

COMPARAÇÃO ENTRE BIOMASSAS DE QUATRO ORDENS DE ARTRÓPODES CURSORES EM TRÊS FITOFISIONOMIAS DA PAISAGEM (IGRAPIÚNA, BAHIA, BRASIL)

ARIANE LIMA XAVIER*, TONI PABLO SOUTO GALINDO, PATRÍCIA ALVES FERREIRA, PERIMAR ESPÍRITO SANTO DE MOURA & CAROLINA ESTEVAM DE PINHO ALMEIDA

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Rua Barão de Geremoabo s/n, Ondina, 40170-115, Salvador, Bahia

*Autor para correspondência: (arianelx@yahoo.com.br)

(Comparação entre biomassas de quatro grupos de artrópodes cursores em três fitofisionomias da paisagem (Igrapiúna, Bahia, Brasil)) – Áreas compostas por matrizes florestadas e sistemas agrofloretais podem minimizar os efeitos da fragmentação ao conectar remanescentes de vegetação nativa. Neste estudo, avaliou-se a biomassa de quatro grupos de artrópodes cursores que ocorrem na matriz de seringal e nos fragmentos florestais em estádios iniciais e avançados de regeneração, com intuito de verificar a permeabilidade da monocultura (*Hevea brasiliensis*) e sua possível utilização como área de conexão entre fragmentos florestais isolados. Oito pontos aleatórios foram marcados nas três fitofisionomias e quatro armadilhas foram instaladas em cada ponto. Os artrópodes capturados foram separados por grandes grupos (ordem) e sua biomassa (peso úmido) foi determinada. As ordens escolhidas foram Araneae, Dermaptera, Blattaria e Isopoda. Araneae e Isopoda foram mais abundantes no seringal, enquanto Dermaptera e Blattaria nos fragmentos. Os valores de biomassa apresentaram maior amplitude de variação entre os pontos amostrais dos fragmentos do que os pontos do seringal. Não foi detectada diferença significativa considerando as três fitofisionomias, contudo, ao analisar as interações entre os níveis do fator (três fitofisionomias comparadas dois a dois), foi verificada significância entre fragmentos em estágio avançado de regeneração e plantações de seringal. A menor biomassa apresentada pelo seringal pode indicar a sua ineficiência para a conexão dos remanescentes de mata.

Palavras-chave: Artrópodes, biomassa, *Hevea brasiliensis*.

(Comparison among four cursors arthropod groups biomass in three different vegetational composition sites of the landscape (Igrapiúna, Bahia, Brazil)) – Areas with forested matrix and agricultural systems can minimize the effects of fragmentation by connecting the remaining native vegetation. This study evaluated the biomass of four groups of cursors arthropods that occur in the rubber-tree matrix and in the forested fragments in early and advanced regeneration stage, aiming to verify the permeability of this monoculture (*Hevea brasiliensis*) and the possibility of using it to connect isolated fragmented areas. There were eight randomized points in the three different vegetable composition and four pitfalls were used for each point. The sampled arthropods were separated by groups (Order) and their biomasses (humid weight) were measured. The chosen Orders were Araneae, Dermaptera, Blattaria and Isopoda. According to the most abundant groups, Araneae and Isopoda were chosen to the rubber-tree plantation as Dermaptera and Blattaria were to the forest areas. The biomass scores showed bigger amplitude variation among primary forest sites and fragments than in the rubber-tree plantation. There was no significant difference among the three areas. However the analyses of the interactions among the factor levels (three different vegetable composition compared two to two) has pointed out significance between the forested fragments in regeneration advanced stage and the rubber-trees plantation. The inferior values of biomass of the plantation of the rubber-trees can indicate its inefficiency to connect remaining native vegetation.

Key words: Arthropods, biomass, *Hevea brasiliensis*.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais constituem ambientes que concentram uma grande quantidade de espécies animais (MITTERMEIER *et al.*, 2000) e a ação antrópica tem alterado estas paisagens, originalmente florestadas, formando ilhas de vegetação imersas em uma matriz de ambiente intransponível às espécies típicas de áreas florestadas (BIERREGAARD *et al.*, 1997). Embora o processo de fragmentação do ambiente exista naturalmente, ele tem sido intensificado pela ação humana (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Esse processo pode resultar na extinção local de espécies em consequência da redução de hábitat e da alteração das condições microclimáticas originais, além dos efeitos em cascata derivados de alteração dos processos de interação ecológica entre as espécies das comunidades residentes, favorecendo, inclusive, a colonização de espécies invasoras

(SAUNDERS *et al.*, 1991; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000; HAILA, 2002; MCGARIGAL & CUSHMAN, 2002).

