna of Burkina Faso (West Africa). **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 23, GB1001, 2009.
- BRUSSAARD, L.; BEHAN-PELLETIER, V. M.; BIGNELL, D. E.; BROWN, V. K.; DIDDEN, W.; FOLGARAIT, P.; FRAGOSO, C.; WALL-FRECKMAN, D.; GUPTA, V. V. S. R.; HATTORI, T.; HAWKSWORTH, D. L.; KLOPATEK, C.; LAVELLE, P.; MALLOCH, D. W.; RUSEK, J.; SÖDERSTRÖM, B.; TIEDJE, J. M.; VIRGINIA, R. A. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. **Ambio**, Stockholm, v. 26, p. 563-570, 1997.
- BRUSSAARD, L. Ecosystem services provided by the soil biota. In: WALL, D. H.; BARDGETT, R. D.; BEHAN-PELLETIER, V.; HERRICK, J. E.; JONES, T. H.; RITZ, K.; SIX, J.; STRONG, D. R.; VAN DER PUTTEN, W. H. (Ed.). **Soil ecology and ecosystem services**. Oxford: Oxford University Press, 2012. p. 45-58.
- BUNTLEY, G. J.; PAPENDICK, R. I. Worm-worked soils of eastern South Dakota, their morphology and classification. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 24, p. 128-132, 1960.
- BUTT, K. R. Earthworms in soil restoration: Lessons learned from United Kingdom case studies of land reclamation. **Restoration Ecology**, Malden, v. 16, p. 637-641, 2008.
- CARES, J. E.; HUANG, S. P. Comunidades de nematoides de solo sob diferentes sistemas na Amazônia e Cerrados brasileiros. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 409-444.
- CARES, J. E.; HUANG, S. P. Nematóides de solo. In: MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. (Ed.). **Manual de biologia dos solos tropicais**: amostragem e caracterização da biodiversidade. Lavras: Ed. da UFLA, 2012. p. 151-163.
- CARBAYO, F.; ÁLVARES-PRESAS, M.; ROZAS, J.; RIUTORT, M. Planárias terrestres. **Ciência Hoje**, v. 45, n. 267, p. 44-49, 2010.
- CERDA, A.; JURGENSEN, M. F. The influence of ants on soil and water losses from an orange orchard in eastern Spain. **Journal of Applied Entomology**, Berlin, v. 132, p. 306-314, 2008.
- CHAUVEL, A.; GRIMALDI, M.; BARROS, E.; BLANCHART, E.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; LAVELLE, P. Pasture damage by an Amazonian earthworm. **Nature**, London, v. 398, p. 32-33, 1999.

- COLLOFF, M. J.; PULLEN, K. R.; CUNNINGHAM, S. A. Restoration of an ecosystem function to revegetation communities: the role of invertebrate macropores in enhancing soil water infiltration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, p. 65-72, 2010.
- CONSTANTINO, R.; ACIOLI, A. N. S. Diversidade de cupins (Insecta: Isoptera) no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFPA, 2008. p. 277-297.
- CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIN, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. G. Diversidade da fauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistemas orgânicos. **Revista Universidade Rural**, Seropédica, v. 24, n. 2, p. 22-29, 2004.
- CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. **Os Diplópodes e suas associações com microrganismos na ciclagem de nutrientes**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 199).
- COSTA, C.; VANIN, S. A.; CASARI-CHEN, S. A. **Larvas de Coleoptera do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1988.
- DANGERFIELD, J. M.; MCCARTHY, T. S.; ELLERY, W. N. The mound-building termite *Macrotermes michaelseni* as an ecosystem engineer. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 507-520, 1998.
- DARWIN, C. R. **The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits**. London: Murray, 1881.
- DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J. H. C.; BARDGETT, R. D.; BERG, M. P.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C. K.; HERING, D.; SILVA, P. M.; POTTS, S. G.; SANDIN, L.; SOUSA, J. P.; STORKEY, J.; WARDLE, D. A.; HARRISON, P. A. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 10, p. 2873-2893, 2010.
