

Influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade de fragmentos de floresta aluvial no Sul de Minas Gerais

Ana Carolina da Silva¹
Eduardo van den Berg²
Ana Pimenta Ribeiro¹
Pedro Higuchi¹
Luis Marcelo Tavares de Carvalho¹
André Lima³
Fausto Weimar Acerbi Júnior¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA/DCF
Campus Universitário – Lavras – MG, Brasil
carol_sil4@yahoo.com.br
anapimentaribeiro@yahoo.com.br
phigfloresta@gmail.com
passarinho@ufla.br
fausto@ufla.br

²Universidade Federal de Lavras – UFLA/DBI
Campus Universitário – Lavras – MG, Brasil
evandenb@ufla.br

³Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
Caixa Postal 515 - 12245-970 - São José dos Campos - SP, Brasil
andre@dsr.inpe.br

Abstract. The objectives of this study were to evaluate the changes of the landscape structure in a 40 years period (1965-2005) and the influence of the landscape on diversity pattern of aluvial forest fragments in South Minas Gerais. The vegetation data were collected in 54 10 × 20 m plots, totalizing 1.08 ha. The plots were distributed in five aluvial forest fragments and in a riverine forest. The landscapes parameters were obtained from a 1965 aerial photography and a 2005 satellite image using ENVI and FRAGSTATS programs. In order to evaluate the diversity patterns, the Shannon (H') and Pielou (J) Index were calculated. The similarity among the studies areas were assessed using the Jaccard index. A massive fragmentation process was detected between 1965 and 2005. In this period, a national development program has triggered a decreament in the vegetation area and increament of edge effect and edge/interior relation in fragments. Considering this relative shor-time, no relationship was observed between the resulting landscape structure and the tree diversity pattern in the area.

Palavras-chave: forest fragmentation, aluvial fragments, landscape ecology, fragmentação florestal, fragmentos aluviais, ecologia da paisagem.

1. Introdução

As áreas inundadas, nas últimas décadas, têm passado por intensas influências antrópicas e modificações na sua configuração espacial original, por meio da retirada da vegetação natural e sua utilização para agricultura e criação de gado (Junk, 1993). Este processo de fragmentação tem como principais resultados a redução no tamanho efetivo de populações, a perda de habitat e alterações nas interações ecológicas e nos processos reprodutivos das espécies, que irão resultar em mudanças nos padrões de diversidade e dinâmica das comunidades vegetacionais. Dentre os principais fatores que afetam estes padrões destaca-se o efeito de borda (Murcia, 1995), a matriz vegetacional (Bierregaard-Junior et al., 2001) e o

tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos (Bierregaard-Junior et al., 1992). Em geral, quando menor a área do fragmento e maior o isolamento deste, maiores os riscos de extinções determinísticas e estocásticas (McArthur e Wilson, 1967; Metzger, 1999).

A região do sul de Minas Gerais tem se caracterizado pela crescente exploração de seus recursos naturais. Essa exploração, que remonta do período colonial, reduziu a cobertura vegetal primitiva a remanescentes esparsos, em sua maioria perturbados pelo fogo, agropecuária e retirada de madeira (Oliveira Filho et al, 1994). O município de São Sebastião da Bela Vista possui grande parte de sua área utilizada em atividades agropecuárias (IBGE, 2006), sendo que, a região do médio Sapucaí, possui solos aluviais de utilização agrícola, principalmente, com culturas de arroz e hortaliças, e criação de gado em campos naturais ou plantados (Ururahy et al., 1983). O que se observa, dentro de muitos fragmentos, é o pisoteio freqüente do gado, impedindo a regeneração natural, restando poucas áreas com influência antrópica menos intensa.