Dentre as florestas tropicais, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, que originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira (TABARELLI *et al.*, 2005). Atualmente está reduzida a menos de 8% de sua cobertura original, sendo considerada um dos biomas mais ameaçados do planeta. Este fato, aliado à ocorrência de altos índices de espécies endêmicas, a inclui entre os cinco *hotspots* mundiais mais importantes (BINH *et al.*, 2008). Os impactos de diferentes ciclos de exploração e a concentração de grandes cidades e núcleos industriais contribuíram para que essa vegetação fosse reduzida. Atualmente, boa parte dos seus remanescentes florestais e paisagens cultivadas encontram-se como pequenos fragmentos isolados, perturbados e insuficientemente inventariados (VIANA & PINHEIRO, 1998).

Muitos destes fragmentos localizam-se entre sistemas agroflorestais. Áreas compostas por matrizes florestadas e sistemas agroflorestais minimizam hipoteticamente os efeitos da fragmentação ao conectar fragmentos distantes (COSTA, 2004). Segundo BRAGAGNOLO *et al.* (2007), a qualidade do hábitat é mais importante que a quantidade ou configuração para a persistência de espécies ou para riqueza de assembléias em paisagens fragmentadas. Sendo assim, o conhecimento da distribuição das espécies nos diferentes elementos da paisagem possibilita a análise sobre a permeabilidade da matriz e sua possível conexão entre fragmentos florestais, subsidiando ações de manejo a serem adotadas por gestores ambientais e outros tomadores de decisão.

O grupo dos invertebrados terrestres é de grande importância para as áreas florestadas. A análise de invertebrados utilizados como bioindicadores tem possibilitado o diagnóstico de possíveis impactos causados pela fragmentação e modificação de hábitats, bem como a avaliação destes impactos para a implantação de áreas agrícolas e outras monoculturas (KREMEN *et al.*, 1993; MCGEOCH & CHOWN, 1998, THOMAZINI & THOMAZINI, 2000). Representantes de 75% dos invertebrados, com mais de 50% de suas espécies ocorrendo nos ecossistemas terrestres, os artrópodes podem ocupar diversos ecossistemas, micro-hábitats e nichos ecológicos (BORROR & DELONG, 1988). Além disso, esses animais representam a maior parte da biodiversidade tropical e biomassa dominante entre os animais; cumprem papéis ecológicos importantes, como decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, polinização, controle biológico, parasitas, predadores, além de representarem uma fonte de alimento abundante para os demais níveis tróficos (SCHOWALTER, 1996), sendo considerados melhores preditores de conservação em áreas de florestas tropicais que vertebrados (CARVALHO *et al.*, 1999; LAURENCE *et al.*, 1991; LAURENCE & BRITTON, 1991; BRAGAGNOLO *et al.*, 2007). No entanto, poucos trabalhos empíricos abordaram os efeitos da fragmentação de florestas tropicais sobre as comunidades de invertebrados, principalmente em biomas muito ameaçados como a Mata Atlântica.

A associação da biomassa dos artrópodes à disponibilidade de alimento para níveis tróficos superiores pode ser usada para se avaliar a qualidade de um ambiente em relação às redes tróficas e à capacidade do ambiente de manter populações de consumidores primários e secundários. A estimativa de biomassa é um importante descritor para estudos de população envolvendo estimativas de energia e transferência mineral, além de relações presa-predador (GANIHAR, 1997).

Diante desse contexto, o objetivo desse estudo foi (1) comparar a diferença entre a biomassa de quatro ordens de artrópodes cursores que ocorrem em três elementos da paisagem: matriz de seringal, fragmentos florestais em estádios iniciais e avançados de regeneração associados ao seringal na área da Reserva Michelin, Igrapiúna, Bahia, Brasil, e (2) avaliar o sucesso de captura

utilizando dois tipos de tratamentos: álcool e solução de álcool com açúcar.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Michellin (13°50'S, 39°10'W), localizada na região do Baixo Sul da Bahia, rodovia BA 001, Km 5, entre os municípios de Ituberá e Igrapiúna. Com 4.000 ha, a reserva é representada por uma área de morros ao longo da costa sul do estado, distando 18 km do mar. Apresenta cumes entre 92-383 m, onde a presença de áreas planas é rara. Os elementos da paisagem dentro da reserva incluem 1.000 ha de seringais e 3.000 ha de fragmentos florestais. Dentro dos fragmentos, há um mosaico de diferentes blocos de vegetação, freqüentemente representando distintos estágios sucessionais que variam desde capoeiras recentes, florestas mistas, capoeiras maduras a floresta nativa.

