

**Relações entre a Diversidade da Fauna de Solo e o
Processo de Decomposição e seus Reflexos sobre a
Estabilidade dos Ecossistemas**



República Federativa do Brasil

Fernando Henrique Cardoso
Presidente

Ministério da Agricultura e do Abastecimento

Marcus Vinícius Pratini de Moraes
Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa

Conselho de Administração

Márcio Fontes de Almeida
Presidente

Alberto Duque Portugal
Vice-Presidente

Dietrich Gerhard Quast
José Honório Accarini
Sérgio Fausto

Urbano Campos Ribeiro
Membros

Diretoria Executiva da Embrapa

Alberto Duque Portugal
Diretor Presidente

Bonifácio Hideyuki Nakasu
Dante Daniel Giacomelli Scolari
José Roberto Rodrigues Peres
Diretores Executivos

Embrapa Agrobiologia

Maria Cristina Prata Neves
Chefe Geral

José Ivo Baldani
Chefe Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Geraldo Baêta da Cruz
Chefe Adjunto Administrativo

THEENHAUS, A.; SCHEU, S. Successional changes in microbial biomass activity and nutrient status in faecal material of the slug *Arion rufus* (Gastropoda) deposited after feeding on different plant materials. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 569-577, 1996.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, Durham, v. 80, n. 5, 1999, p. 1455-1474.

TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; BRISTOW, C. E. Diversity-stability relationships: statistical inevitability or ecological consequence. **American Naturalist**, Chicago, v. 151, 1998, p. 277-282.

USHER, M. B.; PARR, T. Are there successional changes in arthropod decomposer communities? **Journal of Environmental Management**, New York, v. 5, p. 151-160, 1977.

VANNIER, G. The porosphere as an ecological medium emphasized in Professor Ghilarov's work on soil animal adaptations. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 3, p. 39-44, 1987.

WAID, J. S. Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 13, p. 151-158, 1999.

WALTERS, D. E.; HUNT, W. H.; ELLIOT, E. T. Guilds or functional groups? An analysis of predatory arthropods from a shortgrass prairie soil. **Pedobiologia**, Jena, v. 31, p. 247-260, 1988.

WARDLE, D. A. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. **Advances in Ecological Research**, New York, v. 26, p. 105-182, 1995.

WARDLE, D. A. How soil food webs make plants grow. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 14, n. 11, p. 418-420, 1999.

WARDLE, D. A.; GILLER, K. E. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, n. 12, p. 1549-1554, 1996.

WOLTERS, V. Soil invertebrates- Effects on nutrient turnover and soil structure- a review. **Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde**, Berlin, v. 154, p. 389-402, 1991.

MUELLER, B. R.; BEARE, M. H.; CROSSLEY JR., D. A. Soil mites in detrital food webs of conventional and no-tillage agroecosystems. **Pedobiologia**, Jena, v. 34, p. 389-401, 1990.

OADES, J. M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. **Geoderma**, Amsterdam, v. 56, p. 377-400, 1993.

PANKHURST, C. E.; LYNCH, J. M. The role of soil biota in sustainable agriculture. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPT, V. V. R. S.; GRACE, P. R. (Eds.). **Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems**. Melbourne: CSIRO, 1994, 262 p.

PIMM, S. L. **The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities**. Chicago: The University Chicago Press, 1991, 434 p.

RUSEK, J. Soil microstructures- contributions of specific organisms. **Quaest. Entomol.**, v. 21, p. 497-514, 1985.

PERRY, D. A.; AMARANTHUS, M. P.; BORCHERS, J. G.; BORCHERS, S. L.; BRAINERD, R. E. Bootstrapping in ecosystems. **Bioscience**, Washington, v. 39, p. 230-237, 1989.

SEASTEDT, T. R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 29, p. 25-46, 1984.

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**. Greenbelt, v. 7 n. 1 e 2, p. 1992.

STRIGANOVA, B. R. Mutualistic interactions between soil macrofauna and microorganisms. In: EDWARDS, C. A.; ABE, T.; STRIGANOVA, B. R. (Eds.). **Structure and Function of Soil Communities**, Kyoto: Kyoto University Press, 1995, 152 p.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Blackwell: Blackwell Scientific Publications, 1979, Studies in Ecology, v. 5.

TAYLOR, B. R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W. F. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. **Ecology**, Durham, v. 70, 1989, p. 97-104.



Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro Nacional de Pesquisa em Agrobiologia
Ministério da Agricultura e do Abastecimento

ISSN 1517-8498
Dezembro/2002

Documentos 156

Relações entre a Diversidade da Fauna de Solo e o Processo de Decomposição e seus Reflexos sobre a Estabilidade dos Ecossistemas

Maria Elizabeth Fernandes Correia

Seropédica – RJ

2002

Exemplares desta publicação podem ser adquiridas na:

Embrapa Agrobiologia

BR465 – km 47

Caixa Postal 74505

23851-970 – Seropédica/RJ, Brasil

Telefone: (0xx21) 2682-1500

Fax: (0xx21) 2682-1230

Home page: www.cnpab.embrapa.br

e-mail: sac@cnpab.embrapa.br

Comitê Local de Publicações: José Ivo Baldani (Presidente)
José Antônio Ramos Pereira
Marcelo Grandi Teixeira
Robert Michael Boddey
Segundo Sacramento Urquiaga Caballero
Verônica Massena Reis
Dorimar dos Santos Felix (Bibliotecária)

Expediente:

Revisor e/ou ad hoc: Elen de Lima Aguiar Menezes

Normalização Bibliográfica: Dorimar dos Santos Félix

Editoração eletrônica: Marta Maria Gonçalves Bahia

1ª impressão (2002): 50 exemplares

CORREIA, M. E. F. **Relações entre a Diversidade da Fauna de Solo e o Processo de Decomposição e seus Reflexos sobre a Estabilidade dos Ecossistemas.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 2002. 33 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 156).

ISSN 1517-8498

1. Ecossistema. 2. Fauna edáfica, 3. Decomposição. I. Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Agrobiologia (Seropédica, RJ). II. Título. III. Série.

CDD 577.972.91

© Embrapa 2002

HENDRIX, P. F.; CROSSLEY JR., D. A.; BLAIR, J. M.; COLEMAN, D. C. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: EDWARDS, C. A.; LAL, R.; MADDEN, P.; MILLER, R. H.; HOUSE, G. **Sustainable Agricultural Systems**, Ankey, Iowa: Soil and Water Conservation Society, 1990. p.637-654.

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

LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A., SPAIN, A.V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. New York: SSSA, 1992 (**SSSA Special Publ., 29**).

LEE, K. E. **Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use.** Sydnei: Academic Press, 1985, 411 p.

LEE, K. E.; PANKHURST, C. E. Soil organisms and sustainable productivity. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 30, p. 855-892, 1992.

LOBRY DE BRUYN, L. A.; CONACHER, A. J. The role of termites and ants in soil modification: A review. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 28, p. 55-93, 1990.

MARTIN, A.; MARINISSEN, J.C.Y. Biological and physico-chemical processes in excrements of soil animals. **Geoderma**, Amsterdam, v. 56, p. 331-347, 1993.