Além das causas antrópicas, a fragmentação florestal pode ter causas naturais (MMA, 2003). Áreas alagáveis, em geral, possuem fragmentos florestais naturais devido à variação no relevo que produz áreas permanentemente ou temporariamente inundadas. Nas áreas mais baixas e saturadas há o impedimento da formação de vegetação arbórea, predominando uma vegetação herbácea adaptada. Nas elevações há o desenvolvimento do extrato arbóreo, formando ilhas naturais de vegetação, que podem ser alagadas durante as estações chuvosas.

Na área estudada, há fragmentos florestais em meio a uma matriz herbácea. Alguns campos são permanentemente inundados e, nas áreas mais altas, há o desenvolvimento do componente arbóreo. Porém, existe alto impacto antrópico na região, formando fragmentos florestais também de origem antrópica. Dessa forma, os objetivos deste trabalho foram: i) Quantificar o processo de fragmentação por meio das mudanças estruturais da paisagem ocorridas entre 1965 e 2005 e determinar suas causas; ii) avaliar a influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade florística e dominância de espécies nos fragmentos de floresta aluvial estudados.

2. Material e Métodos

Descrição da área de estudo - Foram estudados cinco fragmentos de floresta aluvial, com saturação hídrica do solo freqüente, e uma mata ciliar de influência aluvial, com inundação sazonal, classificados como Floresta Semidecidual Aluvial (IBGE, 1992). A vegetação, segundo Rizzini (1997), é uma zona de influência do cerrado e da floresta atlântica. As áreas estão localizadas na Bacia Hidrográfica do rio Sapucaí, no município de São Sebastião da Bela Vista, MG, e possui as coordenadas geográficas limites de latitude 22°05'57"S a 22°07'22,5"S e longitude 45°48'05"W a 45°48'53,5"W; a altitude é de 809m. O clima predominante Cwb (classificação de Köppen) (Brasil, 1992) e o índice pluviométrico anual da região está entre 1.300 e 1.700 mm, com o período seco nos meses de Junho a Agosto, e mais chuvoso nos meses de Dezembro a Fevereiro (50% da pluviosidade anual). O relevo predominante da região é plano a suave ondulado, onde as formas planas estão sujeitas às inundações periódicas.

Levantamento florístico – No ano de 2005 foram alocadas 54 parcelas (24 parcelas na mata ciliar e seis em cada fragmento aluvial) de 200 m², totalizando 1,08 ha de área amostrada. As parcelas foram distribuídas nas áreas de forma a procurar amostrar adequadamente as suas variações ambientais, sendo que em cada fragmento foram alocadas três parcelas nas bordas e três no interior do fragmento, menos no Fragmento 5, onde todas as parcelas foram alocadas na borda ou próxima a esta, devido ao seu formato alongado. Na mata ciliar foram alocadas nove parcelas na borda interna da mata, ao lado do rio, nove parcelas na borda externa da

mata, onde há uma matriz de campo, e seis parcelas no interior da mata ciliar, sendo que a menor quantidade de parcelas no interior da mata ciliar foi devido a mata ser, em alguns trechos, muito estreita, não existindo, portanto, interior. Todos os indivíduos arbóreos vivos dentro das parcelas que apresentaram diâmetro medido a 1,30 m de altura (DAP) igual ou superior a 5 cm foram identificados por meio de consultas a especialistas, literatura e herbários. Os espécimes coletados foram depositados no Herbário ESAL (UFLA).