Estratégia de amostragem

O estudo foi realizado em 22 e 23 de abril de 2006, quando foram amostrados três diferentes componentes da paisagem: 1 – fragmento florestal em estágio avançado de regeneração, o qual se caracteriza pela presença de floresta nativa e capoeiras maduras (FA); 2 – fragmentos florestais em estádios iniciais de regeneração (FI), com presença de capoeiras recentes; 3 – áreas cobertas de monocultura de seringueira (SE) (*Hevea brasiliensis*).

Foram distribuídos 8 pontos de coleta em cada um dos três componentes da paisagem amostrados, totalizando 24 réplicas. Os pontos foram previamente sorteados no mapa do local para os fragmentos florestais em estádios iniciais de regeneração e o seringal. Para o fragmento florestal em estágio avançado de regeneração a distribuição dos pontos foi feita a intervalos de 1km entre as réplicas. Em cada réplica foram utilizadas 4 armadilhas de queda, dispostas em um quadrante de 10x10m. Duas armadilhas continham 250ml de álcool a 70% e duas com 250ml de solução de álcool com açúcar (aproximadamente 42g de açúcar por litro de álcool). As armadilhas que apresentavam o mesmo tipo de tratamento foram dispostas em diagonal, sendo uma armadilha de 1.000ml e outra de 500ml, com isso foi possível alternar o tipo de tratamento ao longo do quadrado. Para evitar o alagamento das armadilhas de queda por ocorrência de chuvas, foram utilizados pratos plásticos mantidos em cobertura com auxílio de palitos de madeira.

A biomassa foi determinada a partir do peso úmido dos indivíduos capturados pelas armadilhas de queda. O material de cada réplica foi pesado no Laboratório de Ecologia Nutricional de Insetos (LENI) no Instituto de Biologia da UFBA, em balança analítica digital Carll Zeiss (precisão de quatro casas decimais) após secagem por um período de 20 minutos com auxílio de papel filtro.

Análise dos dados

Para análise dos dados foi realizada uma ANOVA de dois fatores, sendo o primeiro fator as diferentes

Tabela 1. Número de indivíduos e biomassa para os quatro grupos de artrópodes em três fisionomias vegetais da paisagem, Igrapiúna, Bahia, 22 e 23 de abril de 2006.

Área	Dermaptera	Araneae	Blattaria	Isopoda	Biomassa (g)
Fragmento em estágio avançado de regeneração	47	26	30	-	3,64
Fragmentos em estádios iniciais de regeneração	36	42	10	8	3,40
Seringal	5	46	-	30	0,54
Total	88	114	40	38	7,58

fisionomias e o segundo, os tratamentos nas armadilhas, no programa SPSS 11.0 for Windows, com posterior teste de comparações múltiplas de Tukey. Devido a não homogeneidade das variâncias, optou-se pelo ranqueamento dos dados. O nível de significância (alfa) adotado foi de 0,025.

RESULTADOS

Foram coletados um total de 3.917 artrópodes com 96 armadilhas de queda. Dentre os indivíduos identificados como cursores, as quatro ordens mais representativas foram: Araneae (114), Dermaptera (88), Blattaria (40) e Isopoda (38), atingindo uma biomassa total de 7,58g, (Tabela 1). Os valores de biomassa total encontrados nas réplicas dos fragmentos florestais em estádios iniciais (FI) e avançados (FA) de regeneração foram semelhantes entre si, enquanto que os valores de biomassa encontrados no seringal (SE) foram consideravelmente menores (Tabela 1).

O resultado da ANOVA não evidenciou efeito da interação dos fatores na biomassa. Verificou-se que não houve diferença significativa entre tratamentos (álcool e açúcar; $F = 0,017$ e $p = 0,898$) e nem entre as áreas ($F = 3,484$ e $p = 0,0400$) (Fig. 1).

Além do mais, verificou-se que existe uma variabilidade entre os valores de biomassa entre as réplicas para cada fitofisionomia (Fig. 1). Os fragmentos florestais em estádios iniciais e avançado de regeneração apresentaram picos de biomassa que não foram detectados no seringal, que apresentou valores de biomassa relativamente homogêneos. Ao realizar a análise de comparação múltipla de Tukey, observou-se que não houve diferença significativa dos valores da biomassa dos grupos de artrópodes entre o FA e FI ($p = 0,682$), nem entre o FI e SE ($p = 0,237$). Ao comparar, porém, FA com SE a diferença mostrou-se significativa ($p = 0,014$).