MAY, R. M. Will a large complex system be stable? **Nature**, London, v. 238, p. 413-414, 1972.

MAY, R. M. How many species? **Philos. TRans. R. Soc. Lond. B**, London, v. 330, p. 293-304, 1990.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature**, London, v. 405, p. 228-233, 2000.

MELILLO, J. M.; ABER, J.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Durham, v. 63, p. 621-626, 1982.

BOWEN, G. D.; ROVIRA, A. D. The rizosphere, the hidden half. In: WASEL, Y.; ESHEL, A.; KAFKAKI, U. (Ed.) **Plant Roots. The Hidden Half**. New York: Marcel Dekker, 1991, p. 641-669.

BREZNAK, J. A. Biochemical aspects of symbiosis between termites and their intestinal microbiota. In: ANDERSON, J. M.; RAYNER, A. D. M.; WALTON, D. W. H. (Ed.) **Invertebrate-microbial interactions**, Cambridge: Cambridge University Press, 1984, p. 173-224.

COHEN, J.; BRIAND, F.; NEWMAN, C. **Community Food Webs: Data and Theory**. New York: Springer, 1990.

COLINVAUX, P. **Ecology**. New York: John Wiley; 1993.

DE ANGELIS, D. L. **Dynamics of Nutrient Cycling and Food Webs**. London: Chapman and Hall, 1992.

DE RUITER, P. C.; NEUTEL, A. M.; MOORE, J. C. Energetics patterns of interaction strengths and stability in real ecosystems. **Science**, Madison, v. 269, 1995, p. 1257-1260.

DI CASTRI, F.; YOUNES, T. Ecosystems function of biological diversity. **Biology International**, Paris, Special Issue no. 22, 1990.

DIDDEN, W. A. M. Involvement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in soil structure evolution in agriculture fields. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 9, p. 152-158, 1990.

DOAK, D. E. The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. **American Naturalist**, Chicago, v. 151, p. 264-276, 1998.

GILLER, P. The diversity of soil communities, the "poor man's tropical rain forest". **Biodiversity and Conservation**, London, v. 5, p. 135-168, 1996.

GONZÁLEZ, G.; LEY, R. E.; SCHMIDT, S. K.; ZOU, X.; SEASTEDT, T. R. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. **Oecologia**, Berlin, v. 128, p. 549-556, 2001.

HASSAL, M.; RUSHTON, S.P. The role of coprophagy in the feeding strategies of terrestrial isopods. **Oecologia**, Berlin, v. 53, p. 374-381, 1982.

Autor

Maria Elizabeth Fernandes Correia
Pesquisadora da Embrapa Agrobiologia.
BR 465, km 47 – Caixa Postal 74505
23890-000 – Seropédica/RJ

7. Referências Bibliográficas

ANDERSON, J. M. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 216-227, 1988.

ANDERSON, J. M.; HUIISH, S. A.; INESON, P.; LEONARD, M. A.; SPLATT, P. R. Interactions of invertebrates, microorganisms and tree roots in nitrogen and mineral fluxes in deciduous woodland soils. In: FITTER, A. H.; ATKINSON, D.; READ, D. J.; USHER, M. B. (Ed.), **Ecological Interactions in Soil**, Oxford, Blackwell, 1985, p.377-392, 1985.

ANDREN, H. M.; NOTI, M. I.; LEBRUN, P. The soil fauna: the other last biotic frontier. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 3, p. 45-56, 1994.

ANDREN, H. M.; DUCARNE, X.; LEBRUN, P. Soil biodiversity: myth, reality or conning? **Oikos**, Copenhagen, v. 96, p. 3-24, 2002.

BAL, L. **Zoological Ripening of Soils**. PUDOC, Wageningen, 1982.

BEARE, M. H.; COLEMAN, D. C.; CROSSLEY JR., D. A., HENDRIX, P. F.; ODUM, E. P. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. **Plant and Soil**, Hague, v. 170, p. 5-22, 1995.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecologia: Individuos, poblaciones y comunidades**. Ed. Omega, Barcelona, 1995, 886 p.

BERNHARD-REVERSAT, F. Nitrogen cycling in tree plantations grown on a poor sandy savanna soil in Congo. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 4, p. 161-172, 1996.

BERNHARD-REVERSAT, F. The leaching of Eucalyptus hybrids and Acacia auriculiformis leaf litter: laboratory experiments on early decomposition and ecological implications in congolese tree plantations. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 12, p. 251-261, 1999.

Os três tipos de modelos podem ser organizados de forma hierárquica, com relação à complexidade que descrevem, da seguinte forma: o modelo de González et al. (2001), considerando a fauna como um único compartimento, contendo todas as funções desempenhadas pela fauna de solo. Os modelos hierárquicos enxergam dentro desse compartimento, microhabitats onde funções específicas são realizadas e dentro dos quais podem ser encontradas teias alimentares, que tanto podem ser restritas a esses microhabitats, como também integrá-los.

Apresentação

A preocupação crescente da sociedade com a preservação e a conservação ambiental tem resultado na busca pelo setor produtivo de tecnologias para a implantação de sistemas de produção agrícola com enfoque ecológicos, rentáveis e socialmente justos. O enfoque agroecológico do empreendimento agrícola se orienta para o uso responsável dos recursos naturais (solo, água, fauna, flora, energia e minerais).

Dentro desse cenário a Embrapa Agrobiologia orienta sua programação de P&D para o avanço de conhecimento e desenvolvimento de soluções tecnológicas para uma agricultura sustentável.

A agricultura sustentável, produtiva e ambientalmente equilibrada apoia-se em práticas conservacionistas de preparo do solo, rotações de culturas e consórcios, no uso de adubação verde e de controle biológico de pragas, bem como no emprego eficiente dos recursos naturais. Infere-se daí que os processos biológicos que ocorrem no sistema solo/planta, efetivados por microrganismos e pequenos invertebrados, constituem a base sobre a qual a agricultura agroecológica se sustenta.

O documento 156/2002 é uma contribuição para o conhecimento dos pequenos animais que habitam o solo e seu papel relevante na manutenção da fertilidade dos solos.

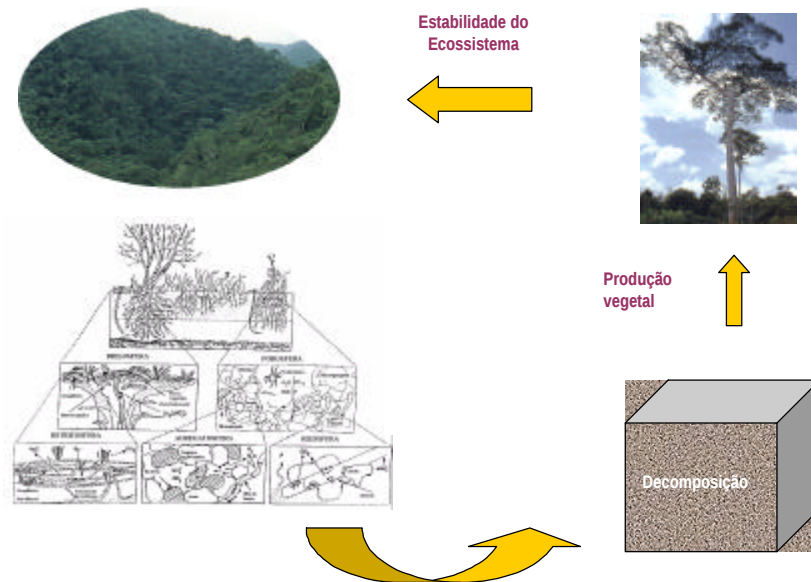


Figura 8 - Esquema das possíveis implicações dos modelos hierárquicos para a estabilidade do ecossistema.