Processamento das imagens – Foram utilizadas uma fotografia aérea de 1965 e imagem do sensor TM/Landsat de 2005 para a produção dos mapas de cobertura. A fotografia aérea foi digitalizada e corrigida geometricamente tomando como referencia a mesma imagem TM utilizada na elaboração do Inventário Florestal da Flora Nativa de Minas Gerais de 2005 (Laboratório de Estudos em Manejo Florestal – LEMAF/UFLA). As imagens foram classificadas pelo programa ENVI (versão 4.1) usando o método de classificação supervisionada por Máxima Verossimilhança e aferida pela verdade de campo. Os pixels das imagens foram reamostrados, sendo convertidos de 30 x 30 m para 5 x 5 m. As imagens foram exportadas para o formato ASCII, possibilitando assim as análises no programa FRAGSTATS (versão 3.3). As seguintes métricas foram calculadas para as áreas nos anos de 1965 e 2005: CA – área da classe (área dos fragmentos da classe em hectares), TE – total de bordas (soma de todas as bordas da classe, considerando borda 15 m para o interior do fragmento) e CORE – área central (área central do fragmento). Com base nesses dados, calculou-se a relação borda/interior nas áreas. Também foi calculado, para a imagem de 2005, a área de cada fragmento amostrado e da mata ciliar através da métrica AREA – área (área dos fragmentos em hectares) e a distância do fragmento ao seu vizinho mais próximo pela métrica ENN – distância euclidiana borda-a-borda entre o fragmento e o fragmento mais próximo da mesma classe.

Análise dos dados - Para quantificar a diversidade da mata ciliar e dos cinco fragmentos, foram calculados, pelo programa R (R Development Core Team 2005) utilizando a biblioteca vegan (Oksanen, et al., 2005) o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e a equabilidade de Pielou (J) (Brower e Zar, 1984). Os índices de diversidades de Shannon foram comparados entre as áreas pelo teste t de Hutcheson (Zar, 1984). A similaridade florística entre a mata ciliar e os fragmentos florestais foi obtida pelo índice de similaridade de Jaccard (Pielou 1975). A quantificação da mudança da paisagem foi realizada comparando os parâmetros calculados entre 1965 e 2005. Foi avaliada a influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade das áreas amostradas por meio das correlações de Spearman, feitas no programa Statistica (StatSoft, Inc., 2001), entre H' e J e os parâmetros estruturais da paisagem: área de cada fragmento amostrado, distância do vizinho mais próximo, efeito borda e relação borda/interior, realizadas para os dados coletados no ano de 2005.

3. Resultados e Discussão

Pelas fotos aéreas obtidas em agosto de 1965, pode-se observar que, com exceção do fragmento 5, todos os outros estavam conectados à mata ciliar (**Figura 1**). A partir da década de 70, devido ao programa governamental Pró-varzea, deu-se início a um processo intenso de fragmentação. Com o objetivo de tornar áreas alagadas em agricultáveis, um sistema de drenos e diques foi construído separando os fragmentos estudados da mata ciliar e, nos anos seguintes, áreas com vegetação natural cederam lugar à pecuária e agricultura. No ano de 2005, por meio das observações de campo e entrevistas com moradores locais, foi verificado que os fragmentos são utilizados como fonte de madeira e são visitados frequentemente pelo gado criado nas áreas adjacentes. Em 2005, o fragmento 4 foi considerado o mais antropizado entre os fragmentos estudados, inclusive, atravessado longitudinalmente por um dique.

Na **Figura 1** estão representadas as imagens da mata ciliar e dos fragmentos estudados nos anos de 1965 (**Figura 1A**) e 2005 (**Figura 1B**). Em 1965 a área total florestada era de 125,21 ha que, devido ao desmatamento, foi reduzida a 64,19 ha, sendo desmatado, portando, quase a metade da área florestada (61,02 ha) (**Tabela 1**). Isso resultou em um aumento do efeito borda nos fragmentos, que era de 28,81% da paisagem em 1965 e foi de 42,70% da paisagem em 2005 (**Tabela 1**). O efeito borda é a influência que a matriz não florestada tem sobre a parte mais marginal do fragmento, causando alterações físicas e estruturais (Tabanez et al., 1997) e podendo variar segundo o tipo de vegetação (Oliveira, 1997) e os parâmetros ambientais mensurados (Kapos, 1989; Laurance et al., 2002). Esses efeitos são os aumentos da intensidade e variação da luz, temperatura e aumento do efeito do vento, e a diminuição na umidade do ar e aumento de sua variação (Bierregaard-Junior et al., 1992), ocasionando modificações na composição florística por meio de processos de extinção local e sucessão vegetal (Murcia, 1995). Há perda de biodiversidade, por meio da mortalidade de espécies adaptadas ao interior de floresta e o desenvolvimento e posterior dominância de espécies pioneiras e lianas (Primack e Rodrigues, 2001). As mudanças na composição florística em habitats fragmentados podem gerar ruptura do mutualismo por meio da extinção de animais dependentes de determinadas plantas, e vice-versa, como polinizadores, dispersores e animais responsáveis pela ciclagem de nutrientes (Aizen e Feinsinger, 1994; Schelhas e Greenberg, 1996). Com a redução populacional e aumento do isolamento, essas populações estão susceptíveis às depressões endogâmicas e mudanças genética, causando extinção e declínio da população (Primack e Rodrigues, 2001). Assim, decresce a diversidade nas populações e, conseqüentemente, há perda de características adaptativas ecológicas e evolucionárias (Burgess, 1988), necessárias à manutenção da população em longo prazo e a eventos estocásticos.