DISCUSSÃO

No presente estudo, as ordens que se apresentaram de forma mais significativa foram Dermaptera, Blattaria, Isopoda e Araneae, fato que pode ser atribuído à técnica de amostragem escolhida (armadilha de queda), favorecendo a captura destas em detrimento das demais ordens de artrópodes cursores. Armadilha de queda é o método mais utilizado em muitos trabalhos de pesquisa para estimativa

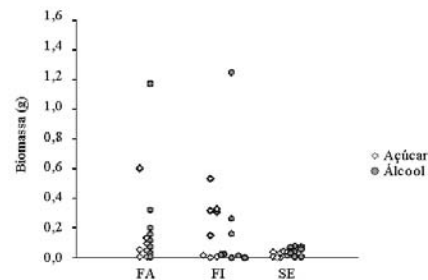


Fig. 1. Distribuição da biomassa de quatro grupos de artrópodes em três fisionomias vegetais da paisagem, Igrapiúna, Bahia, 22 e 23 de abril de 2006. FA – Fragmento florestal em estágio avançado de regeneração; FI – Fragmentos florestais em estádios iniciais de regeneração e SE - Seringal.

de artrópodes, ainda que exista uma série de fatores que influenciam a efetividade destas armadilhas (ADIS, 1979). Em seu estudo, SANTOS *et al.* (2007) encontraram maior abundância nos táxons Formicidae e Coleoptera em plantações de Oliveiras, e maior abundância de Aranea e Coleoptera em armadilhas com diâmetros maiores, ressaltando que a eficiência da captura das armadilhas de queda é afetada por fatores como diâmetro, quantidade e tipo de solução, sendo que a coleta é resultado da abundância, atividade e comportamento dos organismos, e que estes fatores podem levar a uma superestimação de alguns grupos.

Segundo HIJII *et al.* (2001), informações sobre densidade e biomassa de artrópodes são essenciais para caracterizar a estrutura da comunidade, particularmente a estrutura trófica. BENITO *et al.* (2004) ressaltam que a composição da comunidade e densidade da população podem variar de acordo com o clima, solo e vegetação, bem como de acordo com o sistema de cultivo adotado. As ordens Isopoda e Araneae foram mais abundantes na monocultura de seringueira, porém tiveram menor biomassa em relação às matas. Esta situação também foi encontrada por TINOCO (2004) em relação à monocultura de eucalipto, quando comparada à mata de referência (Mata Atlântica). Neste estudo, o fragmento em estágio avançado de regeneração apresentou a maior biomassa total e maior representatividade das ordens Dermaptera e Blattaria, também corroborado por TINOCO (2004) e COSTA (2004), respectivamente, para matriz de eucalipto, porém, sem representação de Isopoda. Segundo MIGLIORINI *et al.* (2003), mudanças do ecossistema de seu estado nativo para outro menos natural, como a transformação de áreas nativas em pastos (BENITO *et al.*,

2004), trazem mudanças nas características quantitativas e qualitativas das comunidades do solo, podendo-se evidenciar os graus de alteração, degradação e substituição com relação ao estado natural. Práticas de agricultura, como aplicação de pesticidas e aragem, provocam distúrbios na estrutura do solo e podem reduzir a abundância e diversidade de espécies edáficas (FÖSTER *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2007).

Apesar do resultado do teste de comparações múltiplas não ter evidenciado diferença significativa entre a biomassa encontrada no fragmento em estágio avançado de regeneração e nos fragmentos em estágio inicial, essa análise detectou diferença significativa entre a biomassa do fragmento em estágio avançado e do seringal. As maiores abundâncias de Dermaptera e Blattaria, registradas para o fragmento, podem estar relacionadas aos hábitos decompositores destas ordens (BORROR & DELONG, 1988), considerando a baixa densidade de matéria orgânica depositada no solo no seringal. Já que as matrizes agroflorestrais não apresentam os recursos ambientais equivalentes aos encontrados na mata (ex. troncos caídos), isso poderia ser um fator limitante para o estabelecimento desses decompositores no seringal (MOÇO *et al.*, 2005). Além disso, GERBER *et al.* (2007) ressaltam que a biomassa de artrópodes é afetada pelo tipo de vegetação, idade (HOOPER, 1996; ABBOTT *et al.*, 1999) e tamanho das árvores (HJII *et al.*, 2001). Muitos animais edáficos têm ciclos de vida que são altamente dependentes de seu ambiente circundante, interagindo com o solo de formas diferenciadas (PARISI *et al.*, 2005), sendo que características como nutrientes, temperatura, umidade do solo e microclima podem influenciar a presença desses organismos (HÖFER *et al.*, 2000; BRAGAGNOLO *et al.*, 2007). Sendo assim, a diferença significativa entre a biomassa do fragmento florestal em estágio avançado de regeneração e o seringal pode estar associada não apenas às características relacionadas à cobertura vegetal das mesmas, mas também às propriedades do solo, diferentes nestas duas paisagens, diante dos históricos de sua utilização para agricultura.