SUMÁRIO

1. Introdução	07
2. Agrupamento da fauna de solo em classes de tamanho	09
3. A diversidade da fauna de solo.....	10
4. A Importância da Fauna de Solo para o Processo de Decomposição	11
4.1. Modelo de efeitos reguladores diretos e indiretos.....	11
4.2. Modelo de teias alimentadores do solo.....	12
4.3. Modelos Hierárquicos de Esferas de Influência e Sistemas Biológicos de Regulação.....	15
4.4. Modelo de Guildas da Fauna de Solo.....	19
5. Existe Relação entre Diversidade e Estabilidade?.....	22
6. Como um Aumento da Diversidade da Fauna de Solo Pode Afetar a Estabilidade do Ecossistema?.....	25
7. Referências Bibliográficas	29

vegetação ou da própria ação da fauna, particularmente dos engenheiros do ecossistema (Figura 8). As guildas propostas por Lavelle (1992) representam na verdade os grupos funcionais que ocupam esses nichos. Essa abordagem teórica é a que mais se aproxima dos trabalhos que têm sido realizados com fauna de solo, já que é impossível se trabalhar, em detalhe com toda a comunidade. O pesquisador em geral elege uma parte dessa comunidade, que representa uma “esfera de influência”, “sistema biológico de regulação” ou guilda. Os agentes da estabilidade que mais facilmente se inserem nesses tipos de modelos são o da redundância funcional (hipótese da segurança) e da menor variabilidade de um grande conjunto de itens (efeito portfólio).

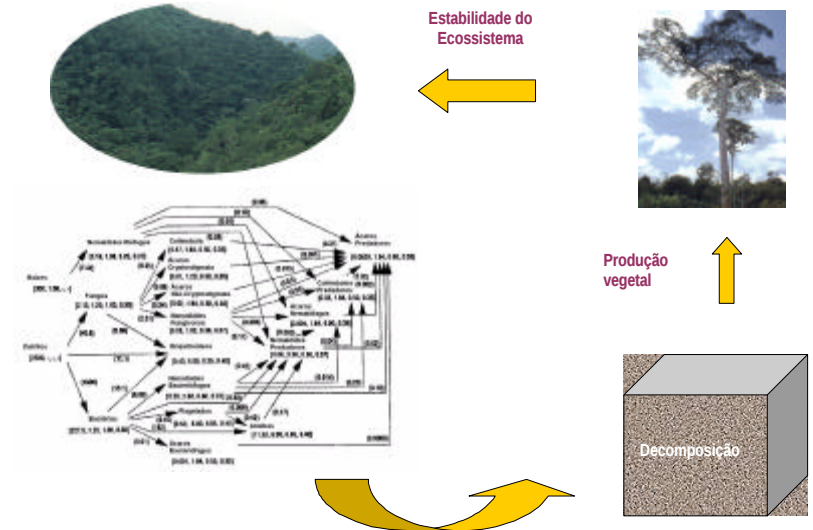


Figura 7 - Esquema das possíveis implicações do modelo de teias alimentares para a estabilidade do ecossistema.

(Figura 7). Nesse tipo de modelo, a maior ênfase é dada à dinâmica das populações presentes na comunidade do solo, o que não é nada fácil de se medir na prática. Esse tipo de abordagem têm sido desenvolvida principalmente para vertebrados, onde vários modelos já foram aplicados para medir os efeitos da competição e da predação sobre as populações. A aplicação dessa abordagem à fauna de solo é limitada por vários fatores, como a falta de conhecimento taxonômico, de conhecimento biológico (que permite estabelecer a funcionalidade) e pela própria constituição opaca do sistema solo.



Figura 6 - Esquema das possíveis implicações do modelo de González et al. (2001) para a estabilidade do ecossistema.

Os modelos hierárquicos são ferramentas interessantes, onde a diversidade funcional é um dos pressupostos. Cada “esfera de influência” (Beare et al., 1995) e “sistema biológico de regulação” (Lavelle et al., 1992) representam nichos que podem ser ocupados de maneira diferencial pelas espécies. Esses nichos decorrentes da heterogeneidade espacial podem ser resultantes da presença da

Relações entre a Diversidade da Fauna do Solo e o Processo de Decomposição e seus Reflexos sobre a Estabilidade dos Ecossistemas

Maria Elizabeth Fernandes Correia

1. Introdução

O solo é o habitat de um grande conjunto de organismos que estão em constante interação e cujas atividades determinam, em grande parte, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo por alterá-las de diferentes modos (Pankhurst; Lynch, 1994; Theenhaus; Scheu, 1996). Vários processos mediados por esses organismos contribuem, por exemplo, para a fertilidade de um solo, seja pela mineralização de nutrientes a partir da matéria orgânica do solo, pela fixação de nitrogênio, ou pela solubilização de fosfato.

A importância da biodiversidade para os ciclos biogeoquímicos pode ser vista mais diretamente através de transformações biogeoquímicas específicas que os organismos desempenham. Os microrganismos são os principais agentes da atividade bioquímica do solo, estando envolvidos diretamente em todos os processos biológicos e influenciando processos físicos e químicos. No entanto, a fauna do solo pode influenciar os processos edáficos através de duas vias principais: uma direta, pela modificação física da serapilheira e do ambiente do solo, e outra indireta, através de interações com a comunidade microbiana (González et al., 2001).

Os efeitos da fauna edáfica nos processos do solo têm sido discutidos em diversas revisões (Anderson, 1988; Hendrix et al., 1990; Lee; Pankhurst, 1992; Wolters, 1991). Do ponto de vista funcional, a fauna do solo é na maioria das vezes classificada por

tamanho em 3 principais grupos de invertebrados: microfauna, mesofauna e macrofauna (Swift et al., 1979). O tamanho desses invertebrados e sua forma de respiração (aquática ou aérea) refletem a sua forma de adaptação às limitações do ambiente (Lavelle, 1997).

Embora a fauna do solo exiba uma grande diversidade funcional, sem dúvida alguma, ela é largamente ultrapassada pela enorme diversidade de espécies contida nesse ambiente. Em apenas um hectare de floresta temperada é possível encontrar algumas centenas de espécies de invertebrados do solo (Andren et al., 1994). Por isto, muitos autores têm argumentado que um conhecimento detalhado da riqueza de espécies contribui pouco para a compreensão do funcionamento do ecossistema, principalmente devido ao alto grau de redundância funcional assumida por muitas espécies da fauna de solo (Di Castri; Younes, 1990). No entanto, apesar de muitos organismos apresentarem uma similaridade funcional, freqüentemente observam-se diferenças com relação aos limites de tolerância ambiental, requerimentos fisiológicos e preferências de microhabitat (Perry et al., 1989).