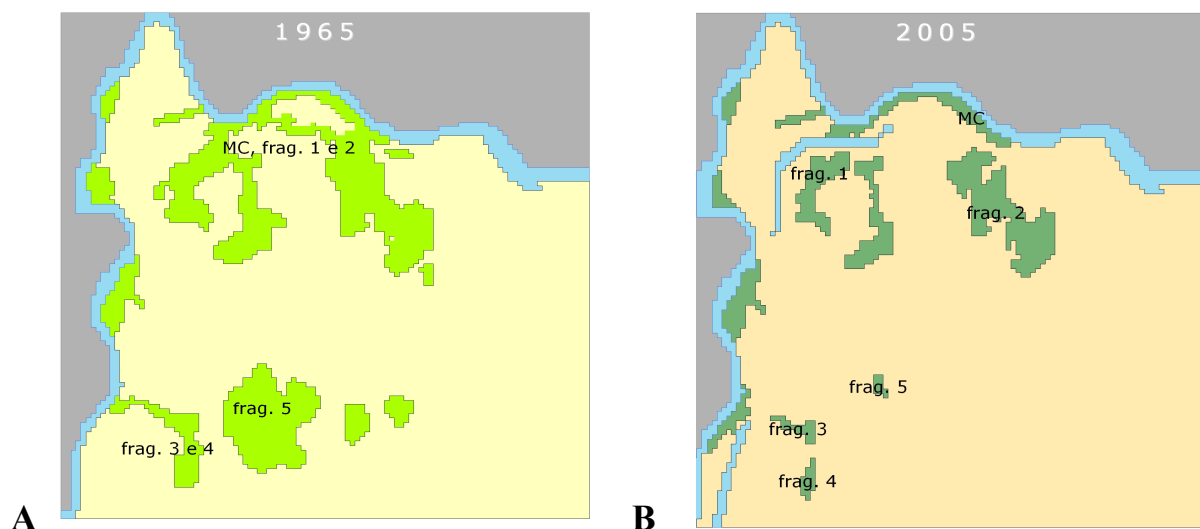


Figura 1. Imagens dos fragmentos (Frag. 1, 2, 3, 4 e 5) e da mata ciliar (MC) estudados em uma área aluvial em São Sebastião da Bela Vista, MG, nos anos de 1965 (Figura 1A) e 2005 (Figura 1B).

Tabela 1. Parâmetros estudados da estrutura da paisagem da mata ciliar (MC) e fragmentos aluviais (Frag. 1, 2, 3, 4 e 5) nos anos de 1965 e 2005, em São Sebastião da Bela Vista, MG. *O total representa, além das áreas amostradas, as outras áreas contidas na imagem.