- DECAËNS, T.; JIMÉNEZ, J. J.; GIOIA, C.; MEASEY, G. J.; LAVELLE P. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 42, p. S23-S38, 2006.
- DECAËNS, T.; LAVELLE, P.; JIMÉNEZ, J. J. Priorities for conservation of soil animals. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 3, n. 14, p. 1-18, 2008.
- DEFOLIART, G. R. An overview of the role of edible insects in preserving biodiversity. **Ecology of Food and Nutrition**, v. 36, p. 109-132, 1997.
- DEFOLIART, G. R. Insects as food: why the Western attitude is important. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 44, p. 21-50, 1999.
- DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, p. 133-146, 2012.
- DEPKAT-JACOB, P. S.; BROWN, G. G.; TSAI, S. M.; HORN, M. A.; DRAKE, H. L. Emission of nitrous oxide and dinitrogen by diverse earthworm families from Brazil and resolution of associated denitrifying and nitrate-dissimilating taxa. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 83, p. 375-381, 2013.
- DEPKAT-JACOB, P. S.; HUNGER, S.; SCHULZ, K.; BROWN, G. G.; TSAI, S. M.; DRAKE, H. L. Emission of methane by *Eudrilus eugeniae* and other earthworms from Brazil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 8, p. 3014-3019, 2012.
- DERPSH, R.; FRIEDRISCH, T.; KASSAN, A.; HONGWE, L. Current status of no-till farming in the world and some of its main benefits. **International Journal of Agriculture and Biological Engineering**, v. 3, p. 1-26, 2010.
- DOSSEY, A. T. Insects and their chemical weaponry: new potential for drug discovery. **Natural Product Reports**, v. 27, p. 1737-1757, 2010.
- DOUBE, B. M.; SCHMIDT, O. Can the abundance or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soils. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Ed.). **Biological indicators of soil health**. Wallingford: CAB International, 1997. p. 265-295.
- DRAKE H. L.; HORN M. A. As the worm turns: the earthworm gut as a transient habitat for soil microbial biomes. **Annual Review of Microbiology**, v. 61, p. 169-189, 2007.

- EHLERS, W. Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess soil. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, n. 3, p. 242-249, 1975.
- EIJSACKERS H.; VAN GESTEL, C. A. M.; DE JONGE, S.; MUIJS, B.; SLIJKERMAN, D. Polycyclic aromatic hydrocarbon-polluted dredge peat sediments and earthworms: A mutual interference. **Ecotoxicology**, v. 10, p. 35-50, 2001.
- EISENHAUER, N.; PARTSCH, S.; PARKINSON, D.; SCHEU, S. Invasion of a deciduous forest by earthworms: changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1099-1110, 2007.
- EISENHAUER, N.; SCHUY, M.; BUTENSCHOEN, O.; SCHEU, S. Direct and indirect effects of endogeic earthworms on plant seeds. **Pedobiologia**, v. 52, n. 3, p. 151-162, 2009.
- ERNST, D. **The farmer's earthworm handbook**: managing your underground money-makers. Brookfield: Lessiter Publications, 1995.
- EVENHUIS, N. L. Helping solve the "other" taxonomic impediment: completing the eight steps to total enlightenment and taxonomic Nirvana. **Zootaxa**, Auckland, v. 1407, p. 3-12, 2007.
- FIELD MUSEUM. **Underground adventure**. Disponível em: <<http://www.fieldmuseum.org/about/press/underground-adventure>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- FLECHTMANN, C. H. W.; MORAES, G. J. Biodiversidade de ácaros no Estado de São Paulo. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLO, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. 5. Invertebrados Terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 59-63.
- FOLGARAIT, P. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, p. 122-1244, 1998.
- FONTE, S.; SIX, J. Earthworms and litter management contributions to ecosystem services in a tropical agroforestry system. **Ecological Applications**, Tempe, v. 20, n. 4, p. 1061-1073, 2010.
- FOREY, E.; BAROT, S.; DECAENS, T.; LANGLOIS, E.; LAOSSI, K. R.; MARGERIE, P.; SCHEU, S.; EISENHAUER, N. Importance of earthworm-seed interactions for the structure and composition of plant communities: a review. **Acta Oecologica**, v. 37, n. 6, p. 594-603, 2011.
- FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. Earthworm communities of tropical rain forests. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 1397-1408, 1992.
- FRANKLIN, E.; AGUIAR, N. O.; SOARES, E. D. L. Invertebrados do solo. In: OLIVEIRA, M. L.; BACCAR, F. B.; BRAGOA-NETO, R.; MAGNUSSON, W. E. (Ed.). **Reserva Ducke**: a biodiversidade amazônica através de uma grade. Manaus: Áttema Design, 2008. p. 109-122.
- FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In ROCHA, C. F. D.; BERGALO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Ed.). **Biologia da conservação**: Essências. São Carlos: Rima, 2006. p. 1-28.
- FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. P. (Ed.). **Solitary bees**: conservation, rearing and management for pollination. Fortaleza: Imprensa Universitária, Universidade Federal do Ceará, 2004.
- FROUZ, J.; JILKOVÁ, V. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 11, p. 191-199, 2008.
- GARCIA, M. B.; ANTOR, R. J.; ESPADALER, X. Ant pollination of the palaeoendemic dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoriaceae). **Plant Systematics and Evolution**, v. 198, p. 17-27, 1995.
- GASSEN, D. N. Os escarabeídeos na fertilidade de solo sob plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 24.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 8.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 3., 2000, Santa Maria, RS. **Fertbio 2000**: biodinâmica do solo. Santa Maria, RS: UFSM, 2000. CD-ROM.

- GILLER, K. E.; BEARE, M. H.; LAVELLE, P.; IZAC, A. M. N.; SWIFT, M. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 6, p. 3-16, 1997.
- GÓMEZ, J. M.; ZAMORA, R. Pollination by ants: consequences of the quantitative effects on a mutualistic system. **Oecologia**, Berlin, v. 91, p. 410-418, 1992.
- GREBENNIKOV, V. V.; NEWTON, A. F. Good-bye Scydmaenidae, or why the ant-like stone beetles should become megadiverse Staphylinidae sensu latissimo (Coleoptera). **European Journal of Entomology**, v. 106, n. 2, p. 275-301, 2009.
- GRIMALDI, M.; HURTADO, M. P.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W.; DECAËNS, T.; DELGADO, M.; DESJARDINS, T.; DOLÉDEC, S.; FEIJOO, A.; GOND, V.; GONZAGA, L.; LOPES, M.; MARICHAL, R.; MARTINS, M.; MICHELOTTI, F.; MIRANDA, I.; MITJA, D.; NORONHA, N.; OSZWALD, J.; RAMIREZ, B. P.; RODRIGUEZ, G.; SOUZA, S. L.; LIMA, T. T.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Soil ecosystem services in Amazonian pioneer fronts: Searching for socioeconomic, landscape and biodiversity determinants. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE: Solutions for a Changing World 19., 2010, Brisbane. **Anais**. Brisbane: IUSS, 2010. CD-ROM.
- GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; SILVA, M. L. S.; COSTA, L. G. S.; SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 311-328, 2014.
- GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 27, n. 3, p. 395-403, 2011.
- HAAS, F. **Dermaptera**: earwigs: version 18 July 1996 (under construction). Disponível em: <<http://tolweb.org/Dermaptera/8254/1996.07.18>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- HAWKSWORTH, D. L.; MOUND, L. A. Biodiversity databases: the crucial significance of collections. In: HAWKSWORTH, D. L. (Ed.). **The biodiversity of microorganisms and invertebrates**: Its role in sustainable agriculture. Wallingford: CAB International, 1991. p. 17-29.
- HICKMAN, Z. A.; REID, B. J. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. **Environment International**, v. 34, p. 1072-1081, 2008.
- HOFFMANN-CAMPO, C. B.; OLIVEIRA, L. J.; MOSCARDI, F.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; CORSO, I. C. Pragas que atacam plântulas, hastes e pecíolos da soja. In: HOFFMANN-CAMPO, C. B.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; MOSCARDI, F. (Ed.). **Soja: manejo integrado de insetos e outros Artrópodes-Praga**. Londrina: Embrapa Soja, 2013. p. 145-212.