A fauna do solo, particularmente a macrofauna, exerce um papel fundamental na fragmentação do material vegetal e na regulação indireta dos processos biológicos do solo, estabelecendo interações em diferentes níveis com os microrganismos (Swift et al., 1979; Striganova, 1995). Em poucos casos, essas simbioses são do tipo mutualista, sendo mais freqüentes as simbioses acidentais, onde os microrganismos são ingeridos pela fauna junto com o próprio solo ou a serapilheira, encontrando no tubo digestivo e nas fezes desses invertebrados, um habitat favorável. Os efeitos dos animais sobre os microrganismos podem tanto ser estimuladores quanto inibidores (Theenhaus; Scheu, 1996). É esse balanço que promove uma regulação dos processos de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, da liberação de nutrientes.

gama complexa de vias energéticas que atuam como um “tampão” contra extremas explosões populacionais (McCann, 2000).

6. Como um Aumento da Diversidade da Fauna de Solo Pode Afetar a Estabilidade do Ecossistema?

Os modelos descritos na seção 4 são formas simplificadas de enxergar a dinâmica da fauna de solo, em relação aos processos que ocorrem no solo, e afetam diretamente a produção vegetal. Para responder a pergunta acima faremos um exercício de identificar nos modelos apresentados os agentes de estabilização do ecossistema decorrentes do aumento da diversidade, apresentados na seção anterior.

O modelo de González et al. (2001) considera que todas as espécies da fauna têm o mesmo peso, em um compartimento único; responsável por funções importantes, tais como: a modificação da serapilheira e do solo, e a regulação das populações microbianas. Esse modelo dá maior ênfase às interações do que à fauna do solo, propriamente dita. Não está claro no modelo qual a diversidade necessária, seja de espécies ou funcional, para manter essas funções e garantir a produção vegetal, contribuindo assim, para a estabilidade do ecossistema. Pelo modelo, pode-se imaginar que se uma espécie hipotética fosse capaz de desempenhar esses serviços, essa seria a diversidade da fauna de solo necessária para manter o processo de decomposição (Figura 6).

No modelo de teias alimentares, exemplificado pela teia apresentada por De Ruiter et al. (1995), existem vários níveis tróficos, com mais de um grupo de animais de solo por nível trófico. Esse modelo pressupõe a existência de interações de competição e predação, capazes de gerar covariâncias negativas e efeitos de interações fracas. Dessa forma, a partir da utilização de teias alimentares que descrevam a dinâmica da fauna do solo, é possível observar qual o tipo de diversidade presente (de espécies somente ou funcional), e o quanto ela contribui diretamente para a decomposição, e indiretamente para a estabilidade do ecossistema.

Uma outra razão pela qual comunidades mais diversas podem ser mais estáveis são efeitos de média estatística (Doak, 1998). Em diversas circunstâncias, a soma de diversos itens independentes variando ao acaso é menos variável do que a média de cada item (Tilman, 1999). Esse princípio é bastante usado em economia, onde se considera que portfólios mais diversos são menos voláteis. Dessa forma, Tilman (1998) denominou esse agente da estabilidade de "efeito portfólio".

A relação diversidade-estabilidade também se evidencia através do efeito de covariância negativa. Interações competitivas resultam em uma covariância negativa, já que o aumento na abundância de uma espécie provoca uma redução na abundância da sua competidora, e vice-versa (Tilman, 1999). Se as covariâncias entre espécies (sp.a e sp.b) são negativas ($cov(a,b) < 0$), então, a variância na abundância das duas espécies, expressa pela seguinte fórmula:

$$S^2_{(a+b)} = S^2_a + S^2_b + 2 \text{ cov}(a,b)$$

será menor do que a soma das variâncias individuais ($S^2_a + S^2_b$) (McCann, 2000).

Os modelos de redes alimentares lidam com outro tipo de interação negativa, a predação que pode também ter fortes efeitos na relação diversidade-estabilidade. Uma comunidade simplificada em que um consumidor está fortemente associado a um único recurso, está sujeita a fortes oscilações nesta interação, podendo levar a extinção de ambas as espécies. O aumento da diversidade de predadores e presas faz com que o fluxo de energia seja dividido por mais espécies, enfraquecendo cada par da interação. Esse efeito chamado de "efeito de interações fracas", serve para gerar covariâncias negativas entre recursos, gerando um efeito estabilizador ao nível de população e comunidade (McCann, 2000).

De forma concisa, é possível dizer que a estabilidade do ecossistema depende da habilidade da comunidade de conter espécies ou grupos funcionais capazes de dar diferentes respostas às condições do ambiente. As redes alimentares possuem uma

2. Agrupamento da Fauna de Solo em Classes de Tamanho

A **microfauna do solo** compreende os invertebrados aquáticos que vivem no filme de água do solo, e cujo tamanho é inferior a 0,2 mm (Lavelle, 1997). É composta principalmente por protozoários e nematódeos, com densidades de cerca de $10^7 \cdot m^{-2}$ e $10^9 \cdot m^{-2}$, respectivamente, em alguns solos (Anderson, 1988). Esses organismos alimentam-se preferencialmente de fungos e bactérias, embora formas predadoras e parasitas também sejam abundantes. Seus efeitos diretos nos ciclos biogeoquímicos ocorrem, principalmente, através do consumo e assimilação de tecidos microbianos e pela excreção de nutrientes minerais (Beare et al., 1995).

A **mesofauna do solo** compreende um conjunto diverso de organismos, tais como ácaros, colêmbolos e enquitreídeos, e cujo tamanho varia entre 0,2 a 2,0 mm (Lavelle, 1997). Os enquitreídeos do solo afetam diretamente a ciclagem biogeoquímica através do processamento geofágico da matéria orgânica e das mudanças na distribuição de tamanhos dos poros, o que pode afetar o transporte de solutos e a disponibilidade de O_2 (Didden, 1990). Os efeitos diretos dos microartrópodes nos ciclos biogeoquímicos resultam em um aumento da mineralização de nutrientes durante a sua alimentação, disponibilizando-os para a microflora e a fauna. A fragmentação de detritos vegetais promovida por esses invertebrados e a deposição das suas fezes, aumenta a superfície específica para o ataque microbiano, facilitando a lixiviação dos constituintes solúveis em água (Seastedt, 1984). Diferenças espécie-específicas nas contribuições para a ciclagem biogeoquímica são pouco conhecidas, embora muitos microartrópodes sejam fungívoros, outros bacterívoros ou predadores, alimentando-se de um grande número de grupos da micro e mesofauna. Estudos recentes indicam, contudo, que muitos microartrópodes são onívoros, mudando os hábitos alimentares conforme muda a disponibilidade de recursos, uma característica que torna difícil o arranjo em grupos funcionais (Moore et al., 1988;

Mueller et al.,1990; Walters et al., 1988).