Fragmento	Área (ha)		Área desmatada (ha)	Efeito borda		Relação borda/interior		Vizinho mais próximo em 2005 (m)
	1965	2005		1965	2005	1965	2005	
MC		8,15			4,79		1,43	49,50
Frag. 1	67,35	7,47	30,04	19,09	2,75	0,40	0,58	35,00
Frag. 2		21,69			5,96		0,38	49,50
Frag. 3		2,00			1,29		1,83	95,00
Frag. 4	9,14	1,62	5,52	3,70	0,94	0,68	1,38	95,00
Frag. 5	27,78	0,90	26,88	4,12	0,61	0,17	2,05	404,75
Total*	125,21	64,19	61,02	36,07 (28,81%)	27,41 (42,70%)	0,40	0,75	

Houve também aumento da relação borda/interior, que era de 0,4 em 1965 e foi de 0,75 em 2005 (**Tabela 1**). A razão borda/interior indica a fração da área do fragmento que se encontra sob efeito de borda: fragmentos de forma circular apresentam uma baixa razão borda/interior, enquanto fragmentos alongados apresentam uma alta razão, obtendo um efeito borda mais intenso (Viana, 1990).

Na mata ciliar foram registradas alta dominância ($J = 0,58$) e baixa diversidade ($H' = 1,83$) (**Tabela 2**). Esta baixa diversidade foi encontrada também nos fragmentos 1 ($H' = 1,82$) e 4 ($H' = 1,76$) (**Tabela 2 e 3**). O fragmento 3, com $H' = 2,00$, estatisticamente não difere do fragmento 1 (**Tabela 3**), permanecendo no grupo dos fragmento de menor diversidade e alta dominância ($J = 0,65$). Já os fragmentos 2 e 5, com maior diversidade ($H' = 2,56$ e $H' = 2,37$, respectivamente, **Tabela 2**), estão em um grupo distinto (**Tabela 3**). O fragmento 5 foi também aquele que, apesar de maior diversidade, obteve maior redução de área, de 27,78 ha em 1965 para 0,90 ha em 2005 (**Tabela 1**), sendo, em 2005, o menor fragmento estudado entre as áreas amostradas. Ao contrário do fragmento 2 que, além de maior diversidade, é o maior fragmento estudado em 2005 (21,69 ha, **Tabela 1**). O fragmento 5, no ano de 2005, foi também o mais isolado, estando a 404,75 m do vizinho mais próximo (**Tabela 1**). Portanto, esperava-se uma menor diversidade neste fragmento, pois, segundo a Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por McArthur e Wilson (1967), a diversidade de espécies está associada ao tamanho do fragmento e a distância das fontes de colonização, representando um balanço entre a extinção e a imigração. Devido à maior capacidade de suporte, populações nos grandes fragmentos tendem a ser maiores e menos vulneráveis à extinção e quanto maior o isolamento e menor o fragmento, menor a taxa de imigração (McArthur e Wilson, 1967). A Teoria da Biogeografia de Ilhas define que uma diminuição na superfície da ilha ou fragmento está associada a uma diminuição exponencial do número de espécies e uma redução das relações interespecíficas (McArthur e Wilson, 1967). Alguns trabalhos realizados sobre as consequências da fragmentação, como o de Tabanez et al. (1997), têm mostrado efeitos negativos no índice de biodiversidade. No entanto, na **Tabela 4**, observa-se que não houve correlação entre a diversidade de espécies e os parâmetros estruturais da paisagem estudados. Provavelmente, a alta diversidade do fragmento 5, em 2005, quando comparada aos outros fragmentos estudados, pode estar relacionada à grande extensão da área no passado, não tendo o fragmento respondido negativamente, ainda, aos efeitos da diminuição da área florestada e isolamento. Segundo Bierregaard-Junior et al. (2001) a redução na diversidade de espécies pode não ser observada em curto prazo, em razão das árvores serem elementos físicos, autotróficos e de grande longevidade.

Tabela 2. Número de indivíduos por hectare (N), número de espécies (Nsp), Índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) para a Mata Ciliar e fragmentos amostrados em São Sebastião da Bela Vista, MG.