- HOFFMAN, J. **Backyard scientist, exploring earthworms with me**. Irvine: Backyard Scientist, 1994.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732 p.
- HONER, M. R.; GOMES, A. **O manejo integrado de mosca dos chifres, berne e carrapato em gado de corte**. Campo Grande: EMPRAPA-CNPGC, 1990. (EMPRAPA-CNPGC. Circular técnica, 22).
- HOUSE, G. J.; PARMELEE, R. W. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 5, p. 351-360, 1985.
- HUERTA, E.; RODRÍGUEZ-OLÁN, J.; EVIA-CASTILLO, I.; MONTEJO-MENESES, E.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, R. La diversidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en el estado de Tabasco, México. **Universidad y Ciencia**, v. 21, n. 42, p. 75-85, 2005.
- HUGUENIN, M. T.; LEGGETT, C. G.; PATERSON, R. W. Economic valuation of soil fauna. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 42, p. S16-S22, 2006.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO/DIS 18311**: soil quality: method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms: Bait lamina test. Geneva, 2014.

- JAMES, S. W.; BROWN, G. G. Ecologia e diversidade de minhocas no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 194-276.
- JÄNSCH, S.; RÖMBKE, J.; DIDDEN, W. The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 62, n. 2, p. 266-277, 2005.
- JOHNSON, D. L. Darwin would be proud: bioturbation, dynamic denudation, and the power of theory in science. **Geoarchaeology**, New York, v. 17, n. 1, p. 7-40, 2002.
- JOUQUET, P.; MATHIEU, J.; BAROT, S.; CHOOSAI, C. Soil engineers as ecosystem heterogeneity drivers. In: MUÑOZ, S. I. (Ed.). **Ecology research progress**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 187-198.
- JOUQUET, P.; TRAORÉ, S.; CHOOSAI, C.; HARTMANN, C.; BIGNELL, D. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 47, p. 215-222, 2011.
- JOUQUET, P.; BLANCHART, E.; CAPOWIEZ, I. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 73, p. 34-40, 2014.
- KEVAN, D. K. Mc. E. Soil zoology, then and now: mostly then. **Questiones Entomologicae**, v. 21, p. 371-472, 1985.
- KNYSAK, I.; MARTINS, R. Myriapoda. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLO, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX - 5: invertebrados terrestres**. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 65-72.
- KRATZ, W. The bait-lamina test. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 5, n. 2, p. 94-96, 1998.
- LANGMAID, K. K. Some effects of earthworm invasion in virgin podzols. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 44, p. 34-37, 1964.
- LARSON, G. **There's a hair in my dirt!** A worm's story. New York: Harper Collins, 1998.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A. V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. (Ed.). **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, 1992. p. 157-185. (SSSA Special Publication, 29).
- LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSAARD, L. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. (Ed.). **The biological management of tropical soil fertility**. Chichester: John Wiley and Sons, 1994. p. 137-169.
- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W.; GHILLION, S. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 33, p. 159-193, 1997.
- LAVELLE, P.; BLOUIN, M.; BOYER, J.; CADET, P.; LAFFRAY, D.; PHAM-THI, A.-T.; REVERSAT, G.; SETTLE, W.; ZUILY, Y. Plant parasite control and soil fauna diversity. **Comptes Rendues de l'Académie des Sciences de Paris, Serie Biologie**, v. 327, p. 629-638, 2004.
- 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**, Paris, v. 42, p. S3-S15, 2006.
- LAVELLE, P. Ecological challenges for soil science. **Soil Science**, Baltimore, v. 165, p. 73-86, 2000.
- LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, v. 27, p. 93-132, 1997.
- LAVELLE, P.; RODRÍGUEZ, N.; ARGUELLO, O.; BERNAL, J.; BOTERO, C.; CHAPARRO, P.; GÓMEZ, Y.; GUTIÉRREZ, A.; HURTADO, M. P.; LOAIZA, S.; PULLIDO, S. X.; RODRÍGUEZ, E.; SANABRIA, C.; VELÁSQUEZ, E.; FONTE, S. J. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 185, p. 106-117, 2014.

- LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer, 2001. 654 p.
- LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND, P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SRIVASTAVA, D. S.; WATT, A. D. Biodiversity indicators, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest nature. **Nature**, London, v. 391, p. 72-76, 1998.
- LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The use of vermicompost in sustainable agriculture: impact on plant growth and soil fertility. In: MIRANSARI, M. (Ed.). **Soil nutrients**. New York: Nova Science Publishers, 2011. p. 230-254.
- LEAL, I. R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Seed dispersal by ants in the semi-arid caatinga of north-east Brazil. **Annals of Botany**, Oxford, v. 99, p. 885-894, 2007.
- LEAL, R. I.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Dispersão de sementes por formigas-cortadeiras, In: DELLA LUCIA, T. M. C. (Ed.). **Formigas, da bioecologia ao manejo**. Viçosa, MG: Ed. da UFV, 2011. p. 236-248.
- LEE, K. E.; WOOD, T. G. **Termites and soils**. London: Academic Press, 1971.
- LEONARD, J.; RAJOT, J. L. Influence of termites on runoff and infiltration: quantification and analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 17-40, 2001.
- LENGYEL, S.; GOVE, A. D.; LATIMER, A. M.; MAJER, J. D.; DUNN, R. R. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. **PLoS One**, San Francisco, v. 4, n. 5, e5480, 2009.
- LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 62-69, 2005.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo: Contexto, 2002.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How many species are in Brazil? **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 619-624, 2005a.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: LEWINSOHN, T. M. (Ed.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005b. v. 1. p. 21-109.
- LOBRY DE BRUYN, L. A.; CONACHER, A. J. The effect of ant biopores on water infiltration in soils in undisturbed bushland and farmland in a semi-arid environment. **Pedobiologia**, v. 38, p. 193-207, 1994.
- LORANGER-MERCIRIS, G.; CABIDOCHÉ, Y.-M.; DELONÉ, B.; QUÉNÉHERVÉ, P.; OZIER-LAFONTAINE, H. How earthworm activities affect banana plant response to nematodes parasitism. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 52, p. 1-8, 2012.
- LUBBERS, I. M.; VAN GROENIGEN, K. J.; FONTE, S. J.; SIX, J.; BRUSSAARD, L.; VAN GROENIGEN, J. W. Greenhouse gas emissions from soils increased by earthworms. **Nature Climate Change**, New York, v. 3, p. 187-194, 2013.
- MANDO, A.; MIEDEMA, R. Termite-induced change in soil structure after mulching degraded (crusted) soil in the Sahel. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 6, p. 241-249, 1997.
- MARQUES, A. C.; LAMAS, C. J. E. Taxonomia zoológica no Brasil: estado da arte, expectativas e sugestões de ações futuras. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 46, n. 13, p. 139-174, 2006.
- MATHIEU, J. **Étude de la macrofaune du sol dans une zone de déforestation en Amazonie du sud-est, dans le contexte de l'agriculture familiale**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Paris VI, Paris.
- MCLAUGHLIN, M. **Earthworms, dirt and rotten leaves**. New York: Macmillan Publishing Company, 1986.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 145 p.

- MIKLÓS, A. A. W. Contribuição da fauna do solo na gênese de latossolos e de "stone lines". In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO 1.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS 4.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO DE ÁGUA 11. **Anais...** Águas de Lindóia: Sociedade Latinoamericana de Ciência do Solo, 1996. CD-ROM.
- MORAIS, J. W.; FRANKLIN, E. C. Mesofauna do solo na Amazônia Central. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 142-162.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L.; PEREIRA, H. S. Organismos do solo em ecossistemas tropicais: um papel chave para o Brasil na demanda global pela conservação e uso sustentado da biodiversidade. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 13-42.
- NATAL-DA-LUZ, T.; LEE, I.; VERWEIJ, R.; MORAIS, P. V.; VAN VELZEN, M.; SOUSA, J. P.; VAN GESTEL, C. A. M. The influence of earthworm activity on microbial communities related with the degradation of persistent pollutants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Amsterdam, v. 31, n. 4, p. 794-803, 2012.