A **macrofauna do solo** é representada por um grupo diverso tanto em termos morfológicos quanto comportamentais, que inclui minhocas, térmitas e diplópodes, entre outros, com diâmetro corporal superior a 2 mm. Esse grupo de invertebrados possui habilidade para cavar e criar estruturas específicas que permitem a sua movimentação e sobrevivência no solo, tais como: buracos, galerias, ninhos e câmaras, além da deposição de coprólitos e fezes resultantes da sua atividade alimentar. Esses organismos também têm sido chamados de “engenheiros do ecossistema” pela sua capacidade de afetar profundamente a estrutura do solo (Stork; Eggleton, 1992). Seus efeitos diretos na ciclagem biogeoquímica ocorrem através da fragmentação e incorporação ao solo de detritos vegetais, promovendo um aumento na disponibilidade de recursos para os microrganismos e mediando a transferência de solutos e particulados profundamente no perfil do solo. Eles também afetam a ciclagem biogeoquímica através do rearranjo físico das partículas do solo, mudando a distribuição de tamanho de poros e, como resultado, os padrões de infiltração e emissão de gases (Beare et al., 1995). Os efeitos das minhocas são universalmente conhecidos, mas o turnover do solo promovido por formigas e cupins pode ser igualmente importante (Lobry de Bruyn; Conacher, 1990).

3. A Diversidade da Fauna de Solo

As estimativas para a biodiversidade global giram em torno de 5 a 80 milhões de espécies. A maior parte dessa biodiversidade é composta por invertebrados, que por sua vez, em sua maioria são artrópodes e mais precisamente insetos. A maior parte dos insetos terrestres fazem parte da comunidade do solo em, pelo menos, uma fase do seu ciclo de vida (GILLER, 1996).

Apesar dessa potencialidade em termos de diversidade, pouco se conhece sobre as espécies, a estrutura e a dinâmica das comunidades da fauna de solo. O volume de 1m² de solo em uma floresta temperada pode conter mais de 200 espécies de artrópodes e até 1.000 espécies de animais do solo em geral (Usher; Parr,

“dinamicamente frágil” ou “dinamicamente robusta” (Begon et al, 1995).

As causas da estabilidade têm sido objeto de muita discussão teórica e manipulação matemática desde a década de 50, mas até hoje não existem estudos conclusivos que determinem quais os agentes da estabilidade e que permitam estabelecer o nível de resiliência e resistência de uma comunidade antes da perturbação.

A primeira relação teórica estabelecida é a de que uma maior diversidade é capaz de promover uma maior estabilidade. Elton em 1958 argumentava que “comunidades simples eram mais facilmente desestruturadas do que as comunidades mais ricas e, portanto, mais vulneráveis a invasões” (McCann, 2000). Odum em 1953 observou a ocorrência de grandes flutuações de densidade populacional em comunidades simplificadas; e MacArthur em 1955, afirmou que a multiplicidade de presas e predadores era capaz de evitar um colapso na comunidade. Estes autores chegaram as mesmas conclusões que Elton, de que uma maior diversidade de espécies seria capaz de promover uma maior estabilidade na comunidade (McCann, 2000).

Os trabalhos de May (1972) e outros ecólogos através de modelos matemáticos de redes tróficas geradas ao acaso, demonstraram uma relação inversa entre diversidade e estabilidade, de modo que comunidades altamente diversas eram extremamente instáveis.

Trabalhos mais recentes demonstram haver uma correlação positiva entre diversidade e estabilidade do ecossistema. No entanto, essa relação nem sempre ocorre com a diversidade de espécies, e sim com a diversidade funcional (MCCANN, 2000). Uma explicação para isso é que com o aumento da diversidade, há a possibilidade de que pelo menos algumas espécies irão responder diferencialmente a condições variáveis e perturbações. Uma outra possibilidade é que uma maior diversidade promova uma maior redundância funcional por conter espécies que são capazes de substituir funcionalmente espécies importantes (MCCANN, 2000). Estas duas explicações reunidas recebem o nome de *insurance hypothesis*, que pode ser traduzida como “hipótese da segurança”.

(Waid, 1999). Da mesma forma, quando se analisa em detalhe a ação dos saprófagos, observa-se que essa ação é contemplada em todos os modelos, onde a atividade alimentar gera uma transformação física e química da serapilheira, propiciando um ambiente favorável para a microflora do solo. No entanto, a intensidade dessas transformações é dependente de fatores tais como, o metabolismo e estratégia de vida do organismo saprófago, quantidade e qualidade do recurso alimentar, tipo de solo e características climáticas (Lavelle et al., 1992).

5. Existe Relação entre Diversidade e Estabilidade?

Stuart Pimm, em seu livro “The Balance of Nature?” afirma que o termo “estabilidade ecológica” é uma nova forma de falar sobre o “balanço da natureza” (Pimm, 1991). Segundo o autor, uma expressão veio substituir a outra, mas guarda o mesmo sentido de restauração após algum tipo de perturbação. A estabilidade surge da natureza, ou seja, de processos ecológicos dentro de populações, das interações entre espécies em uma comunidade e o ambiente físico. Pimm (1991) ainda comenta que, de modo geral, não se fala em “estabilidades”, mas sim em “estabilidade”. Do mesmo modo, é comum referir-se ao “balanço da natureza” e não aos “balanços da natureza”. A utilização do singular revela que no senso comum dos ecólogos, a estabilidade resulta da integração de vários processos indissociáveis, gerando um processo unitário.

Quando se fala em estabilidade, se têm a idéia de permanência no tempo de um determinado ecossistema. Na verdade, a permanência ou estabilidade pode ocorrer de diferentes modos, o que resulta em diferentes tipos de estabilidade. A primeira distinção que pode ser feita é entre a resiliência e a resistência. A resiliência descreve a rapidez com que uma comunidade volta ao seu estado de equilíbrio após ter sido perturbada. A resistência descreve a capacidade da comunidade de evitar este deslocamento do ponto de equilíbrio (Begon et al., 1995). Outros tipos de estabilidade podem considerar a intensidade do impacto, como no caso da “estabilidade local” e da “estabilidade global”, ou a gama de condições ambientais em que uma comunidade é estável, caracterizando essa comunidade como

1977). O número de artrópodes do solo e da serrapilheira é comumente 5 vezes maior do que o encontrado nas copas das árvores em uma floresta (May, 1990). O número de espécies de ácaros do solo descritas encontra-se entre 20.000 e 30.000, enquanto que para Collembola, apenas cerca de 6.500 espécies já foram descritas (Andren et al., 2002). Não existem estimativas de quantas espécies ainda estão por ser descobertas, especialmente em ambientes tropicais. No entanto, é provável que menos do que 50% dos artrópodes de solo norte-americanos tenham sido descritos (André et al., 2002).

4. A Importância da Fauna de Solo para o Processo de Decomposição

Apesar do pouco conhecimento das comunidades do solo, sabe-se que os animais detritívoros desempenham um papel chave na decomposição através da fragmentação da serapilheira, regulação de populações microbianas e outras funções (Giller, 1996). Vários modelos teóricos têm sido propostos com o objetivo de elucidar qual a real importância da fauna de solo para a decomposição e ciclagem de nutrientes, os quais variam em complexidade e na perspectiva de abordagem. Alguns desses modelos são descritos a seguir, os quais tentam estabelecer o tipo e a magnitude da interferência da fauna de solo no processo de decomposição da matéria orgânica, e seus efeitos na dinâmica do ecossistema.