Localidade	N	Nsp	H'	J
Mata Ciliar	1354,17	23	1,83	0,58
Fragmento 1	2350,00	26	1,82	0,56
Fragmento 2	1575,00	27	2,56	0,78
Fragmento 3	3158,33	22	2,00	0,65
Fragmento 4	2358,33	16	1,76	0,63
Fragmento 5	2341,67	31	2,37	0,69

Tabela 3. Teste t de Hutson para comparação do Índice de Diversidade de Shannon (H') entre a Mata Ciliar (MC) e os fragmentos estudados (Frag1, Frag2, Frag3, Frag4 e Frag5). * e ** os setores se diferem em relação ao H' a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

	MC	Frag1	Frag2	Frag3	Frag4
Frag1	0,06	-	-	-	-
Frag2	7,66**	5,78**	-	-	-
Frag3	2,23*	1,57	5,32**	-	-
Frag4	0,86	0,54	7,52**	2,67**	-
Frag5	5,31**	4,12**	1,58	3,3**	5,44**

Tabela 4. Correlações de Spearman entre Índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) e os parâmetros estruturais da paisagem: área de cada fragmento, distância do vizinho mais próximo (isolamento), efeito borda e relação borda/inteiro, realizado para os dados coletados no ano de 2005, em fragmentos aluviais no município de São Sebastião da Bela Vista, MG. Valores de *p* maior que 0,05 indicam a não significância dos valores da correlação a 5% de probabilidade.

Variáveis	N	R Spearman	t (N - 2)	<i>p</i>
H' e Área	6	0,257	0,532	0,623
J e Área	6	-0,029	-0,057	0,957
H' e Isolamento	6	0,206	0,421	0,660
J e Isolamento	6	0,530	1,249	0,280
H' e efeito borda	6	0,257	0,532	0,623
J e efeito borda	6	-0,029	-0,057	0,957
H' e borda/inteiro	6	0,086	0,172	0,872
J e borda/inteiro	6	0,086	0,172	0,872

Devido à grande extensão florestada do fragmento 5 em 1965, pode ser que este servisse como fonte de propágulos para áreas menores. Assim, os efeitos da sua diminuição, provavelmente, irão afetar as áreas vizinhas. No entanto, verifica-se, na **Tabela 5**, que a similaridade florística entre o fragmento 5 e os fragmentos 3 e 4, que são os mais próximos deste, foi de 42,9% e 43,9%, respectivamente. A similaridade florística é pequena, se comparada à similaridade com a mata ciliar (71,4%) e com o fragmento 2 (64,3%), áreas mais distantes do fragmento 5 (**Figura 1B**), e pode indicar um baixo fluxo de sementes. Provavelmente, as similaridades e dissimilaridades entre estes fragmentos estão relacionadas a condições ambientais semelhantes ou diferentes, respectivamente, do que com distância entre fragmentos. Pode ser que haja maior dispersão de sementes entre os fragmentos 3, 4 e 5, porém, somente as espécies adaptadas às diferentes condições ambientais conseguem se estabelecer.

Tabela 5. Índice de similaridade de Jaccard entre os setores mata ciliar (MC) e os fragmentos estudados (Frag1, Frag2, Frag3, Frag4 e Frag5).

	MC	Frag1	Frag2	Frag3	Frag4
Frag1	0,653	-	-	-	-
Frag2	0,768	0,688	-	-	-
Frag3	0,573	0,352	0,723	-	-
Frag4	0,609	0,539	0,560	0,389	-
Frag5	0,714	0,407	0,643	0,429	0,439

Os fragmentos 1, 2 e mata ciliar, antes conectados, após a construção de diques e canais de drenagem da área aluvial, foram desconectados, dificultando o intercâmbio genético entre eles (**Figura 1**). No entanto, a similaridade florística entre eles, como era de se esperar, foi alta (**Tabela 4**). Entretanto, os fragmentos 3 e 4, também conectados no passado e atualmente separados a uma distância de 95,00 m (**Tabela 1**) por uma matriz de campo, obteve baixa similaridade (38,9%). Isso pode estar ocorrendo devido a menor diversidade do fragmento 4 (**Tabelas 2 e 3**). Observou-se neste fragmento impacto antrópico maior que no fragmento 3, o que pode ser a causa da menor diversidade e, também, menor similaridade florística.