- NGUGI, D. K.; JI, R.; BRUNE, A. Nitrogen mineralization, denitrification, and nitrate ammonification by soil-feeding termites: a N-15-based approach. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 103, p. 355-369, 2011.
- NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILLA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1461-1474, 2008.
- NIELSEN, G. A.; HOLE, F. D. Earthworms and the development of coprogenous A₁ horizons in forest soils of Wisconsin. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 28, p. 426-430, 1964.
- NOOREN, C. A. M.; VAN BREEMEN, N.; STOOORVOGEL, J. J.; JONGMANS, A. G. The role of earthworms in the formation of sandy surface soils in a tropical forest in Ivory Coast, **Geoderma**, Amsterdam, v. 65, p. 135-148, 1995.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT **Guidance document on the breakdown of organic matter in litterbags**. Paris, OECD, 2006. (OECD Series on Testing and Assessment, 56).
- ORTIZ, B.; FRAGOSO, C.; M'BOUKOU, I.; PASHANASI, B.; SENAPATI, B.; CONTRERAS, A. Perception and use of earthworms in tropical farming systems. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CABI Publishing, 1999. p. 239-249.
- OSNABRUCK. **Boden als thema in Osnabrück**. 2006. Disponível em: <<http://www.osnabrueck.de/unterwelten/21037.htm>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- PAOLETTI, M. G. (Ed.). **Ecological implications of Minilivestock: role of insects, rodents, frogs and snails for sustainable development**. Enfield: Science Publishers, 2004.
- PAOLETTI, M. G. (Ed.). **Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes: practical use of invertebrates to assess sustainable land use**. Amsterdam: Elsevier, 1999. 444 p.
- PAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Dissipação de simazina em solo por ação de minhocas (*Eisenia fetida*). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 593-599, 2001.
- PARKER, C. A. Soil biota and plants in the rehabilitation of degraded agricultural soils. In: MAJER, J. D. (Ed.). **Animals and primary succession: the role of fauna in reclaimed lands**. Cambridge: Cambridge University Press, 1989. p. 423-438.
- PEAKALL R.; HANDEL, S. N.; BEATTIE, A. J. The evidence for, and importance of, ant pollination. In: HUXLEY, C. R.; CUTLER, D. F. (Ed.). **Ant-plant interactions**. Oxford: Oxford University Press, 1991. p. 421-428.

- PERACCHI, A. L.; NUNES, W. O. Sobre um diplópodo prejudicial à cultura da mandioca (*Manihot esculenta*). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Série Agronomia, Brasília, DF, v. 7, p. 181-183, 1972.
- PIERCE, N. E.; BRABY, M. F.; HEATH, A.; LOHMAN, D. J.; MATHEW, J.; RAND, D. B.; TRAVASSOS, M. A. The ecology and evolution of ant association in the Lycaenidae (Lepidoptera). **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 47, p. 733-771, 2002.
- PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, Washington, DC, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.
- PIMENTEL, D.; WILSON, C.; MCCULLUM, C.; HUANG, R.; DWEN, P.; FLACK, J.; TRAN, Q.; SALTMAN T.; CLIFF, B. Economic and environmental benefits of biodiversity. **BioScience**, Washington, DC, v. 47, p. 747-757, 1997.
- POGUE, M. G. Lepidoptera biodiversity. In: FOOTTIT, R. G.; ADLER, P. H. (Ed.). **Insect biodiversity: science and society**. Oxford: Blackwell Publishing, 2009. p. 325-355.
- PRATHER, C. S.; PELINI, S. L.; LAWS, A.; RIVEST, E.; WOLTZ, M.; BLOCH, C. P.; DEL TORO, I.; HO, C. K.; KOMINOSKI, J.; NEWBOLD, T. A. S.; PARSONS, S.; JOERN, A. Invertebrates, ecosystem services and climate change. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 88, n. 2, p. 327-48, 2013.
- PULLEMAN, M.; CREAMER, R.; HAMER, U.; HELDER, J.; PELOSI, C.; PÉRÈS, G.; RUTGERS, M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services: an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529-538, 2012.