4.1. Modelo de Efeitos Reguladores Diretos e Indiretos

Um dos modelos conceituais mais simples tenta explicar a função reguladora da fauna de solo nos processos do ecossistema, através das interações com microrganismos e modificações dos substratos (González et al., 2001) (Figura 1). De acordo com o modelo, a fauna de solo teria uma ação direta e importante sobre os processos do ecossistema através da modificação física da serapilheira e do ambiente do solo. A segunda via de ação seria indireta, através da regulação das comunidades microbianas. Esse modelo é

extremamente geral e não distingue entre os modos de ação da micro, meso e macrofauna. Desta forma, não se estabelecem estratégias, assim como não se definem o peso de fatores reguladores da fauna, tais como os substratos e microhabitats em questão.

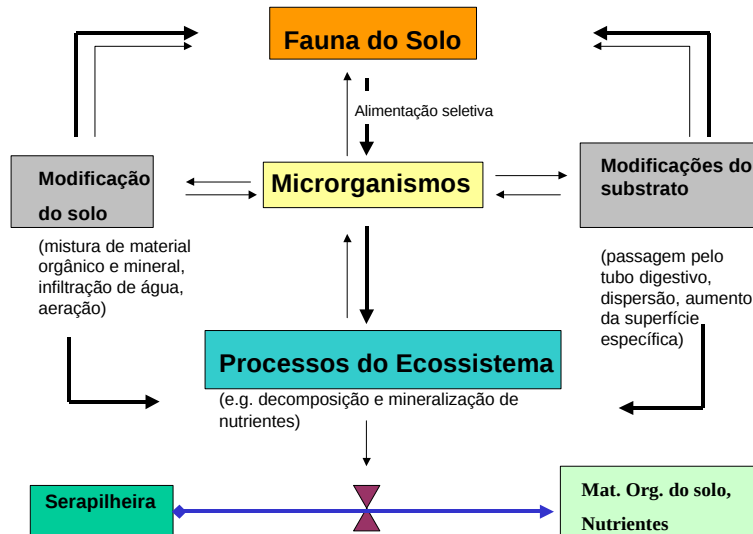


Figura 1- Modelo conceitual indicando os efeitos diretos (setas grossas) e indiretos (setas finas) da fauna de solo, pelos quais os processos do ecossistema são afetados (Ganzález et al., 2001).

4.2. Modelo de Teias Alimentares do Solo

Sem dúvida, um dos aspectos funcionais da fauna de solo mais relevantes está relacionado à sua participação na ciclagem de nutrientes no ecossistema, que é fundamental para o crescimento vegetal e que ocorre, principalmente, pela atividade alimentar da fauna de solo. É natural, portanto, que o modelo de teias alimentares tenha sido proposto como uma forma de abordar a funcionalidade da fauna de solo dentro do ecossistema. De acordo com Wardle (1999), a teia alimentar decompositora tem um papel fundamental em modificar a disponibilidade de nutrientes para as

mutualismo externo com a microflora baseado em um “rúmen externo” (Swift et al., 1979). Os artrópodes da serapilheira podem digerir parte da biomassa microbiana ou desenvolver interações mutualísticas nos seus excrementos. Nessas estruturas, os recursos orgânicos que foram fragmentados e umedecidos durante a passagem pelo tubo digestivo, são ativamente digeridos pela microflora. Após alguns dias de incubação, os artrópodes freqüentemente reingerem estes excrementos e absorvem os compostos orgânicos assimiláveis que foram disponibilizados pela atividade microbiana, e ocasionalmente parte da biomassa microbiana (Hassal; Rushton, 1982).

C) Engenheiros do Ecossistema

Nessa guilda, encontram-se organismos da macrofauna, principalmente minhocas e térmitas, que são grandes o bastante para desenvolver relações mutualísticas com os microrganismos no interior do seu próprio tubo digestivo. Essas interações podem ser obrigatórias (como no caso dos protozoários flagelados e os térmitas inferiores) ou simbioses facultativas, como as que ocorrem no tubo digestivo dos térmitas superiores e minhocas (Breznak, 1984). Esses animais geralmente ingerem uma mistura de materiais orgânicos e minerais. Os ácidos orgânicos produzidos pela digestão, e a subsequente incubação da matéria orgânica nos coprólitos, são normalmente floculados na presença de minerais de argila e elevada atividade microbiana (Lavelle, 1997). Os excrementos produzidos, que são grandes (na faixa de 0,1-2 cm ou mais) podem fazer parte da estrutura dos macroagregados e participar proeminantemente da formação de estruturas estáveis através da regulação da porosidade, densidade e outras propriedades do solo (Bal, 1982).

Todos os modelos conceituais discutidos enfatizam o caráter metabiônico da fauna de solo. Metabiose é um tipo de ação biológica, pela qual espécies ou grupos funcionais de organismos criam, mantêm ou modificam ambientes e habitats, permitindo que outras espécies possam crescer, sobreviver e, até mesmo, evoluir

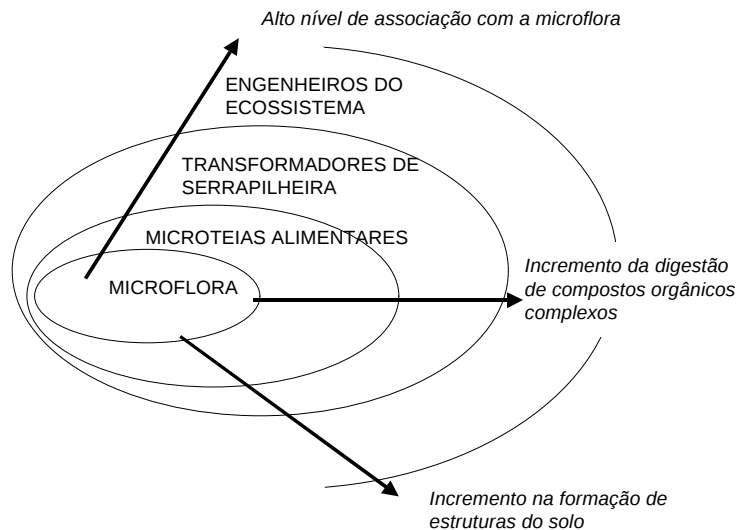


Figura 5: Modelo de guildas proposto por Lavelle (1997).

A) Micro-teias Alimentares

Compreendem a microfauna predadora de bactérias e fungos e seus predadores. Devido ao seu tamanho reduzido, a microfauna não é capaz de produzir excrementos sólidos que gerem estruturas duradouras e estáveis após a sua deposição. No entanto, esses organismos possuem um impacto considerável na dinâmica populacional de microrganismos e na liberação de nutrientes imobilizados na biomassa microbiana. Esse processo é especialmente importante na rizosfera. Colêmbolos, ácaros predadores, e até mesmo invertebrados maiores como as minhocas, podem estender essa teia alimentar por muitos outros níveis tróficos (Lavelle, 1997).