Neste trabalho, foi possível observar o processo de fragmentação da área, entre os anos de 1965 e 2005, por meio da separação da mata ciliar dos fragmentos na planície aluvial, quando houve a construção dos diques e canais de drenagem. Além disso, neste período, houve a diminuição da área florestada, assim como aumento do efeito borda e relação borda/interior dos fragmentos. Como o desmatamento foi um processo recente, não houve ainda, provavelmente, influência na diversidade florística e dominância de espécies das áreas amostradas.

4. Referências Bibliográficas

- Aizen, M. A.; Feinsinger, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in Chaco dry Forest, **Argentina**. *Ecology*, v. 75, n. 2, p. 330-351, 1994.
- Bierregaard-Junior, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V. Santos, A. A.; Hutchings, R. W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragment and continuous forest. *Bioscience*, v. 42, p.859-866, 1992.
- Bierregaard-Junior, R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. C. G. **Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. London: Yale University Press, 2001. 478 p.
- Brasil - Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Normais climatológicas 1961-1990**. Brasília: MARA, 1992. 84 p.
- Brower, J. E.; Zar, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dudaque: W.M.C. Brow, 1984. 226 p.
- Burgess, R. L. Community organization: effects of landscape fragmentation. *Canadian Journal of Botany*, v. 66, p. 2687-2690, 1988.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Série: Manuais técnicos em geociências n.1, 1992.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 09 out. 2006.
- Junk, W. J. Wetlands of Tropical South America. In: Whigham, D.; Hejný, S.; Dykyjová, D. (eds.). **Wetlands of the World I: Inventory, Ecology and Management**. Boston: Dr. W. Junk Publ., 1993, p. 679-739.
- Kapos, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcelos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Stouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard-Junior, R. O.; Laurance, S. G.; Sampaio, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

Oksanen, J.; Kindt, R.; O'Hara, R. B. **vegan: Community Ecology Package version 1.6-10**. Disponível em: <<http://cc.oulu.fi/~jarioksa/2005>>. Acesso em: 15 mai. 2006.

Oliveira, L. M. T. **Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Veracruz Florestal Ltda., Eunápolis, BA**. 1997. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2003.

Oliveira-Filho, A. T.; Scolforo, J. R.; Mello, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 2 p. 167-182, 1994.

McArthur, R. H.; Wilson, E. D. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 87 p.

Metzger, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (orgs.). Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p.

Murcia, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

Pielou, E. C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975. 165 p.

Primack, R. B.; Rodrigues, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-07-0, 2005. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 mai. 2006.

Rizzini, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997. 747 p.

Schelhas, J.; Greenberg, R. Introduction: The value of forest patches. In: Schelhas, J., Greenberg, R. (eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington D.C.: Island Press, 1996, p. 15-35.

StatSoft, Inc. **Statistica (data analysis software system), version 6**, 2001. Disponível em: <www.statsoft.com>. Acesso em: 15 mai. 2006.

Tabanez, A. A. J.; Viana, V. M.; Dias, A. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.

Uruahy, J. C. C.; Collares, J. E. R.; Santos, M. M.; Barreto, R. A. A. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitoria; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. In: **Projeto RADAMBRASIL, As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos**. Rio de Janeiro: Estudo fitogeográfico, 1983. 780 p.

Viana, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 7., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura e Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, 1990. Resumos, p. 155.

Zar, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1984. 718 p.