- PUTERBAUGH, M. N. The roles of ants as flower visitors: experimental analysis in three alpine plant species. **Oikos**, Copenhagen, v. 83, p. 36-46, 1998.
- RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, 2012.
- RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007. 331 p.
- RISSING, S. W. Indirect effects of granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nest. **Oecologia**, Berlin, v. 68, p. 231-234, 1986.
- RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; DIDDEN, W. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Orlando, v. 62, n. 2, p. 249-265, 2005.
- RÖMBKE, J. The feeding activity of invertebrates as a functional indicator in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 383, p. 43-46, 2014.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J. C.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Extracellular pesticide detoxification in the gastrointestinal tract of the earthworms *Aporrectodea caliginosa*. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 79, p. 1-4, 2014.
- SANDHU, H. S.; WRATTEN, S. D.; CULLEN, R. The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 302-310, 2010.
- SCHAEFER, M.; SCHAUERMANN, J. The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. **Pedobiologia**, v. 34, p. 299-314, 1990.
- SHELLER, U. A reclassification of the Pauropoda (Myriapoda). **Internation Journal of Myriapodology**, v. 1, p. 1-38, 2008.
- SCHMELZ, R. M.; COLLADO, R. An updated checklist of currently accepted species of Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida). **Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research**, special issue 357, p. 67-87, 2012.
- SCHOCKAERT, E. R.; HOOGE, M.; SLUYS, R.; SCHILLING, S.; TYLER, S.; ARTOIS, T. Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, "Turbellaria") in freshwater. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 595, p. 41-48, 2008.
- SEREJO, C. S. Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. **Zootaxa**, Auckland, v. 646, p. 1-29, 2004.

- SEREJO, C. S. Talitridae. **Zootaxa**, Auckland, v. 2260, p. 892-903, 2009.
- SHEEHAN, C.; KIRWAN, L.; CONNOLLY, J.; BOLGER, T. The effects of earthworm functional diversity on microbial biomass and the microbial community level physiological profile of soils. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 44, p. 65-70, 2008.
- SHEPERD, V. E.; CHAPMAN, C. A. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 199-215, 1998.
- SHEPHERD, G.; STAGNARI, F.; PISANTE, M.; BENÍTES, J. **Visual soil assessment: field guides**. Roma: FAO, 2009.
- SHUTTLEWORTH, K. L.; CERNIGLIA, C. A. Environmental aspects of PAH biodegradation. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Totowa, v. 54, p. 291-301, 1995.
- 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, DF, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.
- SILVA, R. F.; GUIMARÃES, M. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, n. 10, p. 1277-1283, 2011.
- SIMONE, L. R. L. **Land and freshwater molluscs of Brazil**. São Paulo: FAPESP, 2006.
- SIMONE, L. R. L. Mollusca terrestres. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLO, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX: 5: invertebrados terrestres**. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 1-8.
- SRIVASTAVA, S. K.; BABU, N.; PANDEY, H. Traditional insect bioprospecting: as human food and medicine. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, New Delhi, v. 8, p. 485-494, 2009.
- STOCKDILL, S. M. J. Effects of introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures. **Pedobiologia**, v. 24, p. 29-35, 1982.
- STOUT, J. D. Organic matter turnover by earthworms. In: SATCHELL, J. E. (Ed.). **Earthworm ecology: from Darwin to vermiculture**. New York: Chapman and Hall, 1983. p. 35-48.
- SUSILO, F. X.; NEUTAL, A. M.; VAN NOORDWIJK, M.; HAIRIAH, K.; BROWN, G.; SWIFT, M. J. Soil biodiversity and food webs. In: VAN NOORDWIJK, M.; CADISCH, G.; ONG, C. K. (Ed.). **Below-ground interactions in tropical agroecosystems: concept and models with multiple plant components**. Wallingford: CAB International Publishing, 2004. p. 285-308.
- SZEPTYCKI, A. **Catalogue of the World Protura**. Kraków: Polskiej Akademii Nauk, 2007.