B) Transformadores de Serapilheira

Compreendem a mesofauna e os grandes artrópodes que normalmente ingerem material orgânico puro e desenvolvem um

plantas. Embora a mineralização de nutrientes ocorra principalmente pela ação do nível trófico basal da teia alimentar do solo (fungos e bactérias), a sua atividade é profundamente afetada pelos animais do solo de níveis tróficos superiores (Wardle, 1999). Apesar dessa visão de teia alimentar se utilizar dos mesmos fundamentos de outros modelos, como o já citado modelo de González et al. (2001), que trata das interações com microrganismos e a ação direta sobre a serapilheira, ela discrimina melhor algumas forças reguladoras. É possível a partir da teia alimentar de um sistema, inferir se a regulação das populações componentes é limitada pelo recurso inicial, as chamadas teias alimentares *bottom-up*, ou se a ação de um ou mais predadores de fim de cadeia é decisiva no fluxo de energia, as teias *top-down*. Além disso, a teia alimentar é um instrumento interessante de previsão do comportamento biótico do sistema após alguma intervenção, que tenha como consequência, a extinção de espécies ou a contaminação local.

O modelo de teia alimentar tem sido bem discutido e várias teias de ecossistemas específicos têm sido descritas. No entanto, na grande maioria, os organismos do solo são largamente ignorados. Tais teias seguem o modelo clássico de um nível produtor (plantas) e alguns níveis de consumidores, que em sua maioria, são animais vertebrados. Cohen et al. (1990) compilaram da literatura 113 teias alimentares com o objetivo de testar e desenvolver a teoria de teias alimentares, mas em nenhuma delas os organismos do solo foram considerados. Existem vários argumentos para se entender porque, apesar de serem uma ferramenta poderosa de conhecimento da dinâmica e, até mesmo de manejo do solo, tais modelos de teias alimentares ainda sejam escassos. Swift et al. (1979) argumentam que o grande grau de redundância funcional e flexibilidade alimentar da biota do solo, torna muito difícil atribuir um nível trófico a uma determinada espécie. Além disso, a capacidade de previsão e entendimento do ecossistema a partir de teias alimentares do solo torna-se difícil dentro do arcabouço teórico existente. De acordo com Wardle; Giller (1996), as teias alimentares do solo apresentam propriedades frequentemente identificadas, pelo menos de acordo com os modelos teóricos existentes, como desestabilizadoras. Tais

características são: cadeias alimentares muito longas, onivoria generalizada, compartimentalização dentro dos habitats e provavelmente uma alta complexidade. Contudo, algumas evidências sugerem que apesar destas propriedades, as teias alimentares do solo se mantêm estáveis e são relativamente resistentes a perturbações drásticas, como as provocadas pela agricultura convencional (Wardle, 1995). As razões para esta aparente estabilidade provavelmente incluem a estrutura tridimensional do solo e a sua estrutura física agindo como um tampão (Wardle, 1995); a estabilidade inerente aos sistemas com base em detritos (De Angelis, 1992) e a ação conjunta de efeitos *top-down* e *bottom-up*, resultando numa estabilização das teias alimentares do solo (De Ruiter et al., 1995).

Com poucas exceções, as teias alimentares do solo até então estudadas, dão maior ênfase à micro e mesofauna, como pode ser visto na teia apresentada por De Ruiter et al. (1995), ilustrada na Figura 2.

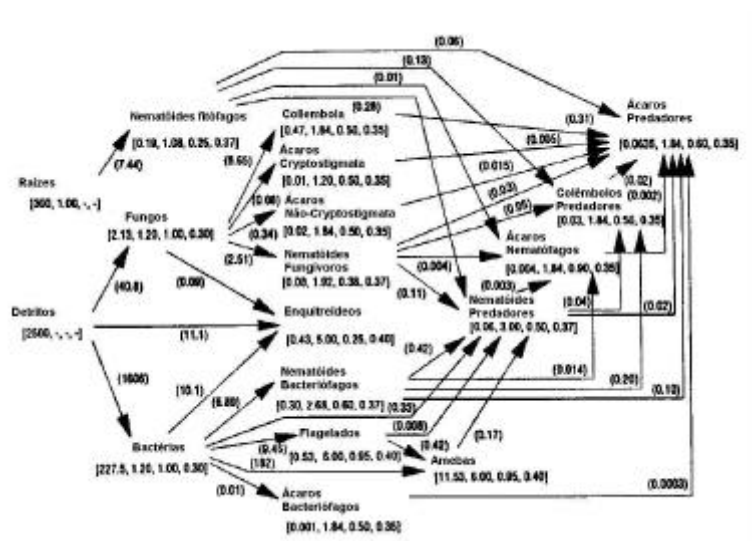


Figura 2 - Diagrama apresentando a teia alimentar decompositora da fazenda experimental de Lovinkhoeve (adaptado de De Ruiter et al., 1995).

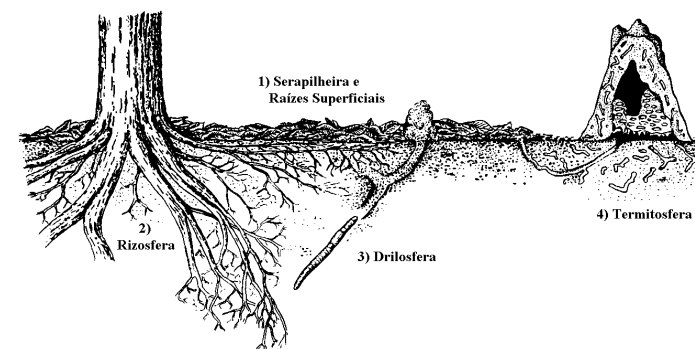


Figura 4 - Sistemas Biológicos de Regulação (SBR) dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes no solo (Lavelle et al., 1992).

4.4. Modelo de Guildas da Fauna de Solo

Além de descrever os Sistemas Biológicos de Regulação, que representam microhabitats onde ocorre uma dinâmica própria dos processos de decomposição, Lavelle (1997) também identificou três guildas de invertebrados do solo, a saber: micro-teias alimentares, transformadores de serapilheira e engenheiros do ecossistema, que são posteriormente descritos (Figura 5).

De acordo com Colinviaux (1993) uma guilda representa um conjunto de animais que exploram o mesmo recurso, mas o fazem de modo a minimizar a sobreposição de nichos. Tal conceito apresenta semelhanças com o de grupo funcional, mais amplamente difundido. No caso das guildas propostas por Lavelle (1997), esses três grupos podem ser distinguidos com base na relação que estabelecem com os microrganismos do solo e o tipo de excremento que produzem. Os excrementos dos invertebrados são de fundamental importância na evolução da matéria orgânica (Martin; Marinissen, 1993), na formação e manutenção da estrutura do solo e, a longo prazo, influenciam em processos pedológicos. As guildas propostas foram assim definidas:

conhecido como bioturbação, sendo mais evidente em solos com baixos teores de argila (Oades, 1993).

Em regiões temperadas, a atividade alimentar de artrópodes na serapilheira pode gerar grandes acumulações de agregados fecais (Rusek, 1985), que por sua vez, podem servir de alimento para outros invertebrados. Em outros solos, os coprólitos de minhocas podem representar cerca de 50% dos macroagregados nos horizontes superficiais (Lee, 1985).