Avaliando os resultados relacionados à comparação entre a biomassa dos fragmentos em estádios iniciais de regeneração e seringal, não ocorreu diferença

significativa. Uma vez que estes fragmentos possuem, em sua maioria, elementos associados à vegetação secundária (capoeira), apresentando vegetação pioneira, sub-bosque denso e dossel aberto em grande parte de sua extensão. Além disso, estes fragmentos são menores que o fragmento em estágio avançado de regeneração, sofrendo maior efeito de borda (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). A presença de maior biomassa justamente no ponto que se dispôs no interior do fragmento levanta a hipótese, para ser testada em estudos posteriores, a respeito da influência do efeito de borda sobre a biomassa dos artrópodes estudados.

CONCLUSÕES

A utilização de tratamentos diferenciados (álcool e álcool + açúcar) nas armadilhas de queda para a captura dos quatro grupos de artrópodes estudados não contribuiu para diferença significativa para os valores de biomassa adquiridos.

Analisando a diferença entre os valores de biomassa das três fisionomias vegetais juntas não encontramos diferença significativa, contudo, em análises posteriores, buscando comparar as fisionomias vegetais aos pares, foi verificada significância entre o fragmento florestal em estágio avançado de regeneração e o seringal. A menor biomassa apresentada pelo seringal pode indicar a sua ineficiência para a conexão dos remanescentes de mata.

A não significância entre a biomassa dos fragmentos e do seringal pode estar relacionada ao posicionamento dos pontos em relação à borda, no entanto, trata-se de uma hipótese a ser testada em estudos posteriores.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento e à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PRPPG), pelo auxílio financeiro para execução deste trabalho. À Michelin da Bahia LTDA e seus funcionários, pela autorização e apoio logístico para o desenvolvimento desta pesquisa. Aos Professores Pedro Rocha e Francisco Bastos, pela orientação e apoio. Aos colegas do curso, pela disponibilidade e comprometimento durante a execução deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT I, A WILLS & T BURBIDGE. 1999. The impact of canopy development on arthropod faunas in recently established *Eucalyptus globulus* plantations in Western Australia. **Forest Ecology and Management** 121(3): 147-158.
- ADIS J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. **Zoologischer Anzeiger Jena** 202 (24): 177-184.
- BENITO NP, M BROSSARD, A PASINI, MF GUIMARÃES & B BOBILLIER. 2004. Transformations of soil macroinvertebrate populations after native vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). **European Journal of Soil Biology** 40: 147-154.
- BIERREGAARD RO JR, WF LAURENCE, JW JR SITES, AJ LYNAM, RK DIDHAM, RKM ANDERSEN, MD TOCHER, AP SMITH, VM VIANA, TE LOVEJOY, KE SIEVING, A KRANES, C RESTREPO & GK MORITZ. 1997. Priorities for the Study of Fragmented Tropical Ecosystems, p. 515-524. *In*: WF LAURENCE & RO BIERREGAARD (Eds.). **Tropical forest remnants - ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press.
- BIHN JH, M VERHAAGH, M BRANDLE & R BRANDL. 2008. Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation** 141(3): 733-743.
- BORROR DJ & DM DELONG. 1988. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: Editora Edgard Beücher.
- BRAGAGNOLO C, AA NOGUEIRA, R PINTO-DA-ROCHA & R PARDINI. 2007. Harvestmen in an Atlantic forest fragmented landscape: Evaluating assemblage response to habitat quality and quantity. **Biological Conservation** 139(3-4): 389-400.
- CARVALHO FMV, PS PINHEIRO, FAS FERNANDEZ & JL NESSIMIAN. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in

- southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências** 1(1): 91-101.
- CERQUEIRA R, A BRANT, MT NASCIMENTO & R PARDINI. 2003. Fragmentação: alguns conceitos, p. 23-40. *In*: DM RAMBALDI & DAS OLIVEIRA (Orgs.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- COSTA MGC 2004. **Comparação da microfauna de vertebrados e artrópodes cursores de serapilheira em região da Mata Atlântica e monocultura de eucalipto, no Sul da Bahia**. Universidade Federal da Bahia, Salvador. Msc. diis.
- FÖRSTER B, M GARCIA, O FRANCIMARI & J RÖMBKE. 2006. Effects of carbendazim and lambda-cyhalothrin on soil invertebrates and leaf litter decomposition in semi-field and field tests under tropical conditions (Amazon, Brazil). **European Journal of Soil Biology** 42(1): 171-179.
- GANIHAR SR. 1997. Biomass estimates of terrestrial arthropods based on body length. **Journal Bioscience** 22(2): 219-224.
- GERBER E, C KREBSA, C MURRELLA, M MORETTI, R ROCKLINC & U SCHAFFNERA. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. **Biological Conservation** 141(3): 646-654.
- HAILA Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications** 12(2): 321-334.
- HIJII N, Y UMEDA & M MIZUTANI. 2001. Estimating density and biomass of canopy arthropods in coniferous plantations: an approach based on a tree-dimensional parameter. **Forest Ecology and Management** 144(1-3): 147-157.
- HÖFER H, L BECK, B FÖRSTER, M GARCIA, W. HANAGARTH, FJ LUIZÃO, RC LUIZÃO, C MARTIUS, JW MORAIS & J RÖMBKE. 2000. The function of the soil macrofauna in decomposition processes in Central Amazonian polyculture systems and forests. **Biotic and Abiotic Interactions in Soil and Sediment**. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research.
- HOOPER RG. 1996. Arthropod biomass in winter and the age of longleaf pines. **Forest Ecology and Management** 82(1): 115-131.
- KREMEN C, RK COLWELL, TL ERWIN, DD MURPHY, RF NOSS & MA SANJAYAN. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology** 7(4): 796-808.
- LAURENCE JF & EB BRITTON. 1991. Coleoptera, p. 543-683. *In*: ID NAUMANN (Ed.). **Insects of Australia: a textbook for students and research workers**. Melbourne: Cornell University Press.
- LAURENCE JF, ES NIELSEN & S MACKERRA. 1991. Skeletal anatomy and key to orders, p. 3-32. *In*: ID NAUMANN (Ed.). **Insects of Australia: a textbook for students and research workers**. Melbourne: Cornell University Press.
- McGARIGAL K & S CUSHMAN. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications** 12(2): 335-345.
- McGEOCH MA & SL CHOWN. 1998. Scaling up the value of bioindicators. **Trends in Ecology and Evolution** 13(2): 46-47.
- MIGLIORINI M, PP FANCIULLI & F BERNINI. 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). **Pedobiologia** 47(1): 9-18.
- MITTERMEIER RA, N MYERS, C MITTERMEIER, GAB FONSECA & J KENT. 2000. Biodiversidade hotspot for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- MOÇO MKS, EF GAMA-RODRIGUES, AC GAMA-RODRIGUES & M CORREIA. 2005. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciências do Solo** 29(4): 555-564.
- PARISI V, C MENTA, C GARDI, C JACOMINI & E MOZZANICA. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 105(1-2): 323-333.
- PRIMACK RB & E RODRIGUES. 2001. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta.
- SANTOS SAP, JE CABANAS & JA PEREIRA. 2007. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): effect of pitfall trap type. **European Journal of Soil Biology** 43(2): 77-83.
- SAUNDERS DA, RJ HOBBS & CR MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5(1): 18-32.
- SCHOWALTER TD. 1996. **Insect ecology: an ecosystem approach**. Londres: Academic Press.
- TABARELLI M, LP PINTO, JMC SILVA, MM HIROTA & L DEDÊ. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** 1(1): 12-23.
- THOMAZINI MJ & APBW THOMAZINI. 2000. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa.
- TINÓCO MS. 2004. **Variação da composição da comunidade de artrópodes das formações florestadas do extremo sul da Bahia: disponibilidade de recursos alimentares para lagartos e anuros de serrapilheira**. Universidade Federal da Bahia, Salvador, MSc. diis.
- TISCHENDORF L & L FAHRIG. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos** 90(1): 7-19.
- VIANA V & AFV PINHEIRO. 1998. Conservação da Biodiversidade em fragmentos Florestais. **Série Técnica IPEF** 12(32): 25-42.