- TAVARES FILHO, J.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M. F.; MEDINA, C. C.; BALBINO, L. C.; NEVES, C. S. V. J. Método do perfil cultural para avaliações do estado físico do solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 393-399, 1999.
- TOYOTA, A.; KANEKO, N.; ITO, M. T. Soil ecosystem engineering by the train millipede *Parafontaria laminata* in a Japanese larch forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 1840-1850, 2006.
- TRAJANO, E.; GOLOVATCH, S. I.; GEOFFROY, J. -J.; PINTO-DA-ROCHA, R.; FONTANETTI, C. S. Synopsis of Brazilian cave-dwelling millipedes (Diplopoda). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 41, n. 18, p. 259-287, 2000.
- TREE OF LIFE WEB PROJECT. **Archaeognatha**: Bristetails: version 01 January 2002 (temporary). Disponível em: <<http://tolweb.org/Archaeognatha/8207/2002.01.01>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- TREE OF LIFE WEB PROJECT. **Diplura**: version 01 January 1995 (temporary). Disponível em: <<http://tolweb.org/Diplura/8204/1995.01.01>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- VANDEWALLE, M.; SYKES, M. T.; HARRISON, P. A.; LUCK, G. W.; BERRY, P.; BUGTER, R.; DAWSON, T. P.; FELD, C. K.; HARRINGTON, R.; HASLETT, J. R.; HERING, D.; JONES, K. B.; JONGMAN, R.; LAVOREL, S.; MARTINS DA SILVA, P.; MOORA, M.; PATERSON, J.; ROUNSVELL, M. D. A.; SANDIN, L.; SATTELE, J.; SOUSA, J. P.; ZOBEL, M. **Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services**. [S.l.: S.n.], 2008. 94 p. The Rubicode Project. Report to the European Union Sixth Framework Programme.

- VAN HOOFF, P. Earthworm activity as a cause of splash erosion in a Luxembourg forest. **Geoderma**, Amsterdam, v. 31, p. 195-204, 1983.
- VAN NOORDWIJK, M.; SWIFT, M. J. Belowground biodiversity and sustainability of complex agroecosystems. In: GAFUR, A.; SUSILO, F. X.; UTOMO, M.; VAN NOORDWIJK, M. (Ed.). **Management of agrobiodiversity for sustainable land use and global environmental benefits**. Bogor: ICRAF, 1999. p. 8-28.
- VAN SCHAIK, L.; PALM, J.; KLAUS, J.; ZEHE, E.; SCHRÖDER, B. Linking spatial earthworm distribution to macropore numbers and hydrological effectiveness. **Ecohydrology**, v. 7, n. 2, p. 401-408, 2014.
- VELÁSQUEZ, E.; FONTE, S. J.; BAROT, S.; GRIMALDI, M.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil macrofauna-mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 56, p. 43-50, 2012.
- VELÁSQUEZ, E.; LAVELLE, P.; ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 3066-3080, 2007a.
- VELÁSQUEZ, E.; PELOSI, C.; BRUNET, D.; GRIMALDI, M.; MARTINS, M.; RENDEIRO, A. C.; BARRIOS, E.; LAVELLE, P. This ped is my ped: visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. **Pedobiologia**, v. 51, p. 75-87, 2007b.
- WALL, D. H.; MOORE, J. C. Interactions underground: soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. **BioScience**, Washington, DC, v. 49, p. 109-117, 1999.
- WEISSENFELS, W. D.; KLEWER, H.-J.; LANGHOFF, J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particules: influence on biodegradation and biotoxicity. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 36, p. 689-696, 1992.
- WOOD, T. G. Termites and soil environment. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 228-236, 1988.
- YEATES, G. W. Soil nematode populations depressed in the presence of earthworms. **Pedobiologia**, v. 22, p. 191-195, 1981.
- ZHANG, W.; HENDRIX, P. F.; DAME, L. E.; BURKE, R. A.; WU, J.; NEHER, D. A.; LI, J.; SHAO, Y.; FU, S. Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. **Nature Communications**, London, v. 4, p. 2576, 2013.
- ZHENJUN, S. **Vermiculture and vermiprotein**. Beijing: China Agricultural University Press, 2003.