E) Rizosfera

É a zona de influência das raízes, sendo um ambiente espacialmente e temporalmente variável. Os produtos do rizopodon estimulam a atividade microbiana, e por consequência, a fauna a qual se encontra acoplada (Beare et al, 1995). A biomassa da microflora do solo e da fauna são geralmente superiores na rizosfera do que no restante do solo, embora a diversidade não siga necessariamente essa tendência (Bowen; Rovira, 1991).

Através de interações hierárquicas, a biodiversidade nos ambientes do solo e acima do mesmo, é fundamental para desenvolver e manter o mosaico de *patches* e microsítios no solo. A grande variabilidade de recursos e tipos de refúgios (tipos de serapilheira, coprólitos, macroporos, agregados), que compreendem esses *patches* são um produto da diversidade a diferentes escalas espaciais e temporais (comunidades de plantas, comunidades da macrofauna) (Beare et al., 1995).

Lavelle et al. (1992) propõem, dentro da mesma abordagem hierárquica que Beare et al. (1995), que os processos de decomposição e fertilidade de solos tropicais são predominantemente controlados por agentes biológicos e descrevem 4 principais "Sistemas Biológicos de Regulação", a saber: o sistema de serapilheira e raízes superficiais, a rizosfera, a drilosfera e a termitosfera (Figura 4).

4.3 - Modelos Hierárquicos de Esferas de Influência e Sistemas Biológicos de Regulação

Os modelos que são discutidos em seguida se distinguem dos anteriores, por serem modelos hierárquicos e considerarem a heterogeneidade espaço-temporal como a principal força organizadora da biota do solo. Fatores como a disponibilidade de recursos, condições microclimáticas, fertilidade e estrutura do solo podem influenciar o tamanho, a composição e a distribuição das comunidades da biota do solo (Beare et al., 1995). Por outro lado, as características da estrutura das comunidades do solo, afetam a

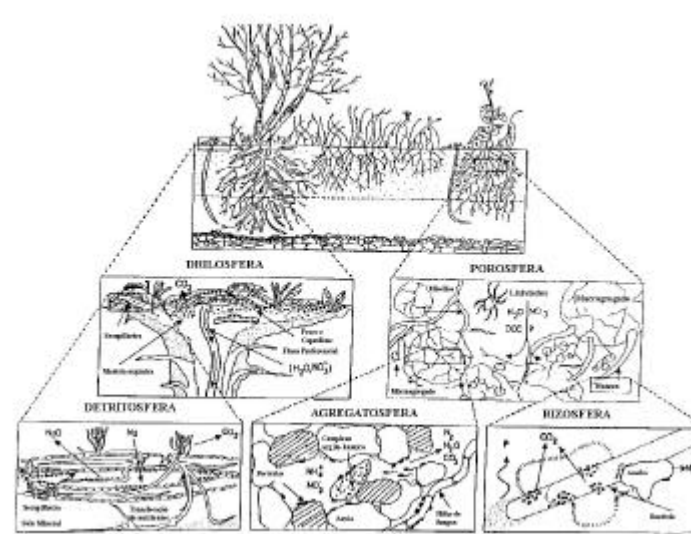


Figura 3: Modelo hierárquico de esferas de influência da biodiversidade do solo (adaptado de BEARE et al., 1995).

intensidade e localização de interações interespecíficas e transformações biogeoquímicas dos solos, fatores que são importantes na determinação das propriedades funcionais do ecossistema (Anderson, 1988). Os solos podem ser vistos como sendo compostos por um número de "esferas de influência" biologicamente relevantes, e que definem muito da sua

heterogeneidade espacial e temporal. Exemplos dessas esferas incluem a detritosfera, a drilosfera, a porosfera, a agregatosfera e a rizosfera (Beare et al., 1995) (Figura 3).

Essas esferas são formadas e mantidas por influências biológicas que operam a diferentes escalas de tempo e espaço. Embora não sejam mutuamente exclusivas, cada esfera apresenta propriedades distintas que regulam as interações entre organismos e os processos biogeoquímicos que regulam (BEARE et al. 1995). A seguir são detalhadas algumas características de cada uma destas esferas.

A. Detritosfera

A diversidade e a estrutura das comunidades vegetais podem ser importantes na determinação da heterogeneidade espaço-temporal da detritosfera, ou seja, da zona de detritos vegetais e animais em decomposição, comumente chamada de serapilheira. A distribuição das espécies vegetais cria uma espécie de mosaico na serapilheira, com pequenas áreas onde ocorre uma acumulação, composição e até mesmo qualidade diferencial. Essas áreas, denominadas de *patches* podem constituir-se em diferentes tipos de habitat para microrganismos e espécies da fauna de solo. É lógico imaginar-se que para uma área de vegetação diversa, poderiam ser identificadas várias teias alimentares restritas a cada um dos diferentes *patches* gerados.

Relações entre a qualidade da serapilheira (composição química), decomposição e dinâmica de nutrientes minerais são bem conhecidas para a serapilheira de algumas espécies isoladas (Melillo et al., 1982; Taylor et al., 1989; Bernhard-Reversat, 1996 e 1999). No entanto, na maioria dos ecossistemas ocorre uma mistura de espécies vegetais, gerando uma serapilheira com características complexas. A ação da fauna de solo pode alterar o tamanho e a distribuição da serapilheira na superfície do solo. Tanto componentes da mesofauna, como os microartrópodes, quanto da macrofauna, como os diplópodes, fragmentam ativamente a serapilheira, aumentando a superfície específica disponível para o

ataque microbiano, além de misturar os fragmentos com outros detritos (Anderson et al., 1985; Seastedt, 1984).

B) Drilosfera

Corresponde a zona de influência criada pela ação das minhocas, e que se estende da serapilheira ao volume de solo ao redor das galerias (Beare et al., 1995). As minhocas promovem uma redistribuição da serapilheira, tanto verticalmente quanto horizontalmente no ambiente do solo, criando *patches* de matéria orgânica que são ao mesmo tempo substrato e refúgio para microrganismos e fauna (Lee, 1985).

C) Porosfera

A biota associada ao solo, sejam raízes, minhocas ou a macrofauna em geral, promove um rearranjo das partículas do solo, criando macroporos cilíndricos, os quais, estendem-se por distâncias consideráveis no solo, formando canais preferenciais para o fluxo de água e nutrientes sob determinadas condições (Beare et al., 1995). Esse meio denominado de "porosfera" por Vannier (1987) é ocupado por organismos que vão desde bactérias, protozoários e nematódeos que ocupam o filme de água do solo a microartrópodes e micélios de fungos que são habitantes dos macroporos e vivem em um ambiente aéreo.

D) Agregatosfera

A agregatosfera pode ser definida como o conjunto de todos os componentes orgânicos e minerais, que encontram-se hierarquicamente organizados e variam em tamanho de micro a macroagregados. A biota do solo se relaciona com essa esfera de dois modos: pela criação e/ou degradação dos agregados e pelo uso do agregado como microhabitat. Essa segunda forma de interação está basicamente restrita a microrganismos e a alguns elementos da microfauna, tais como protozoários. A formação de agregados pela fauna do solo ocorre principalmente pelo fenômeno